

INSTITUTO FEDERAL DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE PERNAMBUCO

Campus Cabo de Santo Agostinho

Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária

Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária

EDVALDO ANTUNES GUIMARÃES NETO

**OTIMIZAÇÃO DE PLANTAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA PARA VALORIZAÇÃO
DE RESÍDUOS ORGÂNICOS E GERAÇÃO DE ENERGIA DE BAIXO CARBONO.**

Cabo de Santo Agostinho

2025

EDVALDO ANTUNES GUIMARÃES NETO

**OTIMIZAÇÃO DE PLANTAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA PARA VALORIZAÇÃO
DE RESÍDUOS ORGÂNICOS E GERAÇÃO DE ENERGIA DE BAIXO CARBONO.**

Trabalho de conclusão de curso apresentado
ao Departamento de Engenharia Ambiental e
Sanitária do Instituto Federal de Ciência e
Tecnologia de Pernambuco, como requisito
para obtenção do título de Bacharel em
Engenharia Ambiental e Sanitária.

Orientador: Prof. Dra Edilândia Farias Dantas

Coorientador: Prof. Dr Sávio Henrique de
Barros Holanda.

Cabo de Santo Agostinho

2025



Autorizamos a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico para fins de ensino e pesquisa desde que citada a fonte. Este documento está licenciado com uma Licença Creative Commons -Atribuição Não Comercial 4.0 Internacional.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca do IFPE – campus Cabo de Santo Agostinho

G963o Guimarães Neto, Edvaldo Antunes

Otimização de plantas de digestão anaeróbia para valorização de resíduos orgânicos e geração de energia de baixo carbono / Edvaldo Antunes Guimarães Neto. – Cabo de Santo Agostinho: IFPE, 2025.
62 f.: il.

Orientador: Edilândia Farias Dantas
Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco. Campus Cabo de Santo Agostinho.

1. Materiais inservíveis. 2. Biogás. 3. Sustentabilidade. I. Gadelha, Fernando Henrique de Lima. II. Título.

CDD 665.7

Catalogação na fonte: Bibliotecária Ádja de Fátima Lima Figueirôa Câmara -
CRB-4/2245

ATA DE APRESENTAÇÃO DE TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO - TCC DO CURSO SUPERIOR DE BACHARELADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

Aos vinte e seis dias do mês de fevereiro do ano de dois mil e vinte e cinco às 09h15min (nove horas e quinze minutos), na sala B08 do IFPE, campus Cabo de Santo Agostinho, deu-se início a apresentação do Trabalho de Conclusão de Curso – TCC, intitulado: otimização de plantas de digestão anaeróbia para valorização de resíduos orgânicos e geração de energia de baixo carbono, elaborado pelo estudante Edvaldo Antunes Guimarães Neto. A Banca Examinadora foi composta pelo Profa. Dra. Edilândia Farias Dantas, Profa. Dra Roseana Florentino da Costa Pereira e Prof. Dr Maurício Alves da Motta Sobrinho. Após a apresentação do trabalho e as considerações dos examinadores, os integrantes da Banca reuniram-se e, de comum acordo, deliberaram pela **APROVAÇÃO** do TCC, com nota **8,75**. Eu, Edilândia Farias Dantas lavrei esta Ata que vai assinada por mim e pelos(as) demais presentes.

Documento assinado digitalmente
 **EDILANDIA FARIAS DANTAS**
Data: 06/03/2025 10:47:20-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Documento assinado digitalmente
 **Roseana Florentino da Costa Pereira**
Data: 06/03/2025 11:01:51-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Documento assinado digitalmente
 **MAURICIO ALVES DA MOTTA SOBRINHO**
Data: 12/03/2025 13:35:12-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Documento assinado digitalmente
 **EDVALDO ANTUNES GUIMARAES NETO**
Data: 16/03/2025 21:16:09-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meus pais, por me proporcionarem uma educação de qualidade, ao Grupo de Resíduos Sólidos (GRS), da Universidade Federal de Pernambuco, especialmente aos Professores Fernando Jucá e Maria Odete, coordenadores do laboratório, aos pesquisadores do GRS, Sávio Holanda, Daniela Santos e aos técnicos Antônio Brito e Gutemberg Francisco por todo o suporte nas análises, aos professores Dra Roseana Florentino e Dr Maurício Motta, componentes da banca examinadora. Agradeço ao corpo docente do curso de Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária do Instituto Federal de Pernambuco - Campus Cabo de Santo Agostinho, representados na figura do coordenador, professor Diogo Paz e da professora Edilândia Dantas. Por fim, gostaria também de agradecer aos parceiros institucionais cruciais para o desenvolvimento deste trabalho: CEASA - Recife e ao CNPq, pela bolsa de pesquisa.

RESUMO

Este estudo busca otimizar o processo de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos provenientes da CEASA-PE, visando maximizar a produção de biogás e promover a sustentabilidade ambiental. A transformação biológica desses resíduos gera metano, principal componente do biogás, cuja liberação na atmosfera contribui para o efeito estufa e o aquecimento global. Assim, a mitigação das emissões de gases de efeito estufa (GEE), como dióxido de carbono, metano e óxido nitroso, é um aspecto essencial da pesquisa. Para avaliar a produção de biogás, foi aplicado o teste de Potencial Bioquímico de Metano (BMP), que quantifica a biodegradabilidade dos resíduos a partir da produção total de CH_4 . O experimento envolveu a introdução de frações de resíduos sólidos, meio de cultivo e inóculo rico em microorganismos anaeróbicos, acelerando o processo de bioestabilização e aumentando a eficiência da digestão anaeróbia. Além disso, a solução nutritiva utilizada auxiliou na regulação do pH, reduzindo o tempo necessário para a estabilização do sistema. Os resultados obtidos permitiram avaliar a viabilidade energética do biogás gerado, reforçando a importância do aproveitamento desses resíduos para a produção sustentável de energia.

Palavras-chave: Materiais inservíveis. Biogás. Sustentabilidade.

ABSTRACT

This study aims to optimize the anaerobic digestion process of organic waste from CEASA-PE, maximizing biogas production and promoting environmental sustainability. The biological transformation of these residues generates methane, the main component of biogas, whose release into the atmosphere contributes to the greenhouse effect and global warming. Thus, mitigating greenhouse gas (GHG) emissions, such as carbon dioxide, methane, and nitrous oxide, is a crucial aspect of this research. To assess biogas production, the Biochemical Methane Potential (BMP) test was applied, quantifying the biodegradability of the waste based on total CH_4 production. The experiment involved introducing fractions of solid waste, a culture medium, and an inoculum rich in anaerobic microorganisms, accelerating the bio-stabilization process and increasing the efficiency of anaerobic digestion. Additionally, the nutrient solution used helped regulate pH, reducing the time required for system stabilization. The results enabled the assessment of the energy feasibility of the biogas generated, reinforcing the importance of utilizing these residues for sustainable energy production.

Keywords: Unusable materials. Biogas. Sustainability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização CEASA Recife.....	26
Figura 2 - Separação de alíquotas com resíduos orgânicos hortifrutigranjeiros in natura para determinação dos teores de umidade, sólidos voláteis, totais e fixos.....	36
Figura 3 - Etapa de aquecimento das alíquotas do chorume em chapa de aquecimento, à temperatura de 300°C.....	37
Figura 4 - Procedimento esquemático de elaboração das combinações para preenchimento dos biorreatores do experimento BMP.....	40
Figura 5 - Dräger X-am 7000.....	41
Figura 6. Diferentes tipos de equipamentos para ensaios de BMP ((a) reator BPM de borossilicato, (b) reator BMP do tipo inox (c) reator AMPTS II).....	45

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Composição dos resíduos sólidos urbanos do Brasil.....	12
Gráfico 2 – Capacidade de produção de biogás instalada na UE.....	15
Gráfico 3 - Números de publicações.....	17
Gráfico 4 - Números de publicações.....	19
Gráfico 5 - Produção anual de vegetais na Índia.....	21
Gráfico 6 - Produção anual de frutas na Índia.....	22
Gráfico 7 - Produção anual de flores na Índia.....	23
Gráfico 8 - Geração Acumulada de Biogás.....	47
Gráfico 9 - Taxa de produção diária de biogás.....	49
Gráfico 10 - Análise de sólidos voláteis.....	51
Gráfico 11 - Variação de PH nas amostras.....	53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Localização e características das principais Ceasas do Brasil.....	24
Tabela 2 - CEASA - PE em números.....	27
Tabela 3: Ranking de comercialização de hortigranjeiros nos Entrepastos Atacadistas com base na quantidade anual de 2022.....	28
Tabela 4 – Metodologias e técnicas de pré-tratamento de biomassas residuais presentes na literatura.....	34
Tabela 5 - Configuração dos BMPs.....	45

LISTA DE ABREVIATURAS

IFPE	Instituto Federal de Pernambuco
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CEASA	Centro de Abastecimento e Logística de Pernambuco
PIB	Produto Interno Bruto
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
RO	Resíduos Orgânicos
CNA	Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil
GEE	Gases de Efeito Estufa
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
EUA	Estados Unidos da América
UE	União Europeia
GW	Gigawatt
TWh	Terawatt-hora
BMP	Potencial Bioquímico de Metano
DA	Digestão Anaeróbia
CNA	Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
CONAB	Companhia Nacional de Abastecimento
OS	Organização Social
PGRS	Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos
CEAGESP	Companhia de Entrepósitos e Armazéns Gerais de São Paulo
DQO	Demanda Química de Oxigênio
SV	Sólidos Voláteis
ST	Sólidos Totais
PH	Potencial Hidrogeniônico
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
VDI	Verein Deutscher Ingenieure

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	9
2 . OBJETIVOS.....	11
3 . FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	12
3.1 CENÁRIOS DA GESTÃO DOS RESÍDUOS HORTIFRUTIGRANJEIROS NO MUNDO.....	13
3.1.3 Cenários da gestão dos resíduos hortifrutigranjeiros no Mundo.....	17
2.1.1 Cenários da gestão dos resíduos hortifrutigranjeiros no Brasil.....	24
3.2 CEASA RECIFE.....	25
5 METODOLOGIA.....	35
5.1 Coleta dos resíduos orgânicos hortifrutigranjeiros.....	35
5.2 Caracterização do rúmen (digestato).....	38
6 RESULTADOS.....	42
6.1 Resíduos Hortifrutigranjeiros.....	42
6.1.2 Chorume.....	42
6.1.2.1 Caracterização dos Resíduos e Inóculos Utilizados Resíduos Hortifrutigranjeiros.....	43
6.1.3 Rúmen bovino.....	44
7 CONSIDERAÇÕES.....	54
REFERÊNCIAS.....	56

1 INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos orgânicos (RO), sejam provenientes de áreas urbanas ou da agroindústria, são usualmente destinados a aterros sanitários, gerando diversos impactos ambientais, como a contaminação do solo, do ar e das águas. A Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO), em 2018, apontou que a produção global de frutas alcançou 870 milhões de toneladas, enquanto a produção de vegetais ultrapassou 1 bilhão de toneladas. No entanto, uma quantidade significativa, entre 25% e 50% desses alimentos, é perdida ao longo da cadeia de suprimento (Onwude *et al.*, 2020).

No Brasil, a agricultura contribui com aproximadamente 21,4% do Produto Interno Bruto (PIB) (CNA, 2020). O país se destaca como um dos maiores produtores de commodities agrícolas no mundo, ocupando a posição de terceiro maior exportador global. Apesar disso, uma parte substancial da produção é desperdiçada durante as etapas da cadeia produtiva, que incluem desde a colheita até a comercialização (Figura 1). Especificamente na comercialização, as perdas registradas nas Centrais de Abastecimento (CEASA) chegam a cerca de 30% (ONU VERDE, 2015).

Esse cenário de desperdício tem profundas implicações ambientais, sociais e econômicas. A disposição inadequada de resíduos orgânicos em aterros sanitários resulta na geração de gases de efeito estufa (GEE), como o metano, que possui um potencial de aquecimento global 25 vezes maior que o dióxido de carbono (CO₂) (IPCC, 2021). Além disso, o chorume proveniente desses resíduos pode infiltrar-se no solo, contaminando lençóis freáticos e comprometendo recursos hídricos fundamentais para o abastecimento humano e para a produção agropecuária.

Ademais, a perda de alimentos representa não apenas um desperdício de recursos naturais utilizados em sua produção, como água, energia e solo, mas também uma oportunidade perdida de atender às necessidades alimentares de populações vulneráveis. Segundo o Relatório Mundial sobre Crises Alimentares (2022), mais de 193 milhões de pessoas em 53 países enfrentaram insegurança

alimentar aguda em 2021, evidenciando a urgência de adotar estratégias para mitigar perdas e promover uma economia circular.

Nesse contexto, iniciativas que promovam a reutilização de resíduos orgânicos, como a compostagem e a produção de biogás, tornam-se fundamentais. Além de reduzir a quantidade de resíduos encaminhados a aterros, essas soluções contribuem para a geração de energia renovável e para o retorno de nutrientes ao solo, criando um ciclo produtivo mais sustentável. Políticas públicas e parcerias entre setores públicos e privados podem potencializar essas ações, promovendo um impacto positivo tanto no meio ambiente quanto na economia.

2 . OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Otimizar o processo de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos provenientes da CEASA - PE, visando maximizar a produção de biogás e garantir a sustentabilidade ambiental por meio da minimização das emissões de gases de efeito estufa e da avaliação da viabilidade energética do biogás produzido.

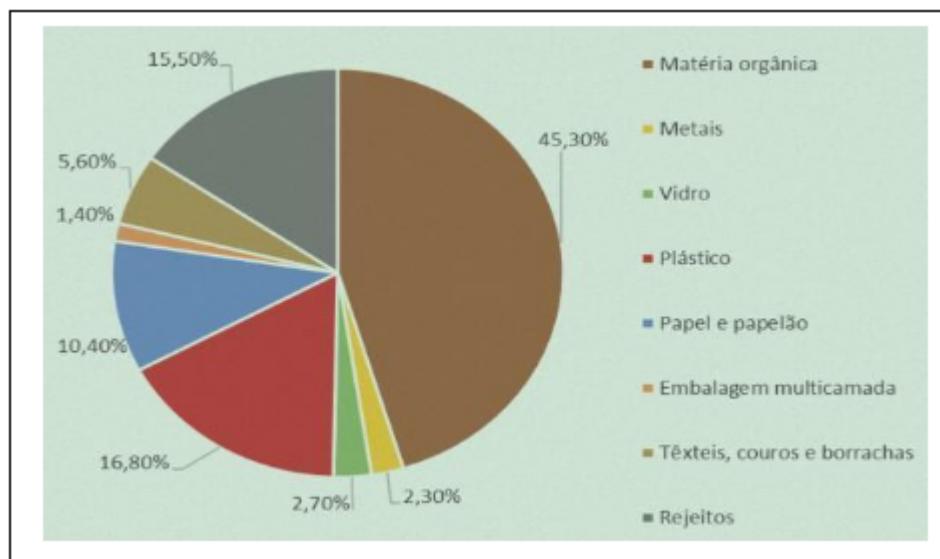
2.1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar o potencial de geração de biogás produzido na planta industrial da CEASA - PE;
- Minimizar as emissões de gases de efeito estufa durante o processo de digestão anaeróbia;
- Analisar a eficiência da combinação Resíduos orgânico + Chorume + Rúmen bovino (RO+CH+RU) na produção de biogás, quantificando o volume acumulado e a redução de sólidos voláteis, além de avaliar o papel da microbiota ruminal na digestão anaeróbia;
- Avaliar o impacto do chorume em diferentes concentrações na produção de biogás, identificando seus efeitos inibitórios e a necessidade de estratégias de pré-tratamento para otimizar a digestão anaeróbia.

3 . FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

De acordo com informações obtidas pelo relatório da Abrelpe (2020), o Brasil apresenta um percentual de resíduos orgânicos superior a 45% (RO > 45%), do montante de 80 milhões de toneladas de RSU gerados anualmente (Figura 2). Ou seja, em torno de 36 milhões de toneladas de RO são produzidas no país (Tisi et al., 2022).

Gráfico 1 – Composição dos resíduos sólidos urbanos do Brasil



Fonte: Abrelpe (2020)

Tais resíduos consistem em materiais com elevado potencial de geração de biogás, produzindo em torno de 250 m³/ton. Isto se dá em função da alta biodegradabilidade que os orgânicos apresentam, uma vez que contêm, em sua composição, grandes quantidades de substâncias facilmente assimiláveis pelos microrganismos fermentativos (açúcares, amido e proteínas) (Tshemese et al., 2023)

As Centrais Estaduais de Abastecimento (CEASAS) presentes em várias cidades no Brasil, geram, anualmente, aproximadamente 16,8 milhões toneladas de resíduos, os quais 9,4 milhões são de resíduos orgânicos que podem ser tratados antes de serem destinados aos aterros sanitários (Costa, 2021).

As tecnologias para o tratamento dos resíduos orgânicos gerados nas CEASAS, podem ocorrer por via aeróbia ou anaeróbia e podem representar uma fonte de energia limpa e alternativa, que causam impactos positivos tanto localmente quanto globalmente.

Os tratamentos anaeróbios, por meio de biodigestores, geram como produtos finais gases que possuem potencial de geração de biocombustíveis. E assim, os impactos locais, para a própria CEASA, vão desde a redução dos custos de transporte e destinação final dos resíduos em aterros sanitários até a redução do valor da energia a ser comprada pela concessionária. Os impactos positivos globais referem-se à redução de emissões de metano para a atmosfera, pois este também é um importante gás de efeito estufa, possibilidade de venda de créditos de carbono.

O aproveitamento energético destes resíduos exige, fundamentalmente, o recolhimento, o tratamento e o descarte ambientalmente correto, a fim de viabilizar, economicamente, a cadeia produtiva dos produtos. Para isto, a digestão anaeróbia evidencia-se como uma tecnologia de fácil execução, boa viabilidade econômica e alta adaptabilidade a diversos ambientes (Paranjpe *et al.*, 2023).

3.1 CENÁRIOS DA GESTÃO DOS RESÍDUOS HORTIFRUTIGRANJEIROS NO MUNDO

Muitos países, incluindo Alemanha, Reino Unido, Dinamarca, EUA, Itália, França, Suécia, China e Singapura, têm feito grandes esforços na aplicação industrial prática do biogás. Na Austrália, Dinamarca, Alemanha, Reino Unido e EUA, 78, 114, 9.545, 265 e 1.497 usinas de biogás, respectivamente, foram

instaladas, comissionadas e estão em operação (Edwards *et al.*, 2015). Entre esses países, a Alemanha é um dos países mais bem-sucedidos na condução da aplicação industrial do biogás, devido ao forte apoio do governo federal, à tecnologia e equipamentos avançados de biogás e às empresas substanciais de geração e purificação de biogás. Mas as desvantagens são atribuídas à estrutura complicada do equipamento, aos elevados custos de investimento e operação e aos grandes subsídios governamentais necessários.

A indústria de biogás na Alemanha criou 40 mil novos empregos e forneceu 37.470 m³/h de biogás para utilização na rede de gasodutos de gás natural (Auer *et al.*, 2017; Lajdova *et al.*, 2016). No Reino Unido, os resíduos alimentares, os resíduos agrícolas e as águas residuais são convertidos em cerca de 557 fábricas na produção de biogás para geração de eletricidade (10,7 TWh por ano) e gestão de resíduos (criando 3.500 empregos) (Torrijos, 2016). Da mesma forma, na Dinamarca, impulsionadas pelas políticas de reciclagem de resíduos emitidas pela Agência Dinamarquesa de Energia e promovidas por subsídios públicos antes de 2015, foram rapidamente construídas centrais centralizadas de biogás para converter estrume, resíduos industriais orgânicos e culturas energéticas em biogás (Lybæk e Kjær, 2015).

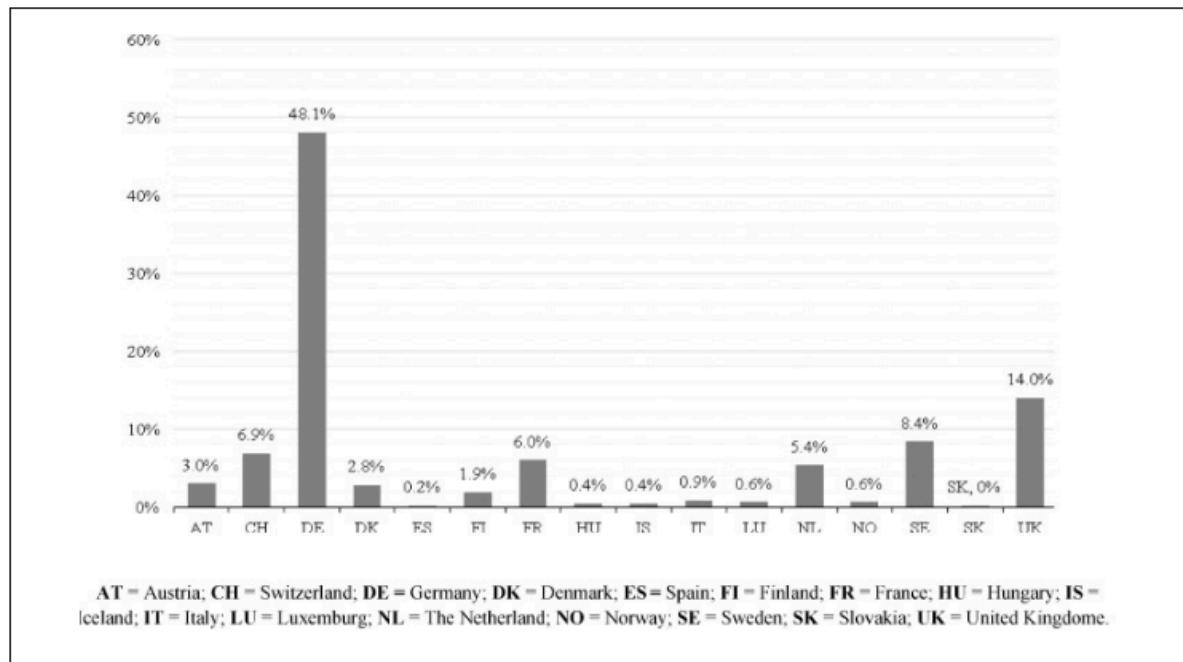
No Reino Unido, os resíduos alimentares, os resíduos agrícolas e as águas residuais são convertidos em cerca de 557 fábricas na produção de biogás para geração de eletricidade (10,7 TWh por ano) e gestão de resíduos (criando 3.500 empregos) (Torrijos, 2016). Da mesma forma, na Dinamarca, impulsionadas pelas políticas de reciclagem de resíduos emitidas pela Agência Dinamarquesa de Energia e promovidas por subsídios públicos antes de 2015, foram rapidamente construídas centrais centralizadas de biogás para converter estrume, resíduos industriais orgânicos e culturas energéticas em biogás (Lybæk e Kjær, 2015).

Anualmente, na Europa, cerca de 17 milhões de toneladas de frutas e vegetais frescos provenientes das famílias e dos serviços alimentares são desperdiçados, e um terço das culturas colhidas (mais de 50 milhões de toneladas) são descartadas devido a imperfeições físicas, como serem deformadas ou feias ou terem o tamanho errado. A tendência de aumento na produção e consumo de biometano vem crescendo, com destaque para a União

Europeia (EU), na qual após 2020, o biogás e o biometano começaram a contar para a meta de 32% de quota de energia renovável do consumo de energia da UE, no sentido de um objetivo de um mínimo de 14% da energia consumida no setor dos transportes até 2030. A diversificação da energia para abastecimento é um pilar da estratégia de segurança energética da Comunidade Europeia (EESS, 2014), tal fator realça a forte dependência atual da UE em relação ao exterior, consequentemente, solicita aos Estados-Membros que desenvolvam medidas de diversificação da matriz energética (Praks *et al.*, 2015).

Na Europa, o número de centrais de biogás foi estimado em mais de 17000 em 2016 (EBA, 2017). A Associação Europeia de Biogás contabiliza um total de 17 662 fábricas, das quais 10 849 na Alemanha, 1 555 em Itália e 873 em França, para uma capacidade instalada total de 9 985 GW. É fundamental observar que, em contraste com outras fontes de energia renovável, como a solar ou eólica, as unidades de biogás alcançaram uma elevada disponibilidade (fator de capacidade), como demonstrado no gráfico 2.

Gráfico 2 – Capacidade de produção de biogás instalada na UE.



Fonte: Prussi *et al.* (2019) M. Prussi *et al.* / Journal of Cleaner Production 222 (2019) 565-572.

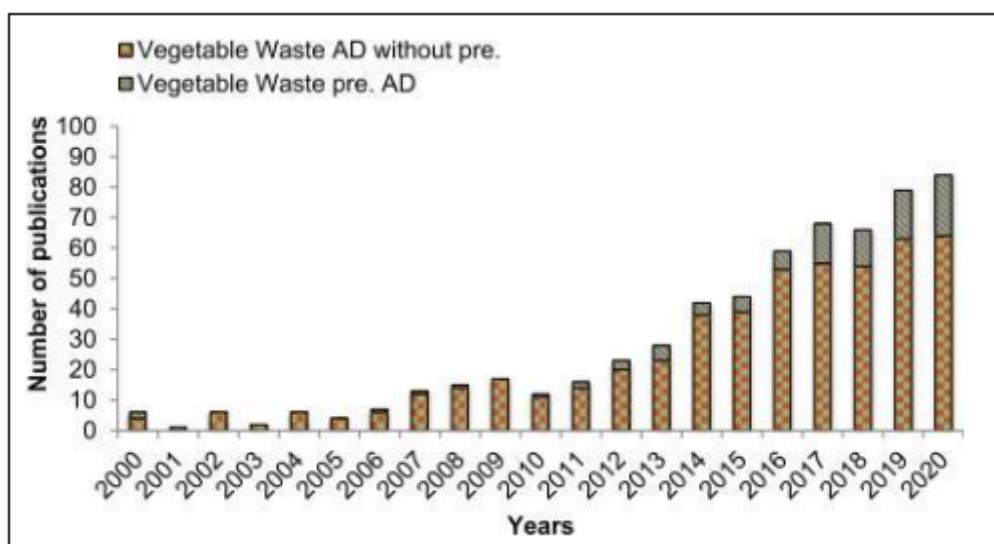
Na Índia, entre as frações orgânicas segregadas, os resíduos provenientes de sistemas centralizados tais como mercados atacadistas de vegetais, frutas e flores são os principais resíduos gerados em centros urbanos indianos, que são principalmente descartados em lixões (Jha *et al.*, 2008; Kumar *et al.*, 2009; Patil e Deshmukh, 2015). Esse, por sua vez, aumenta a poluição ambiental que cria um enorme desafio enfrentado no século XXI por um ambiente sustentável para o tratamento e eliminação eficazes destas enormes quantidades de produtos geradores de resíduos do mercado. Por outro lado, estes resíduos orgânicos segregados constituem-se em uma potencial fonte de energia renovável de biomassa para substituir o consumo convencional de combustíveis fósseis, bem como para atender às crescentes demandas energéticas (Shanmugam *et al.*, 2021). Ao contrário de outras fontes renováveis, a biomassa pode gerar eletricidade e calor em uma usina de energia térmica combinada, que pode ser aplicada para uma ampla gama de sistemas de aquecimento e aplicações industriais de resfriamento.

Há um interesse crescente global na biomassa devido a vários motivos, como o aumento da quantidade de resíduos disponíveis, a possibilidade de co-digestão e o desenvolvimento de técnicas de pré-tratamento. Além disso, as reduções nas emissões de gases de efeito estufa (GEE) tornam essas fontes de energia renovável bastante atrativas para a produção de energia, como indicado por Sharma *et al.* (2020).

Consequentemente, o pré-tratamento dos resíduos provenientes do mercado de vegetais, frutas e flores antes do processo de Digestão Anaeróbica tem ganhado importância nos últimos anos. Isso se deve ao aumento na produção de biocombustível, especialmente o metano gerado durante esse processo. Esses avanços têm sido evidenciados tanto na quantidade de pesquisas publicadas quanto na evolução do domínio relacionado.

Na base de dados “*Web of Science*”, observou-se que o número de publicações por ano sobre pré-tratamento de resíduos de vegetais e frutas e digestão anaeróbica tem aumentado lentamente: 5–6 artigos publicados em 2000, aumentou para 12–15 artigos, em 2010, e cerca de 84–100 artigos, em 2020, com um aumento gradual no número de publicações de pré-tratamento de resíduos, conforme o Gráfico 3.

Gráfico 3 - Números de publicações



Fonte: Annual production of vegetables in India, (2021).

3.1.3 Cenários da gestão dos resíduos hortifrutigranjeiros no Mundo

Muitos países, incluindo Alemanha, Reino Unido, Dinamarca, EUA, Itália, França, Suécia, China e Singapura, têm feito grandes esforços na aplicação industrial prática do biogás. Na Austrália, Dinamarca, Alemanha, Reino Unido e EUA, 78, 114, 9.545, 265 e 1.497 usinas de biogás, respectivamente, foram instaladas, comissionadas e estão em operação (Edwards *et al.*, 2015). Entre esses países, a Alemanha é um dos países mais bem-sucedidos na condução da aplicação industrial do biogás, devido ao forte apoio do governo federal, à tecnologia e equipamentos avançados de biogás e às empresas substanciais de

geração e purificação de biogás. Mas as desvantagens são atribuídas à estrutura complicada do equipamento, aos elevados custos de investimento e operação e aos grandes subsídios governamentais necessários.

A indústria de biogás na Alemanha criou 40 mil novos empregos e forneceu 37.470 m³/h de biogás para utilização na rede de gasodutos de gás natural (Lajdova *et al.*, 2016; Auer *et al.*, 2017). No Reino Unido, os resíduos alimentares, os resíduos agrícolas e as águas residuais são convertidos em cerca de 557 fábricas na produção de biogás para geração de eletricidade (10,7 TWh por ano) e gestão de resíduos (criando 3.500 empregos) (Torrijos, 2016). Da mesma forma, na Dinamarca, impulsionadas pelas políticas de reciclagem de resíduos, emitidas pela Agência Dinamarquesa de Energia, e promovidas por subsídios públicos, foram rapidamente construídas centrais centralizadas de biogás para converter estrume, resíduos industriais orgânicos e culturas energéticas em biogás (Lybæk e Kjær, 2015).

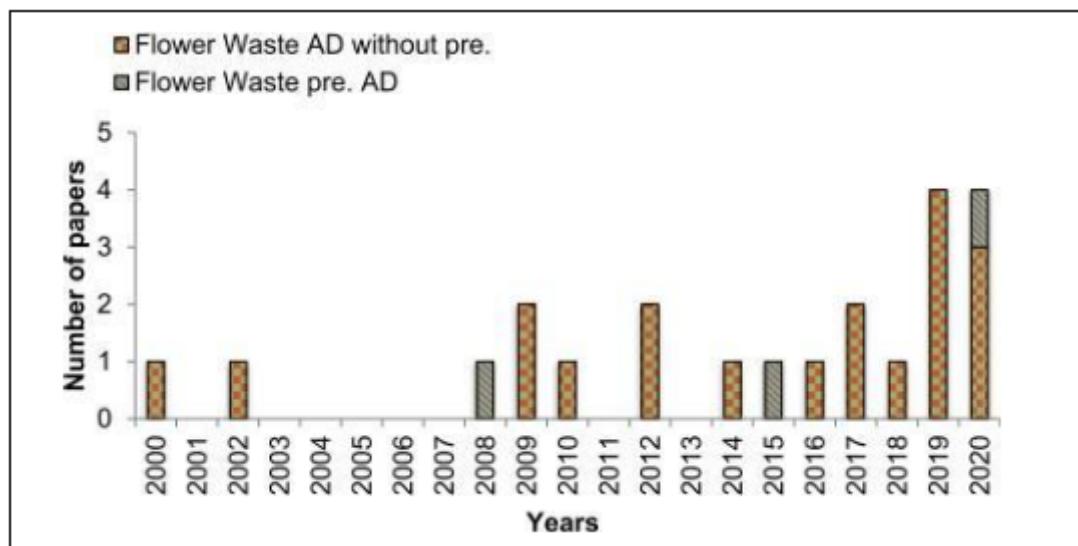
No Reino Unido, os resíduos alimentares, os resíduos agrícolas e as águas residuais são convertidos em cerca de 557 fábricas na produção de biogás para geração de eletricidade (10,7 TWh por ano) e gestão de resíduos (criando 3.500 empregos) (Torrijos, 2016). Da mesma forma, na Dinamarca, impulsionadas pelas políticas de reciclagem de resíduos emitidas pela Agência Dinamarquesa de Energia e promovidas por subsídios públicos antes de 2015, foram rapidamente construídas centrais centralizadas de biogás para converter estrume, resíduos industriais orgânicos e culturas energéticas em biogás (Lybæk e Kjær, 2015).

Anualmente na Europa, cerca de 17 milhões de toneladas de frutas e vegetais frescos provenientes das famílias e dos serviços alimentares são desperdiçados, e um terço das culturas colhidas (mais de 50 milhões de toneladas) são descartadas devido a imperfeições físicas, como serem deformadas ou feias ou terem o tamanho errado. A tendência de aumento na produção e consumo de biometano vem crescendo, com destaque para a União Europeia (EU), na qual após 2020, o biogás e o biometano começaram a contar para a meta de 32% de quota de energia renovável do consumo de energia da UE, no sentido de um objetivo de um mínimo de 14% da energia consumida no setor dos transportes até 2030. A diversificação da energia para abastecimento é um pilar da estratégia de segurança energética da Comunidade Europeia (EESS, 2014), tal fator realça a

forte dependência atual da UE em relação ao exterior, consequentemente, solicita aos Estados-Membros que desenvolvam medidas de diversificação da matriz energética (Praks *et al.*, 2015).

Isto revela o grau de importância de vários pré-tratamentos que se tornam um processo essencial antes da Digestão Anaeróbica dos diversos resíduos do mercado de vegetais, frutas e flores Indiano com o objetivo de aumentar os rendimentos do processo. Contudo, o número de publicações sobre resíduos de flores ainda é limitado a menos de 4 artigos em um período de dez anos, 2000 a 2020, exibindo assim um espaço para mais pesquisas para preencher a lacuna no tratamento da grande geração de resíduos de flores dos mercados. O gráfico 4 apresenta o número de publicações registradas num período de 20 anos.

Gráfico 4 - Números de publicações



Fonte: Annual production of vegetables in India,(2021).

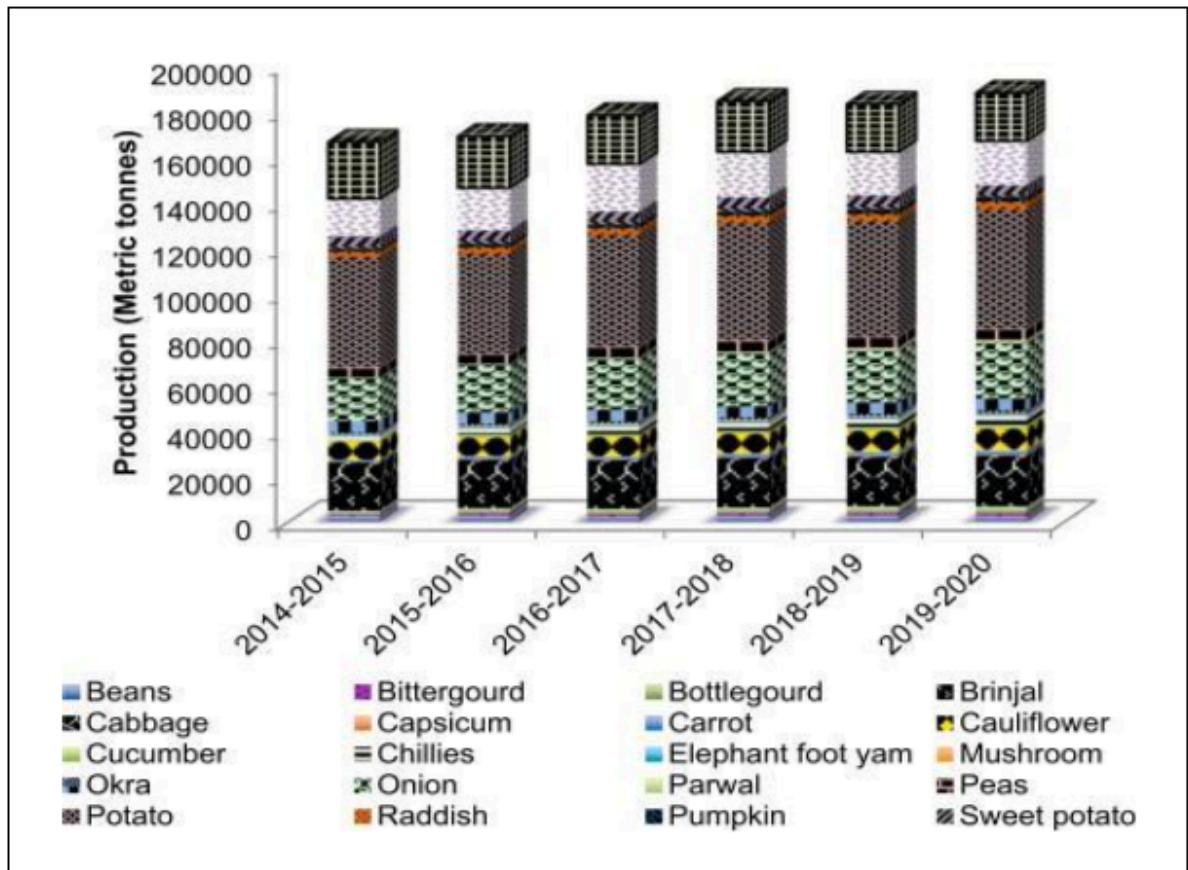
Zia *et al.* (2020) e Ji *et al.* (2017) realizaram o estado da arte dos estudos existentes sobre vegetais e frutas resíduos relativos a diferentes técnicas de pré-tratamento com ênfase na comparação dos rendimentos de metano e eficiências de remoção orgânica na aceleração da Digestão Anaeróbicas de resíduos do mercado de vegetais e frutas. No entanto, a visão detalhada da literatura mostrou que a literatura recente sobre as técnicas de pré-tratamento para resíduos de flores antes do processo de Digestão Anaeróbica ainda é

limitada.

Grandes quantidades de resíduos de vegetais, frutas e flores são gerados todos os dias a partir de horticultura atacadista centralizada e mercados nas áreas urbanas indianas. Os resíduos se originam em vários estágios que incluem produção, transporte, armazenamento, distribuição e consumo de hortaliças e frutas. Cerca de 18–30% destes produtos hortícolas emergem como resíduos, terminando assim como vegetais no atacado, resíduos do mercado de frutas e flores dos centros urbanos indianos (Sachdeva *et al*, 2013; Emerson Tecnologias Climáticas, 2013; Narnaware *et al*, 2017).

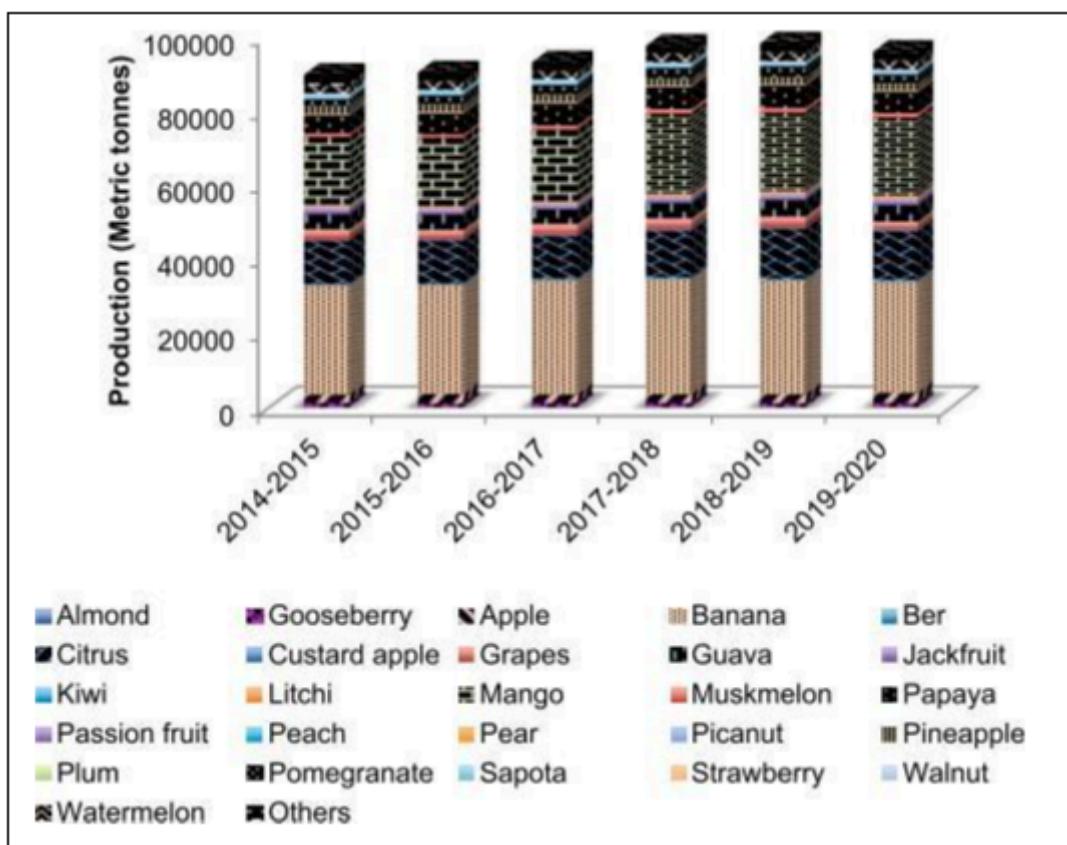
Os principais fatores que influenciam estas enormes quantidades de resíduos incluem falta de infraestrutura adequada, métodos de manuseio, sistemas de transporte refrigerado, unidades frigoríficas, resíduos impróprios, processamento e conhecimento técnico sobre armazenamento e transporte de resíduos, etc como apresentadas nos gráficos 5, e 7.

Gráfico 5 - Produção anual de vegetais na Índia



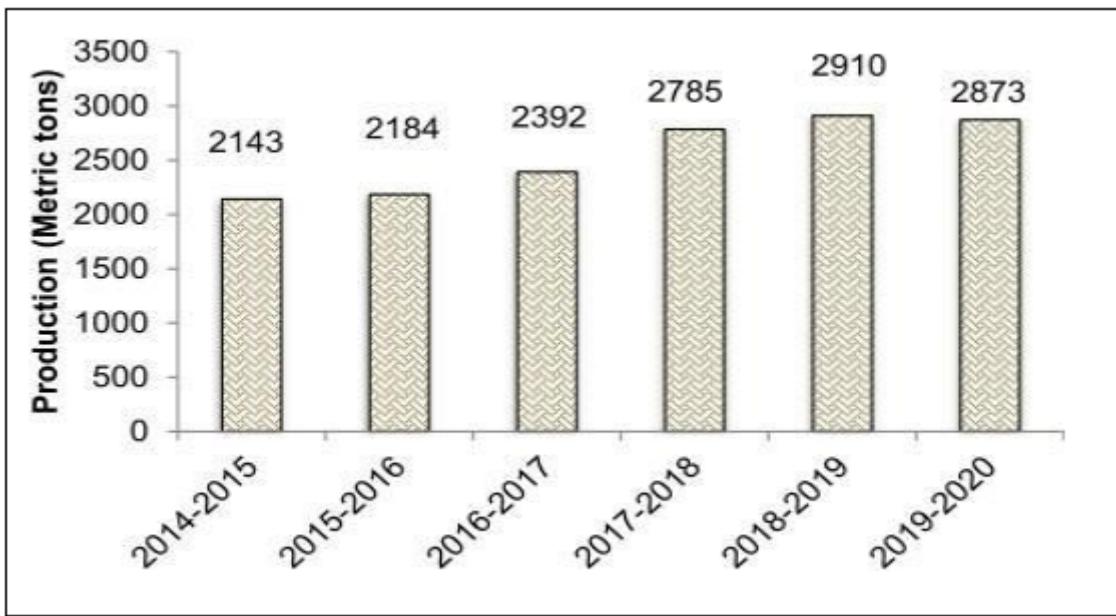
Fonte: Annual production of vegetables in India, (2021).

Gráfico 6 - Produção anual de frutas na Índia



Fonte: Annual production of vegetables in India, (2021).

Gráfico 7 - Produção anual de flores na Índia



Fonte: Annual production of vegetables in India, (2021).

Na China (áreas rurais), verificou-se que foram construídas cerca de 30.000 usinas de biogás de grande e médio porte para tratamento de resíduos sólidos orgânicos (Chen *et al.*, 2012). Estas centrais de biogás podem ser agrupadas em dois tipos: digestores descentralizados de biogás para agregados familiares rurais dispersos e centrais de biogás centralizadas para produção de biogás em grande escala (Chen e Liu, 2017).

2.1.1 Cenários da gestão dos resíduos hortifrutigranjeiros no Brasil

De acordo com o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, o Brasil gera cerca de 80 milhões de toneladas de resíduos orgânicos anualmente, o que equivale a aproximadamente 2,2 milhões de toneladas por dia. Esse volume já é preocupante, mas a situação se torna ainda mais alarmante quando consideramos o destino final desses resíduos.

Conforme dados da Embrapa, menos de 2% desse total é destinado para reciclagem ou reaproveitamento. Isso significa que cerca de 78 milhões de toneladas de resíduos orgânicos são enviadas para aterros sanitários, onde, devido à mistura com outros tipos de resíduos, não conseguem ser adequadamente tratadas para reaproveitamento. A Tabela 1 apresenta a quantidade de resíduos orgânicos gerados nas CEASAS das principais cidades brasileiras (Tabela 1), com intuito de contabilizar o montante anual de resíduos orgânicos produzidos (Brancoli *et al.*, 2022).

De acordo com Péra *et al.* (2015), os resíduos orgânicos hortifrutigranjeiros são compostos, em sua maioria, por frutas (45,9%), vegetais (27,9%), grãos (23%), sementes (1,6%) e flores (1,6%).

Tabela 1 – Localização e características das principais Ceasas do Brasil

Ceasa	Área total (m ²)	Qtde de RO gerado (t/ano)	Qtde potencial biogás/CH ₄ (m ³)	Referência
São Luís - MA	76.226,87	2.321,66	585,18	Marte <i>et al.</i> (2022)
Natal – RN	--	7.034	281,35	Freitas e Tavares (2019)
Foz do Iguaçu - PR	80.415	2.800	NI	Mayer (2016)
Recife - PE	580.000	12.000	30	Brito (2023) e Santana (2023)
Uberlândia - MG	200.452	232.000	NI	Queiroz (2018)
Colombo - PR	34.990.000	8.939	650.862,54	Christo <i>et</i>

				al. (2018)
João Pessoa - PB	13.335,75	1.944	NI	Santos (2019)

Fonte: CONAB,(2022).

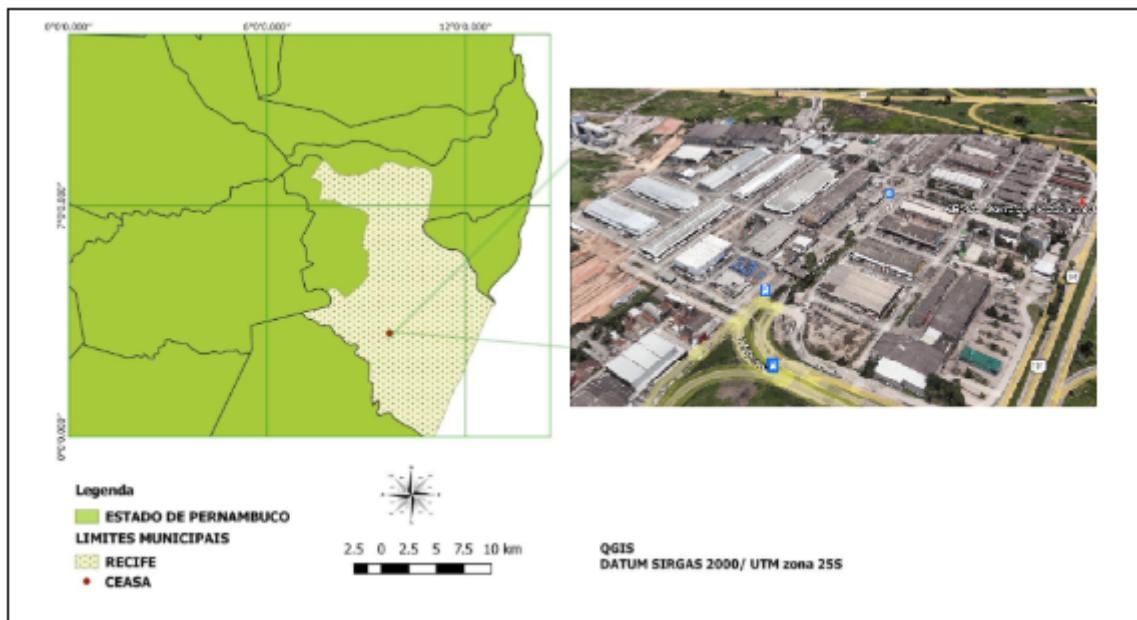
NI: não identificado.

3.2 CEASA RECIFE

As CEASAS são entidades estatais ou de participação mista cujo foco principal é a venda de produtos agrícolas como frutas, legumes e verduras. Em geral, essas organizações alugam seus diversos galpões por meio de licitação para empresas privadas, permitindo que essas empresas comercializem seus produtos diretamente com os consumidores finais.

O Centro de Abastecimento e Logística de Pernambuco – CEASA/PE é uma Organização Social (OS) de direito privado, sem fins lucrativos, instituída pela Lei Estadual nº 11.743 em 20 de janeiro de 2000, e regulamentada pelo Decreto Estadual nº 23.046 de 10 de fevereiro de 2001. Foi qualificado como OS pelo Decreto Estadual nº 26.296 em 08 de janeiro de 2004. Sua instalação oficial ocorreu em 1 de fevereiro de 2004, como parte da reforma administrativa do Estado, e está vinculada à Secretaria de Agricultura e Reforma Agrária/SARA. É a primeira do sistema CEASA no país a adotar um padrão de gerenciamento administrativo com a participação interativa e participativa dos permissionários.

Figura 1 - Localização CEASA Recife.



Fonte: Autor, 2024.

De acordo com o Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) do estabelecimento, elaborado em 2017, o CEASA/PE - Recife é a maior central de abastecimento do Norte/Nordeste em termos de volume de vendas. Registrando uma comercialização de aproximadamente 90.000 toneladas por mês, com uma circulação de cerca de 70.000 pessoas por dia. A cada mês, são geradas cerca de 1.100 toneladas de resíduos sólidos, sendo que 90% desses resíduos são compostos por materiais orgânicos, como hortaliças, frutas e verduras, devido à grande escala de comercialização desses produtos no local. A Tabela 2 fornece alguns dados sobre a infraestrutura física e operacional do CEASA/PE - Recife.

Tabela 2 - CEASA - PE em números

Categoría	Valor
ÁREA TOTAL	580.000 m ²
ÁREA CONSTRUÍDA	325.000 m ²
GALPÕES DE COMERCIALIZAÇÃO	56
PERMISSIONÁRIOS FIXOS	1.350
PERMISSIONÁRIOS NÃO FIXOS	500
MÉDIA DE COMERCIALIZAÇÃO	90.000 t/mês
VALOR COMERCIAL MÉDIO	R\$ 440 milhões
MOVIMENTAÇÃO DE VEÍCULOS	14.200/dia
VEÍCULOS CARREGADOS	17.000/mês
FLUXO DE PESSOAS	70.000/dia
VAGAS DE ESTACIONAMENTO	4.500
TAXA DE CRESCIMENTO ANUAL	5%
GERAÇÃO DE EMPREGOS (diretos/indiretos)	55.000

Fonte: CEASA - PE, (2024).

A Companhia Nacional de Abastecimento - Conab, por meio do Programa Brasileiro de Modernização do Mercado Hortigranjeiro - Prohort, publica anualmente um estudo sobre a comercialização de produtos hortigranjeiros.

De acordo com o relatório de 2022, esse setor da economia movimentou aproximadamente 14.466.359 toneladas de produtos hortigranjeiros. A CEAGESP-SP ficou em primeiro lugar na classificação anual de comercialização desses produtos, enquanto a CEASA/PE - Recife ocupou a sétima posição, conforme a tabela 3.

Tabela 3: Ranking de comercialização de hortigranjeiros nos Entrepastos Atacadistas com base na quantidade anual de 2022.

Entreposto Atacadista	Quantidade (Kg)	Ranking
CEAGESP - São Paulo	2.933.480.157	1º
AMA - Juazeiro/BA	1.719.456.610	2º
CEASA/RJ - Rio de Janeiro	1.525.868.774	3º
CEASA/MG - Grande BH (Contagem)	1.404.716.490	4º
CEASA/PR - Curitiba	872.899.615	5º
CEASA/GO - Goiânia	866.546.149	6º
CEASA/PE - Recife	783.352.000	7º
CEASA/SP - Campinas	587.646.378	8º
CEASA/RS - Porto Alegre	573.623.055	9º
CEASA/BA - Salvador	523.951.122	10º

CEASA/CE - Fortaleza (Maracanaú)	468.650.940	11°
CEASA/RN – Natal	418.784.708	12°
CEASA/ES - Vitória (Cariacica)	413.862.914	13°
CEASA/SC - São José (Florianópolis)	319.499.680	14°
CEASA/DF - Brasília	308.594.303	15°

Fonte: CONAB,(2022).

4. Fundamentos da Digestão Anaeróbia e fatores condicionantes

O processo de digestão anaeróbia é baseado na fermentação bioquímica de substratos orgânicos, sob ambiente isento de oxigênio molecular, onde ocorre a biodegradação dos compostos orgânicos complexos, transformando-os em biogás (sobretudo, nos gases metano e dióxido de carbono) e biofertilizante (substância aquosa, rica em nutrientes) (Aworanti *et al.*, 2023).

A Digestão Anaerobica (DA) dependente de vários fatores de naturezas física, química e biológica, que podem promover tanto a celeridade quanto a inibição ao processo biodegradação. Para tanto, faz-se necessário esmiuçar cada fator interveniente, que são:

a) Umidade: a umidade consiste em um fator fundamental para a ocorrência da fermentação anaeróbia, uma vez que atua: i) no transporte / dispersão de nutrientes para as mais diversas regiões internas do digestor anaeróbio; ii) no transporte de microrganismos, uma vez que sua propulsão e deslocamento a regiões distantes é facilitado quando estes encontram-se em meio aquoso; iii) consiste em um elemento crucial para a quebra e sintetização de compostos orgânicos complexos através da hidrólise, além da capacidade de solubilizar tais compostos, reduzindo-os a substâncias com menores pesos moleculares, e permitindo, assim, serem assimiladas pelos microrganismos hidrolíticos e acidogênicos (Chow *et al.*, 2020; Sailer *et al.*, 2021);

- b) Potencial hidrogeniônico (pH): o pH governa a fermentação bioquímica. Na fase hidrolítica, cátions e ânions reagem com as moléculas da água, alterando o pH do processo, que gera a clivagem de pontes de H-O. O pH do ambiente com tendência ácida, devido à hidrólise de vários compostos com elevados pesos moleculares, inicia a geração de intensa quantidade de ácidos orgânicos. À medida que fermentação anaeróbia ocorre, verifica-se uma elevação do pH ambiente, o qual é o principal “indicador” ou “termômetro” de um bom ou mau tratamento de biomassa orgânica, sendo o pH ótimo da hidrólise entre 5,0-7,0 (Filer et al., 2019). Já para as bactérias formadoras de metano, um intervalo de pH entre 6,7-7,5 é considerado ótimo (Deublein; Steinhauser, 2008; Bharathiraja et al., 2018). Assim, o pH é um dos principais indicadores do progresso, interrupção ou colapso de biodigestores anaeróbios. É um fator que está diretamente associado a inúmeros outros, dentre eles a carga orgânica (em termos de DQO e SV) e a presença de amônia;
- c) Granulometria: é um fator que pode afetar consideravelmente o desempenho do processo bioquímico durante a digestão anaeróbia resíduos orgânicos. A redução das partículas promove o aumento da área superficial específica dos grãos, influenciando a taxa de hidrólise na digestão anaeróbia, e a fase “lag”, que consiste na fase de adaptação dos microrganismos ao substrato. Além disso, os tamanhos de partículas menores promovem a fermentação anaeróbia a mais curtos tempos de detenção hidráulica (Parra-Orobio et al., 2017);
- d) Sólidos voláteis (SV): consistem na parte orgânica da matéria-prima (substrato) à qual se deseja analisar. Tal parâmetro encontra-se diretamente relacionado com o sucesso ou a falha da fermentação anaeróbia, refletindo em consequências contundentes nos valores de geração de biogás e metano. Geralmente, relaciona-se um substrato com elevado índice de sólidos voláteis (>90%) como facilmente degradável. Porém, a composição da estrutura bioquímica da biomassa residual é quem indicará o grau de degradação da

referida substância, uma vez que a presença de hemicelulose, celulose e lignina determinará a velocidade na qual ocorrerá a degradação (Pilarski et al., 2020; Deepanraj et al., 2021);

e) Demanda Química de Oxigênio (DQO): Refere-se ao quantitativo de matéria orgânica (e inorgânica) de entrada (“*input*”) e de saída (“*output*”) que será tratado / fermentado. Obtido na unidade (mgO₂/L) de biomassa, a DQO está presente no balanço de massa global do processo. Fundamentalmente, a DQO é determinada para se identificar a biodegradabilidade e a toxicidade de efluentes líquidos, sobretudo em sua correlação com a Demanda Bioquímica de Oxigênio, cujo principal objetivo é avaliar a quantidade de oxigênio necessário para a oxidação da matéria orgânica presente no meio (HARNADEK et al., 2015). Assim, A DQO consiste em um parâmetro crucial no processo de avaliação do desempenho do biodigestor.

f) Temperatura: um dos principais fatores abióticos na determinação da eficiência da digestão anaeróbia, a temperatura realiza um importante papel no desempenho do sistema de fermentação anaeróbia. Este parâmetro é fundamental para o desenvolvimento microbiano e aceleração do processo cinético das reações bioquímicas existentes nas fases da degradação. A literatura específica expõe que a velocidade de reações e de volume (fluxo) de geração de biogás é proporcional ao aumento da temperatura. Há as faixas de temperatura de atividade dos microrganismos: psicrofílicas (15-25°C), mesofílicas (25-45°C) e termofílicas (45-55°C). A faixa de temperatura mesofílica destaca-se pela grande quantidade de adeptos nos projetos de biogás e biocombustíveis existentes no mundo (Wang et al., 2019);

g) Relação carbono / nitrogênio: consistindo em elementos essenciais para a formação (constituição) das milhares de macromoléculas integrantes das mais variadas biomassas existentes na biosfera, o carbono e o nitrogênio são primordiais para o pleno desenvolvimento da fermentação anaeróbia, uma vez que, uma concentração excessiva de carbono no sistema, pode acarretar uma sobrecarga carbonácea no interior dele, interrompendo a fermentação e a geração de biogás e levando-o ao colapso. Por outro lado, uma elevada concentração de nitrogênio pode resultar em uma contínua produção de compostos nitrogenados,

sobretudo a amônia (NH₃) e o nitrogênio amoniacial (NH₃-N), os quais são altamente tóxicos à flora microbiana desenvolvida em ambientes anaeróbios.

- h) De acordo com a literatura, o intervalo ideal para a ocorrência da fermentação anaeróbia dá-se com a relação 20:1 ≤ C / N ≤ 30:1, sendo ótimo o valor de 25:1 (Meegoda et al., 2018; Anukam et al., 2019);
- i) Taxa de carga orgânica e Tempo de detenção hidráulica: a taxa de carga orgânica é um parâmetro fundamental, que descreve a quantidade de sólidos voláteis a se alimentar um biodigestor por unidade de tempo. A taxa de carga orgânica e o tempo de detenção hidráulica ideais dependem fortemente do tipo de substrato que alimentará o fermentador, uma vez que os substratos determinam o nível e a velocidade da atividade de degradação que ocorrerá no digestor (Chow et al., 2020);
- j) Relação substrato / inóculo: este parâmetro é de grande importância para a plena ocorrência da digestão anaeróbia, uma vez que a partir desta interação, ocorre a fermentação anaeróbia agradável, bem como a geração de um biogás de boa qualidade. Uma proporção elevada de substrato / inóculo, acarreta uma sobrecarga orgânica, reduzindo o pH do sistema, podendo provocar o colapso do processo fermentativo. Por outro lado, o aumento exacerbado no volume de inóculo, pode elevar os teores de amônia e outros compostos nitrogenados, provocando uma falha no sistema. De acordo com a literatura, a faixa de valores da relação substrato / inóculo fica entre 1:1 e 1:2 (Dixon et al., 2019; Castellón; González-Martínez, 2021). Apesar de ser possível encontrar valores entre 3:1, 2:1, porém, a determinação dessa razão é função do tipo de biomassa que é objeto da pesquisa, bem como das suas características intrínsecas (carbono, nitrogênio, hemicelulose, celulose, lignina etc.);

k) Flora microbiana: os fermentadores anaeróbios contém uma flora microbiana diversificada, que varia de acordo com o tipo de biomassa que alimenta o biodigestor. Na etapa inicial, hidrolítica, membros de diversas classes, dentre elas *Clostridia*, *Alcaligenes* e *Bacilli*, realizam importante função na digestão do material orgânico, enquanto as *Archaea* são fundamentais para a metanogênese. Considerando esta a etapa limitante de todo o processo bioquímico anaeróbio, a utilização da técnica da bioaumentação, com a aplicação de microrganismos hidrolíticos ao processo anóxico, contribui para a otimização e a celeridade da hidrólise, elevando a qualidade dos produtos resultantes das reações bioquímicas (Menzel et al., 2020; Harirchi et al., 2022). Os microrganismos acidogênicos, nas etapas intermediárias, são necessários para o consumo de ácidos orgânicos, como butírico, propiônico etc., bem como os microrganismos acetogênicos, da mesma forma, o são na produção de hidrogênio, dióxido de carbono, ácido acético etc. (Venkiteshwaran et al., 2015; Alina et al., 2018; Anukam et al., 2019; Menzel et al., 2020; Ferdes et al., 2020; Harirchi et al., 2022);

l) Agitação: o processo de agitação proporciona uma homogeneização ao sistema anaeróbio, promovendo a uniformização das populações de microrganismos, distribuindo-os às várias regiões, caracterizadas por diferentes cargas orgânicas, e presença de diversos substratos orgânicos, permitindo uma aceleração da fermentação anaeróbia e geração de biogás e metano, reduzindo, consequentemente, o tempo de detenção hidráulica (TDH) (Keanoi et al., 2014);

m) É necessário mencionar que altas velocidades de misturas resultam em perturbações na estrutura dos grânulos presentes nos digestores em batelada, gerando instabilidades na relação sintrófica entre os microrganismos e na superfície de contato “substrato-microrganismo”, e desse modo, afetando

adversamente o processo de formação do biogás (Rusin et al., 2017).

3.1.1 Otimização de Biodigestores

Com o intuito de otimizar a fermentação e produção de biogás de resíduos orgânicos, Mönch-Tegeder *et al.* (2014); Böjti *et al.* (2017); Kovacic *et al.* (2017); Passos *et al.* (2017); Paudel *et al.* (2017) defendem e a utilizaram, em seus respectivos trabalhos, tecnologias de pré-tratamento, em mono e codigestão de diversas matérias primas (biomassas residuais), visando maiores degradação microbiana e geração de biogás, e redução do tempo de detenção hidráulica. A tabela 4 apresenta algumas metodologias aplicadas.

Tabela 4 – Metodologias e técnicas de pré-tratamento de biomassas residuais presentes na literatura.

Matéria prima	Método de pré-tratamento	Resultados
Esterco de vaca leiteira	Termoquímico	Pré-tratamento termo-álcali aumentou o potencial de metano em 23,6% após submeter à solução com 10% NaOH 100°C por 5 min
Dejetos de frango tratado e silagem de milho	Mecânico e co-fermentação	Codigestão aumentou em 27% a produção de metano, em relação aos brancos
Polpa de beterraba sacarina	Hidrólise enzimática e pressurização térmica	Permitiu um volume geração de metano 898,7 mL/gSV
Talos de girassóis	Químico	Pré-tratamento com H ₂ O ₂ aumentou a biodegradabilidade e a geração de metano
Bambu	Explosão de vapor	Aumento da biodegradação em 67%
Resíduos de colheitas e dejetos de vacas	Térmico e codigestão anaeróbia	Após AD-CoD de CM atingiu 491,37 mL/gSV
Dejetos de cavalos e lodos ativados	Ultrassom mecânico	Aumento da produção de metano em 26,5% em relação ao branco não Tratado

Palha de milho	Explosão de vapor	Aumento da geração de metano em 22% em relação ao branco
----------------	-------------------	----------------------------------------------------------

Fonte: Autor, (2024).

5 METODOLOGIA

5.1 Coleta dos resíduos orgânicos hortifrutigranjeiros

Uma coleta pontual de resíduos hortifrutigranjeiros *in natura* foi realizada na Central de Abastecimento e Logística de Pernambuco (Ceasa-PE), acondicionada em sacolas plásticas pretas e transportada para o Laboratório de Geotecnia Ambiental, do Grupo de Resíduos Sólidos, da Universidade Federal de Pernambuco (GRS/UFPE).

Ao chegar ao Laboratório de Geotecnia Ambiental, o montante de resíduos foi pesado, cujo peso total (Pt) foi de 1,5 kg, triado, gravimetricamente, e pesado por tipologia de resíduo, cujas tipologias continham: 0,75 kg melancia, 0,25 kg pepino, 0,315 kg tomate, 0,10 kg pimentão, 0,085 kg limão.

Posteriormente à gravimetria, o montante foi cortado em pequenos pedaços de 10,0 mm de diâmetro, com o auxílio de uma faca do tipo “peixeira”, a fim de proporcionar maior superfície de contato entre as partículas e os microrganismos (Montgomery; Bochmann, 2014).

A etapa da Trituração, que promove uma maior eficiência ao processo de homogeneização dos resíduos, foi realizada em um liquidificador Mondial Turbo Inox L-1200 RL, potência de 1200 W, com capacidade total de 3,0 L.

Imediatamente após o término da Trituração e homogeneização, foi aferido o pH da polpa do substrato, utilizando um kit Medidor Digital TDS (Sólidos Totais Dissolvidos, em ppm), EC (Condutividade Elétrica, em microSiemens) e pH da

marca Knup. Alíquotas do substrato foram coletadas em cápsulas de porcelana (Figura 2a), pesadas em balança analítica Marte EL-620AB (0-600 g) (Figura 2b) e colocadas, inicialmente, em chapa aquecedora, por 12h, à temperatura de 300°C visando vaporizar o excedente de umidade, transportando, em seguida, as cápsulas para uma estufa de secagem e esterilização da marca

Tecnal 393/1, à temperatura constante de 105°C, conforme Lange *et al.* (2002) e VDI 4630 (2006).

Figura 2 - Separação de alíquotas com resíduos orgânicos hortifrutigranjeiros *in natura* para determinação dos teores de umidade, sólidos voláteis, totais e fixos.



Fonte: O autor (2024)

Ao se registrar peso constante, tais alíquotas foram encaminhadas para a análise que determina os teores de sólidos totais, voláteis e fixos, ao submeter as cápsulas à queima dos materiais orgânicos em forno mufla da marca EDGcon 3000, sob temperatura de 550°C, por 3h, conforme APHA (1998).

a. Coleta dos inóculos (Chorume)

O chorume (Lixiviado), foi oriundo dos caminhões de coleta de resíduos orgânicos da própria CEASA, o qual foi acondicionado em bombonas plásticas de 5 litros e encaminhadas para o Laboratório de Geotecnia Ambiental do Grupo de Resíduos Sólidos para a realização da caracterização físico-química.

Caracterização do Chorume

Ao chegar no Laboratório de Geotecnica Ambiental, da Universidade Federal de Pernambuco, foram inseridas, em cápsulas de porcelana, alíquotas do chorume, pesadas, e colocadas em uma chapa aquecedora da marca Cienlab CE-1200/A, à temperatura de 300°C, por 12h, visando à redução do excedente de umidade. Posteriormente, as cápsulas foram inseridas em estufa de secagem e esterilização da marca Tecnal 393/1, sob temperatura constante de 105°C, conforme Lange *et al.* (2002) e VDI 4630 (2006), até a constância no peso das amostras (Figura 3) e utilizada a equação 1 para calcular a perda de massa das amostras conforme VDI 4630 (2006).

$$W(\%) = \left(\frac{p_i - p_f}{p_i} \right) \times 100 \quad \text{Eq. 01}$$

Onde:

w (%) - teor de água presente na amostra, em porcentagem;

pi (g) - peso inicial da amostra, em gramas;

pf (g) - peso final da amostra, em gramas.

Figura 3 - Etapa de aquecimento das alíquotas do chorume em chapa de aquecimento, à temperatura de 300°C.



Fonte: O autor (2024)

Após a estabilização dos pesos das amostras, através da secagem em estufa à temperatura de 105°C, para determinação do teor de umidade, tais cápsulas foram colocadas em um forno mufla EDG 3000 e submetidas à temperatura de 600°C, visando à determinação dos teores de sólidos fixos e voláteis, conforme APHA, (1998), conforme demonstrado na equação 2.

$$SV(\%) = \left(\frac{p_i - p_f}{p_i} \right) \times 100 \quad \text{Eq. 02}$$

SV(%): teor de sólidos voláteis presentes na amostra, em porcentagem;
 Pi (g): peso inicial da amostra, em gramas;
 Pf (g): peso final da amostra, em gramas.

5.2 Caracterização do rúmen (digestato)

O fluido ruminal bovino foi coletado no Abatedouro Municipal de Paudalho, em um recipiente plástico de 1L, vedado e envolvido com saco plástico preto. Ao chegar ao Laboratório de Geotecnica Ambiental, da Universidade Federal de Pernambuco, alíquotas do referido efluente foram colocadas em cápsulas de porcelana, e, em seguida, foram colocadas em uma chapa aquecedora, à temperatura de 300°C por 12h, visando eliminar o excedente de umidade. Em seguida, tais alíquotas foram inseridas em estufa de secagem e esterilização Tecnal 393/1, à temperatura de 105°C, até a constância no peso. Na sequência, tais cápsulas foram submetidas à queima de substâncias orgânicas voláteis, à temperatura de 600°C, por 3h, em um forno mufla EDG 3000. Uma amostra isolada foi inserida em um béquer, no qual foi determinado o potencial hidrogeniônico, a fim de verificar o seu potencial tamponante. Ensaio que avalia o Potencial Bioquímico do Metano (BMP)

Com o intuito de analisar o volume e o potencial de biogás e metano produzido por pequenas frações de biomassas residuais, adotou-se a metodologia desenvolvida Owen *et al.* (1979) e aperfeiçoada por Angelidaki *et al.* (2009) e pela norma VDI 4630 (VDI, 2016).

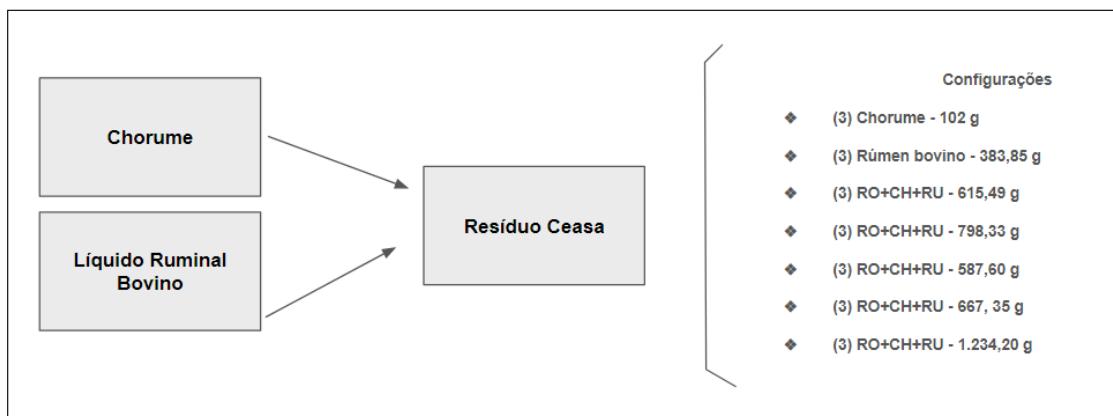
Desenvolvido para execução em escala laboratorial, conforme Angelidaki *et al.* (2009), a partir de biorreatores simples, estáticos, com capacidade de 250 mL (Alves, 2008; Santos, 2019; Brito-Paiva, 2023), até biorreatores complexos, bem instrumentados - com equipamentos de alta tecnologia (Santana, 2023), com capacidade de 75 L (Valença, 2017) e de 150 L (Firmo, 2013), tais biorreatores possuem a versatilidade de analisar e quantificar o volume total de biogás e de metano de variadas biomassas (resíduos urbanos, hortifrutigranjeiros, industriais, oleaginosas etc.), permitindo-se aplicar variações, sendo possível alterar parâmetros físicos (temperatura, agitação, granulometria), físico-químicos (pH, DQO, sólidos voláteis etc.) e microbiológicos (anaeróbios facultativos - hidrolíticos, anaeróbios estritos, bactérias formadoras de esporos etc.).

De acordo com a Norma VDI 4630 (VDI, 2006), a determinação do potencial máximo geração de biometano de biomassas residuais é obtida após a estabilização da produção do biogás, que ocorre em, aproximadamente, 21 dias corridos, ou seja, em um tempo de detenção hidráulica de 21 dias. Alves (2008), Brito-Paiva (2023) e Santana (2023) explicam, em seus respectivos trabalhos, que o tempo de detenção hidráulica para a máxima produção de biogás, e biometano, é dependente de parâmetros relacionados à biodegradação, como a presença de substâncias de fácil degradação, bem como a existência de materiais lignocelulósicos, os quais apresentam resistência às atividades enzimáticas oriundas das funções biológicas dos microrganismos.

Amplamente adotada por diversos autores, Holanda (2016), Firmo (2013, Brito-Paiva (2023), dentre outros, a metodologia do ensaio BMP adotada neste estudo baseou-se no trabalho desenvolvido por Alves (2008). A elaboração do procedimento esquemático de preenchimento dos biorreatores BMP foi realizado, conforme a Figura 5. Utilizando-se 24 biorreatores, executando o experimento em triplicata, realizou-se, primeiramente, o preenchimento com apenas um componente, denominado de branco, sendo eles: "Chorume", "Rúmen Bovino" e "Resíduo Ceasa". Posteriormente, realizaram-se as combinações, porém, fixando-se a presença do resíduo, sendo eles: "Chorume + Resíduo Ceasa", "Rúmen + Resíduo Ceasa". Utilizando-se 50 mL de inóculo em cada biorreator e 5,0 g de substrato, conforme Alves (2008), foram elaboradas as configurações conforme a figura 4.

É importante destacar que, de acordo com Beniche *et al.* (2021), a umidade de resíduos orgânicos é bastante elevada, superior a 70%. Diante deste dado, é necessário adicionar, em cada biorreator, uma massa de 34 g de substrato, para se ter uma massa de sólidos totais de 5,0 g, levando em consideração um valor médio de umidade de 85%.

Figura 4 - Procedimento esquemático de elaboração das combinações para preenchimento dos biorreatores do experimento BMP



Fonte: O autor, 2024.

O monitoramento dos gases foi realizado utilizando o equipamento Dräger X-am 7000, um dispositivo portátil de alta precisão que permite a detecção simultânea de até cinco gases diferentes. Este equipamento é amplamente utilizado em estudos ambientais, industriais e de segurança, sendo especialmente eficiente na medição de gases combustíveis e tóxicos, além de oxigênio (O_2) e outros compostos relevantes como metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), sulfeto de hidrogênio (H_2S) e monóxido de carbono (CO). O Dräger X-am 7000 (figura 6), é equipado com sensores intercambiáveis e configuráveis, permitindo a adaptação às necessidades específicas de cada experimento.

Ele oferece a vantagem de monitoramento em tempo real, registro automático de dados e alarmes visuais, sonoros e vibratórios para garantir a segurança durante

as medições. No presente estudo, o equipamento foi configurado para priorizar a detecção dos gases de interesse relacionados à biodigestão anaeróbia, garantindo precisão e confiabilidade nos resultados obtidos. A coleta dos dados de gases foi realizada em intervalos regulares, e os registros foram exportados para posterior análise, seguindo os protocolos de medição descritos em VDI 4630 (2006) e estudos similares presentes na literatura.

Figura 5 - Dräger X-am 7000



Fonte: Autor, (2024).

6 RESULTADOS

6.1 Resíduos Hortifrutigranjeiros

Os resíduos hortifrutigranjeiros, utilizados como substrato, apresentaram um alto teor de umidade, com média de 94%. Esse valor está alinhado aos dados reportados por Beniche *et al.* (2021), que destacam a elevada presença de água em materiais orgânicos desse tipo, favorecendo a rápida biodegradação. Segundo Eck *et al.* (2000), a alta umidade contribui para um processo hidrolítico eficiente, pois a água desempenha papel crucial na quebra de ligações químicas e na formação de polímeros complexos. Além disso, a água atua como meio de transporte para microrganismos e nutrientes entre os espaços e interstícios presentes na massa de resíduos.

Quanto ao teor de sólidos voláteis (SV), os resíduos hortifrutigranjeiros apresentaram 88% (0,88 gSV/gST), valor consistente com os dados de Xiao *et al.* (2013) e Lin *et al.* (2013), que indicam níveis superiores a 85% para resíduos orgânicos. Isso reflete um material com alta biodegradabilidade, contendo predominantemente compostos de fácil degradação. No entanto, um resíduo altamente biodegradável nem sempre resulta em grandes volumes de biogás, uma vez que a produção depende de características específicas de cada substrato.

Adicionalmente, os resíduos apresentaram um pH de 3,1, que está fora do intervalo ideal para digestão anaeróbia (6,5–8,0), cujo valor ótimo é 7,0 (Beniche *et al.*, 2021). Assim, torna-se necessário ajustar o pH, frequentemente por meio de agentes químicos tamponantes. Neste estudo, buscou-se avaliar a capacidade do inóculo como regulador natural para superar a acidez inicial.

6.1.2 Chorume

6.1.2.1 Caracterização dos Resíduos e Inóculos Utilizados Resíduos Hortifrutigranjeiros.

Os resíduos hortifrutigranjeiros, utilizados como substrato, apresentaram um alto teor de umidade, com média de 94%. Esse valor está alinhado aos dados reportados por Beniche *et al.* (2021), que destacam a elevada presença de água em materiais orgânicos desse tipo, favorecendo a rápida biodegradação.

Segundo Eck *et al.* (2000), a alta umidade contribui para um processo hidrolítico eficiente, pois a água desempenha papel crucial na quebra de ligações químicas e na formação de polímeros complexos. Além disso, a água atua como meio de transporte para microrganismos e nutrientes entre os espaços e interstícios presentes na massa de resíduos.

Quanto ao teor de sólidos voláteis (SV), os resíduos hortifrutigranjeiros apresentaram 88% (0,88 gSV/gST), valor consistente com os dados de Xiao *et al.* (2013) e Lin *et al.* (2013), que indicam níveis superiores a 85% para resíduos orgânicos. Isso reflete um material com alta biodegradabilidade, contendo predominantemente compostos de fácil degradação. No entanto, um resíduo altamente biodegradável nem sempre resulta em grandes volumes de biogás, uma vez que a produção depende de características específicas de cada substrato. Adicionalmente, os resíduos apresentaram um pH de 3,1, que está fora do intervalo ideal para digestão anaeróbia (6,5–8,0), cujo valor ótimo é 7,0 (Beniche *et al.*, 2021). Assim, torna-se necessário ajustar o pH, frequentemente por meio de agentes químicos tamponantes.

Neste estudo, buscou-se avaliar a capacidade do inóculo como regulador natural para superar a acidez inicial do Chorume onde os inóculos derivados de mesmo apresentaram valores de pH idênticos, de 6,1, próximos aos valores relatados por Chernicharo (1997) e Von Sperling (2014). O teor de sólidos voláteis foi de 81% (0,81 gSV/gST) para o Chorume. Esses resultados indicam uma quantidade significativa de substâncias voláteis no mesmo. No entanto, a presença de compostos resistentes, como celulose e lignocelulose, pode limitar a degradação microbiológica e, consequentemente, a produção de biogás.

6.1.3 Rúmen bovino

O rúmen bovino apresentou pH de 5,9, em concordância com Zalys *et al.* (2023), que observaram um pH de 6,1. O intervalo normal para o fluido ruminal varia entre 6,0 e 7,0. O teor de sólidos voláteis do rúmen foi de 75,8%, valor inferior aos 97,4% reportados por Zalys *et al.* (2023), que atribuíram o maior percentual ao peneiramento do material, removendo componentes não voláteis.

6.1.4 Montagem e Ensaio BMP

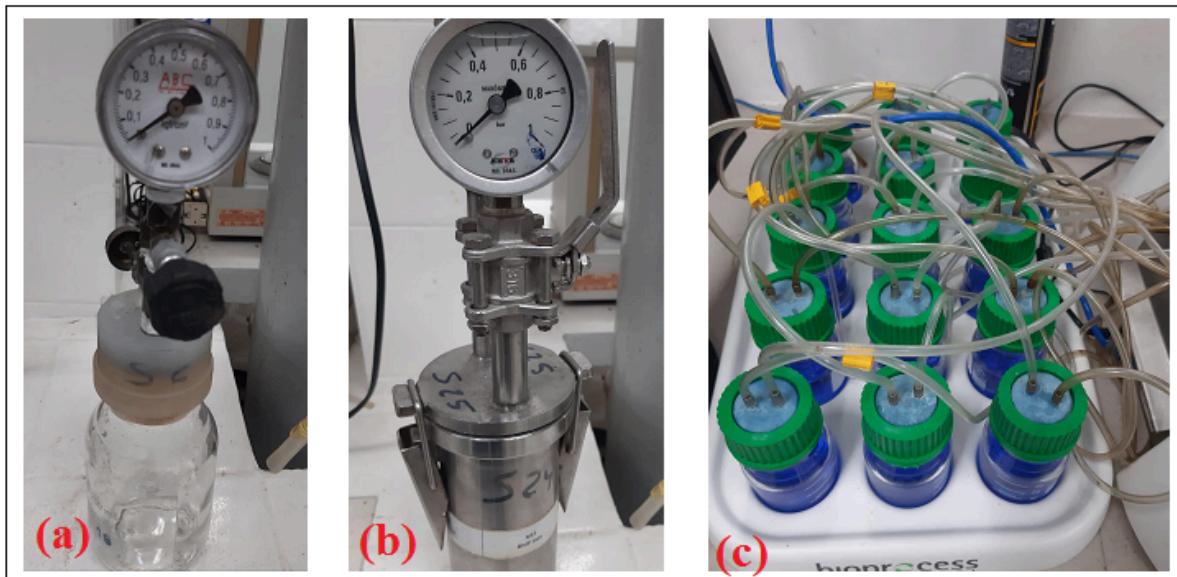
Os reatores de borossilicato (Figura 7a) têm capacidade de 250 mL, utilizam vedação por rosqueamento e permitem a medição de gás por meio de um sistema manométrico. Os reatores de aço inox (Figura 7b), desenvolvidos por Holanda (2016), possuem volume de 443mL, com vedação feita por alças de compressão, também utilizando o sistema manométrico para medir o gás. Já os reatores do tipo AMPTSII (Figura 5c) são de borossilicato, com capacidade de 500 mL, vedação por rosqueamento e se diferenciam dos demais pelo uso de medição de gás através do método volumétrico, além de oferecerem a vantagem da automação operacional.

Nesta pesquisa, foi utilizado o sistema experimental da Figura 7a, composto por frascos de borossilicato com capacidade de 250 mL, tampas de nylon rosqueadas contendo duas válvulas: uma para coleta de biogás e outra para conexão do manômetro de 98,07 kPa, com escala de 9,8 kPa. Anéis de borracha e vaselina são empregados nas conexões para garantir melhor vedação.

A metodologia adotada seguiu os estudos de Hansen *et al.* (2004), com adaptações feitas por Alves (2008), Melo (2010), Firmino (2013), Brito (2015), Lucena (2016) e Valença (2018). Assim, diversas formulações experimentais foram conduzidas por meio do desenvolvimento de reatores em escala laboratorial, os quais possibilitam estimar, principalmente, a quantidade de biogás gerada, além de

viabilizar o controle das principais variáveis envolvidas no processo (Jucá et al., 2005; Motta, 2011).

Figura 6. Diferentes tipos de equipamentos para ensaios de BMP ((a) reator BPM de borossilicato, (b) reator BMP do tipo inox (c) reator AMPTS II).



Fonte: Firma (2013); Holanda (2016); Bioprocess Control (2014).

Montagem e Ensaio BMP No processo de montagem dos biorreatores BMP, foi determinado pH inicial conforme descrito na tabela 5. O ensaio seguiu metodologias reconhecidas para avaliar o potencial de produção de biogás e metano a partir dos diferentes substratos, incluindo resíduos hortifrutigranjeiros, chorumes e rúmen bovino.

Tabela 5 - Configuração dos BMPs.

Configuração	Tara (frasco)	Qtd amostra(g)	pH inicial	Pressão inicial
Resíduo	231,20	34,0	6,4	0,0
Resíduo	220,25	34,0	6,4	0,0
Resíduo	22,25	34,0	6,4	0,0
Rúmen 1	231,38	128,00	5,0	0,0

Rúmen 2	259,73	127,93	5,0	0,0
Rúmen 3	220,66	127,92	5,0	0,0
Chorume 1	227,23	42,66	3,5	0,0
Chorume 2	229,24	42,93	3,5	0,0
Chorume 3	228,02	42,72	3,5	0,0
RO+CH+RU 1	232,33	34+42,74+127,96	4,4	0,0
RO+CH+RU 2	229,76	34+43,46+128,09	4,2	0,0
RO+CH+RU 3	229,32	34+43,13+128,11	4,2	0,0
RO+CH+RU 1	235,88	24,28+25,01+219,54	4,7	0,0
RO+CH+RU 2	223,02	24,28+25,08+212,08	4,5	0,0
RO+CH+RU 3	234,95	24,28+25,08+218,70	4,7	0,0

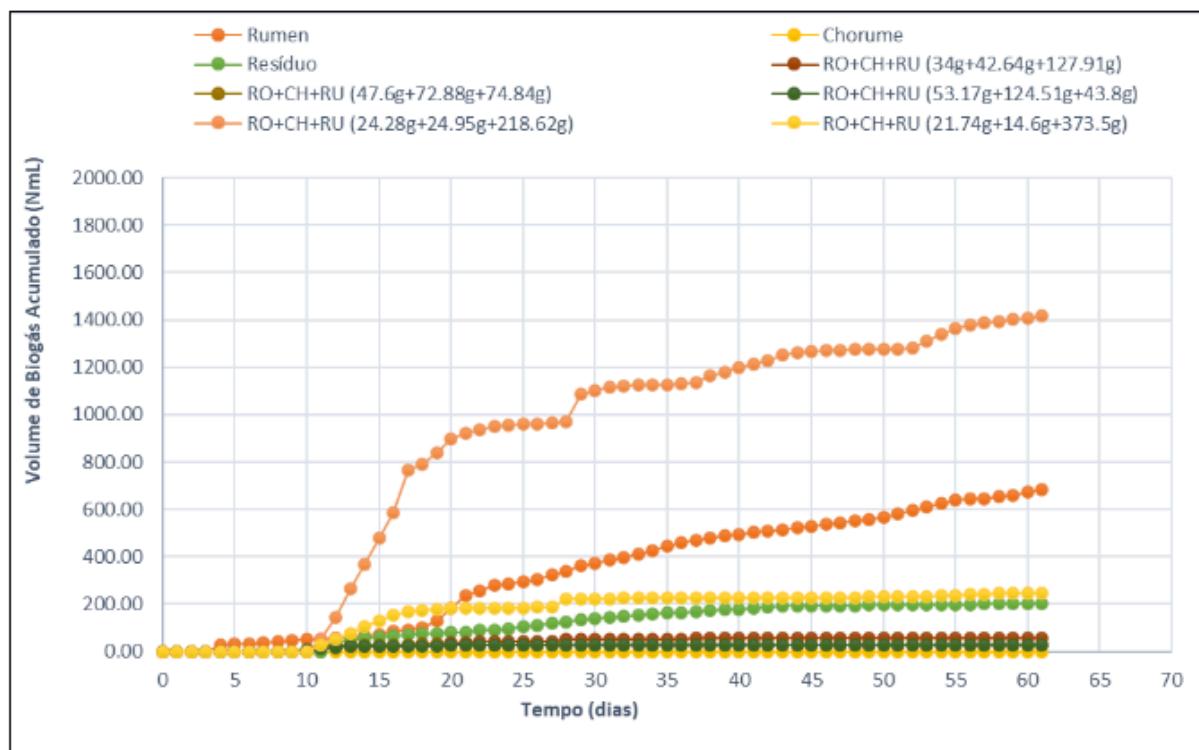
Configuração	Tara (frasco)	Qtd amostra(g)	pH inicial	Pressão inicial
RO+CH+RU 1	231,30	47,6+73,12+74,95	4,4	0,0
RO+CH+RU 2	233,40	47,6+73,15+75,20	3,8	0,0
RO+CH+RU 3	233,30	47,6+73,25+75,13	3,9	0,0
RO+CH+RU 1	231,60	53,17+124,59+44,12	3,9	0,0
RO+CH+RU 2	232,06	53,17+124,76+44,70	3,8	0,0
RO+CH+RU 3	229,15	53,17+125,26+44,41	4,3	0,0
RO+CH+RU 1	343,17	21,74+14,81+374,20	4,6	0,0
RO+CH+RU 2	347,01	21,74+14,76+375,40	4,7	0,0
RO+CH+RU 3	346,42	21,74+15,01+374,80	4,7	0,0

Fonte: Autor, (2024).

O gráfico 8 exibe a Geração Acumulada de Biogás em função do tempo (dias), considerando diferentes combinações de substratos: rúmen, resíduo orgânico (RO), chorume (CH), e combinações específicas de massas desses substratos (em gramas). A análise técnica dos dados permite observar aspectos

cruciais sobre a eficiência das combinações e os impactos dos componentes no processo anaeróbio, conforme o gráfico 8.

Gráfico 8 - Geração Acumulada de Biogás



Fonte: Autor (2024)

A combinação RO+CH+RU (24,28g+24,95g+218,62g) apresenta o maior volume acumulado de biogás, atingindo 1415,21 NmL ao longo do período de 60 dias. Essa eficiência pode estar relacionada à maior quantidade de rúmen, que favorece condições mais adequadas de pH e fornece micro-organismos benéficos ao processo fermentativo. Em contraste, as demais combinações demonstram volumes significativamente menores, o que indica limitações na eficiência, principalmente quando o chorume está presente em maiores proporções.

O impacto do chorume merece destaque, pois, quando utilizado em quantidades elevadas, parece atuar como um fator limitante no processo anaeróbio. Isso pode ser atribuído à sua carga orgânica elevada e à alta concentração de

compostos inibitórios, como metais pesados e amônia. Esse efeito é evidenciado no gráfico, que aponta o chorume como "o grande vilão" do processo fermentativo anaeróbio.

A curva de produção de biogás da combinação mais eficiente (RO+CH+RU com 24,28g+24,95g+218,62g) exibe um comportamento característico: uma aceleração inicial até aproximadamente 20 dias, seguida por um platô entre 30 e 60 dias. Isso sugere um esgotamento progressivo dos substratos fermentáveis e a estabilidade do processo. Essa dinâmica reforça a importância de um balanceamento adequado dos substratos para sustentar a produção de biogás ao longo do tempo. Neshat *et al.* (2017) analisaram a co-digestão de resíduos agrícolas e industriais, mostrando que substratos complementares podem ajudar a mitigar os efeitos negativos de compostos inibitórios. A adição de rúmen é destacada como uma abordagem eficaz para melhorar o desempenho microbiano.

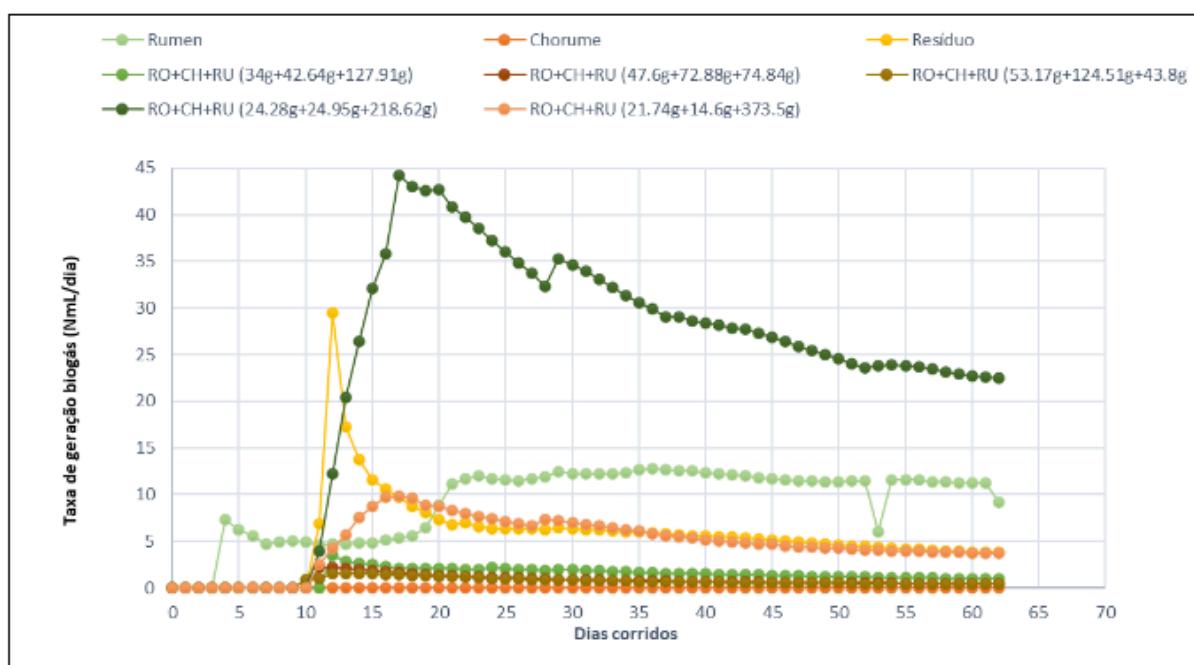
A relevância do rúmen é corroborada por estudos da literatura, como Kandam *et al.* (2024), que destacam sua microbiota diversificada e adaptada a processos fermentativos anaeróbios. A presença do rúmen na proporção correta contribui significativamente para a eficiência do processo, tornando-o um elemento essencial nas formulações otimizadas de substratos.

Conclui-se que o controle da proporção de substratos é fundamental para otimizar a produção de biogás. Kaparaju e Rintala (2005), enfatizam a importância de combinações de substratos para alcançar um sinergismo no processo de digestão anaeróbia. A adição de substratos ricos em microbiota adaptada, como o rúmen, é apontada como uma solução para melhorar a eficiência do processo. O balanceamento adequado entre rúmen, resíduo orgânico e chorume é crucial para maximizar a eficiência do processo.

Além disso, processos de pré-tratamento do chorume devem ser considerados para reduzir seus efeitos inibitórios e melhorar o desempenho da digestão anaeróbica, viabilizando soluções mais sustentáveis para o manejo de resíduos orgânicos.

O gráfico 9 revela a taxa de geração de biogás (NmL/dia) ao longo do tempo, considerando diferentes combinações de substratos: rúmen, resíduo orgânico (RO) e chorume (CH). A combinação que se destaca é a RO+CH+RU (24,28g+24,95g+218,62g), que atingiu um pico de produção de 44,17 NmL/dia no 17º dia, evidenciando sua eficiência. Esse desempenho está relacionado à maior quantidade de rúmen presente, o que proporciona um pH mais adequado e um ambiente favorável para a microbiota metanogênica. Com o avanço do processo fermentativo, houve uma diminuição gradual na produção, chegando a 22,54 NmL/dia no 62º dia, o que sugere o esgotamento dos substratos mais facilmente degradáveis e a estabilização do sistema.

Gráfico 9 - Taxa de produção diária de biogás.



Fonte: Autor, (2024)

Por outro lado, as combinações que contêm maior proporção de chorume, como RO+CH+RU (47,6g+72,88g+74,84g), apresentaram taxas de geração de biogás significativamente inferiores. Este comportamento pode ser atribuído ao impacto negativo do chorume, que, devido à sua alta carga orgânica e à presença

de compostos inibitórios como metais pesados e amônia, reduz o pH do meio, dificultando o processo anaeróbio. Esses dados reforçam a importância de controlar a proporção de chorume no substrato para evitar limitações na eficiência do processo fermentativo. A análise das curvas de geração de biogás mostra que combinações equilibradas de substratos apresentam uma aceleração inicial na produção de biogás, seguida por um declínio ou platô após o pico.

A curva da combinação mais eficiente, RO+CH+RU ($24,28g+24,95g+218,62g$), exemplifica essa dinâmica, com o rápido aumento da produção nos primeiros 17 dias, seguido de uma estabilização até o final do experimento, indicando o esgotamento da matéria orgânica mais facilmente degradável. Estudos como os de Kandam *et al.* (2024) e Paes *et al.* (2020) reforçam o papel do rúmen como um substrato essencial, pois além de ajustar o pH, ele fornece uma microbiota diversificada e adaptada a processos fermentativos anaeróbios, o que contribui para maximizar a geração de biogás. Em síntese, a eficiência do processo de digestão anaeróbia está diretamente relacionada ao balanceamento adequado entre os substratos utilizados.

A combinação com maior proporção de rúmen apresentou o melhor desempenho, demonstrando a importância de otimizar a proporção de substratos. Além disso, estratégias como o pré-tratamento do chorume podem ser consideradas para mitigar seus efeitos inibitórios e melhorar a eficiência geral da geração de biogás.

Com relação ao teor de sólidos voláteis (SV), a análise apresentada no gráfico 10 destaca a redução de (SV) em diferentes combinações de substratos, incluindo rúmen, resíduo orgânico (RO) e chorume (CH), em diferentes proporções. A maior redução de SV foi observada na combinação RO+CH+RU ($24,28g+24,95g+218,62g$), que atingiu um valor de redução de 31,5%. Este resultado reforça a eficiência dessa combinação específica, com o rúmen desempenhando um papel fundamental no fornecimento de uma microbiota rica e pH estável para o processo de digestão anaeróbica, como sugerido por Kandam *et al.* (2024).

Gráfico 10 - Análise de sólidos voláteis.



Fonte: Autor (2024).

Com base nos dados, as combinações contendo maior proporção de rúmen apresentaram melhores desempenhos na redução de sólidos voláteis, o que está

alinhado com os achados de Paes *et al.* (2020), que enfatizam o impacto positivo da microbiota do rúmen na degradação de matéria orgânica. Além disso, o chorume, quando presente em maiores proporções, mostrou desempenhos inferiores devido à presença de compostos inibitórios, como metais pesados e amônia, corroborando com Yenigün e Demirel (2013), que destacam a inibição de amônia como um fator limitante no processo de digestão anaeróbica.

Os valores apresentados nas barras indicam que a redução de SV foi mais expressiva quando o equilíbrio entre os substratos foi otimizado, como observado na combinação RO+CH+RU (24,28g+24,95g+218,62g). Este fato destaca a importância do balanceamento na formulação de substratos, como apontado por Angelidaki *et al.* (2009), que propuseram protocolos para otimizar a eficiência em reatores BMP.

Por fim, os gráficos reforçam que, além da composição, a proporção exata dos substratos influencia diretamente na eficiência do processo, especialmente no caso de resíduos ricos em matéria orgânica, como o rúmen, que oferece condições microbiológicas e químicas mais favoráveis à degradação. Estes dados são de extrema relevância para o desenvolvimento de estratégias voltadas à digestão anaeróbica eficiente e ao aumento da geração de biogás, conforme explorado por Neshat *et al.* (2017).

A análise dos gráficos de variação de pH evidencia diferenças importantes entre os substratos avaliados. No caso do rúmen, observa-se uma tendência estável ou levemente variável entre as réplicas analisadas, o que indica um ambiente menos suscetível a flutuações bruscas de pH. Segundo Mata-Alvarez *et al.* (2000), resíduos ricos em substratos orgânicos, como o rúmen bovino, apresentam estabilidade no pH em sistemas anaeróbicos devido à sua composição homogênea e capacidade tamponante. Em contraste, os dados do chorume mostram diferenças significativas entre as réplicas, o que pode ser explicado pela alta variabilidade de sua composição química, conforme apontado por Kjeldsen *et al.* (2002).

Essa característica torna o chorume mais propenso a alterações no pH, principalmente em função de sua carga orgânica elevada e presença de compostos voláteis, conforme o gráfico 11.

Gráfico 11 - Variação de PH nas amostras



Fonte: Autor, (2024).

Já o resíduo orgânico apresenta um padrão mais irregular, com flutuações acentuadas de pH, corroborando os estudos de Veeken e Hamelers (1999), que destacam que resíduos com alta carga orgânica passam por um processo de acidificação inicial durante a degradação, o que gera essas variações. Por outro lado, ao combinar os substratos (Resíduo Orgânico, Chorume e Rúmen), observa-se maior estabilidade nos valores de pH, indicando um efeito sinérgico entre os materiais.

Essa estabilidade é consistente com os achados de Angelidaki *et al.* (2003), que ressaltam que combinações de substratos podem melhorar o desempenho do processo de biodigestão anaeróbica, proporcionando um ambiente mais tamponado e equilibrado.

Essa análise reforça a importância de avaliar as características individuais e combinadas de diferentes substratos no contexto da digestão anaeróbica,

especialmente quando o objetivo é minimizar as oscilações de pH para otimizar os processos biológicos envolvidos.

7 CONSIDERAÇÕES

O presente estudo teve como objetivo geral otimizar o processo de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos provenientes da CEASA - PE, visando maximizar a produção de biogás e garantir a sustentabilidade ambiental por meio da minimização das emissões de gases de efeito estufa e da avaliação da viabilidade energética do biogás produzido. Para alcançar esse propósito, os objetivos específicos incluíram a otimização do processo de digestão anaeróbia para potencializar a produção de biogás, a avaliação do potencial de geração de biogás na planta industrial da CEASA - PE e a minimização das emissões de gases de efeito estufa associadas ao processo.

Os resultados obtidos demonstraram que a combinação RO+CH+RU (24,28g+24,95g+218,62g) apresentou o melhor desempenho, atingindo um volume acumulado de 1415,21 NmL de biogás ao longo de 60 dias e uma redução de 31,5% dos sólidos voláteis. Esses achados indicam que a presença de rúmen exerce um papel fundamental na estabilidade e eficiência do processo, favorecendo a digestão anaeróbica por fornecer uma microbiota adaptada e condições mais estáveis de pH. Essa observação está alinhada com os estudos de Paes *et al.* (2020) e Kandam *et al.* (2024), que destacam a importância da microbiota ruminal na degradação anaeróbica de resíduos orgânicos.

Por outro lado, verificou-se que o chorume, quando presente em maiores quantidades, atuou como um fator limitante, reduzindo a produção de biogás devido ao seu alto teor de compostos inibitórios, como metais pesados e amônia, conforme também reportado por Yenigün e Demirel (2013). Esse impacto negativo reforça a necessidade de estratégias de pré-tratamento do chorume para mitigar seus efeitos inibitórios e melhorar a eficiência do processo anaeróbico.

A análise da curva de geração de biogás revelou um crescimento acelerado nos primeiros 20 dias, seguido por um platô entre os dias 30 e 60, indicando o esgotamento progressivo dos substratos fermentáveis e a estabilização do processo.

Além disso, as diferenças entre as taxas de geração de biogás e a redução de sólidos voláteis evidenciam a necessidade de um controle rigoroso na formulação e proporção dos substratos, corroborando os estudos de Angelidaki *et al.* (2009) sobre a importância da otimização das condições operacionais em reatores anaeróbicos.

Diante dos achados, fica evidente que a formulação de substratos deve priorizar um equilíbrio adequado entre resíduo orgânico, chorume e rúmen para maximizar a geração de biogás e a estabilidade do processo. Além disso, a viabilidade energética do biogás produzido na planta industrial da CEASA - PE pode ser aprimorada com ajustes no tempo de retenção hidráulica e na aplicação de aditivos para potencializar a conversão da biomassa.

Por fim, os resultados deste estudo contribuem para o avanço no conhecimento sobre a digestão anaeróbica de resíduos orgânicos e fornecem subsídios técnicos para o aprimoramento de tecnologias voltadas ao aproveitamento energético de resíduos. Estudos futuros poderão aprofundar a investigação sobre o impacto de diferentes tempos de retenção, além de avaliar estratégias de mitigação de inibidores no processo, visando fortalecer a sustentabilidade ambiental e energética da digestão anaeróbica.

REFERÊNCIAS

- ALVES, I. R. F. S. Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos. 2008. 117 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/5078>. Acesso em: 10 jul. 2024.
- AKYOL, Ç. In search of the optimal inoculum to substrate ratio during anaerobic co-digestion of spent coffee grounds and cow manure. *Waste Management & Research*, v. 38, n. 11, p. 1278-1283, 2020. <https://doi.org/10.1177/0734242X20914731>. Acesso em: 10 jul. 2024.
- ANGELIDAKI, I. et al. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology*, v. 59, n. 5, p. 927-934, 2009. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.040>. Acesso em: 11 jul. 2024.
- AUER, A. et al. Agricultural anaerobic digestion power plants in Ireland and Germany: policy and practice. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, v. 97, n. 3, p. 719-723, 2017. <https://doi.org/10.1002/jsfa.8005>.
- AWORANTI, O. A. et al. Decoding Anaerobic Digestion: A Holistic Analysis of Biomass Waste Technology, Process Kinetics, and Operational Variables. *Energies*, v. 16, n. 8, p. 3378, 2023. <https://doi.org/10.3390/en16083378>.
- BANDEIRA, F. J. S. et al. Potential use of palm oil and cocoa waste biomass as source of energy generation by gasification system in the state of Pará, Brazil. *Engenharia Agrícola*, v. 43, 2023. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v43nepe20220151/2023>. Acesso em: 15 abr. 2025.
- BÖJTI, T. et al. Pretreatment of poultry manure for efficient biogas production as monosubstrate or co-fermentation with maize silage and corn stover. *Anaerobe*, v. 46, p. 138-145, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.anaerobe.2017.03.017>.
- BRANCOLI, P. et al. Compositional Analysis of Street Market Food Waste in Brazil. *Sustainability*, v. 14, 2022. <https://doi.org/10.3390/su14127014>.
- BRITO, E. P. L. *Avaliação da biodegradação e geração de biogás de resíduos envelhecidos sob condições de reatores experimentais*. 2015. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/14351>. Acesso em: 15 abr. 2025.
- BRITO-PAIVA, E. P. L. Estudo Técnico do Aproveitamento de Resíduos Orgânicos do Centro de Abastecimento e Logística do Estado de Pernambuco Visando a Produção de Biogás. 2023. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade

Federal de Pernambuco, Recife, 2023. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/55911>. Acesso em: 15 abr. 2025.

CATORZA, C. F.; VAN ELK, A. G. H. P.; PASSOS, L. H. S. Potential of carbon credits generation from organic waste composting of large generators: an alternative to the final disposal in sanitary landfills. *Brazilian Journal of Environmental Science*, v. 57, n. 2, p. 206-214, 2022. <https://doi.org/10.5327/Z2176-94781121>. Acesso em: 15 jul. 2024

CEASA-PE – Centro de Abastecimento e Logística de Pernambuco. *Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS)*. Recife: CEASA-PE, 2017.

CHEN, L. et al. The progress and prospects of rural biogas production in China. *Energy Policy*, v. 51, p. 58-63, 2012.

CHEN, Q.; LIU, T. Biogas system in rural China: upgrading from decentralized to centralized? *Renewable and Sustainable Energy Review*, v. 78, p. 933-944, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.04.113>.

CHRISTO, G. L. et al. Potencial de produção de biogás e energia elétrica a partir de resíduos de hortifruticultura em Colombo/PR. *Biofix Scientific Journal*, v. 3, n. 1, p. 72-83, 2018. DOI: [dx.doi.org/10.5380/biofix.v3i1.56058](https://doi.org/10.5380/biofix.v3i1.56058).

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. *Boletim Hortigranjeiro*, Brasília, DF, v. 9, n. 3, mar. 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/conab/pt-br/atuacao/informacoes-agropecuarias/hortigranjeiros-pr/ohort/boletim-hortigranjeiro/boletim-hortigranjeiro-2023/boletim-hortigranjeiro-marco-2023.pdf>. Acesso em: 15 abr. 2025.

DE LIMA, A. L.; JUCÁ, J. F. T.; BRITO, A. R.; MELO, M. C. Estudos comparativos de diferentes metodologias para determinação de umidade e sólidos voláteis aplicadas em resíduos sólidos urbanos. In: SIMPÓSIO ÍTAO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória. Anais [...]. Vitória: [s. n.], 2002.

EBA – European Biogas Association. Statistical Report. 2017. Disponível em: <http://european-biogas.eu/2017/12/14/eba-statisticalreport-2017-published-soon/>. Acesso em: 30 nov. 2023.

EDWARDS, J. et al. A review of policy drivers and barriers for the use of anaerobic digestion in Europe, the United States and Australia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 52, p. 815-828, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.112>.

EESS - European Energy Security Strategy, 2014. *Communication from the Commission to the European Parliament and the Council*. COM(2014) 330 Final. Bruxelas, Bélgica. Disponível em: <https://www.eesc.europa.eu/resources/docs/europeanenergy-security-strategy.pdf>. Acesso em: 11 nov. 2023.

EMERSON CLIMATE TECHNOLOGIES. The Food Wastage & Cold Storage Infrastructure Relationship in India. 2013. Disponível em: <https://www.slideshare.net/snehasunder/the-foodwastage-cold-storage-infrastructure->

relationship-in-india-developing-realistic-solutions-report-by-emerson-clim. Acesso em: 10 nov. 2023.

FSIN; Rede Global Contra Crises Alimentares. *Relatório Global sobre Crises Alimentares* 2022. Roma: FAO, 2022. Disponível em: <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/cb9997en>. Acesso em: 15 abr. 2025.

FIRMO, A. L. B. Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos urbanos. 2013. 286 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/12875>. Acesso em: 15 abr. 2025.

GANESH, R. et al. Anaerobic co-digestion of solid waste: Effect of increasing organic loading rates and characterization of the solubilised organic matter. *Bioresource Technology*, v. 130, p. 559-569, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.119>.

GHIMIRE, A.; FRUNZI, M.; NEUPANE, B.; SCHENK, T.; PINTER, E.; MAJUMDER, A.; ZHOU, X. A review on biomethane production from co-digestion of organic wastes. *Environmental Reviews*, v. 23, n. 1, p. 14-27, 2015.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2021. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1>. Acesso em: 11 abr. 2025.

JHA, R. et al. Capture of Anti-Poverty Programs: An Analysis of the National Rural Employment Guarantee Program in India. *Journal of Asian Economics*, v. 20, n. 4, p. 456-464, 2008.

JI, C. et al. A review of the anaerobic digestion of fruit and vegetable waste. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, v. 183, p. 906–922, 2017. <https://doi.org/10.1007/s12010-017-2472-x>.

JUCÁ, J. F. T.; LIMA, J. D.; MARIANO, M. O. H.; FIRMO, A. L.; LUCENA, L. F. L.; ANDRADE LIMA, D. G. *Análise das diversas tecnologias e disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão*. Projeto desenvolvido pelo Grupo de Resíduos Sólidos (GRS) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Convênio FADE/BNDES – Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social, 2013. Relatório técnico. Disponível em: <https://doi.org/10.13140/2.1.3547.8082>. Acesso em: 15 abr. 2025.

KOVACIC, D. et al. Soybean straw, corn stover and sunflower stalk as possible substrates for biogas production in Croatia: a review. *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly*, v. 31, n. 3, p. 187-198, 2017. <https://doi.org/10.15255/CABEQ.2016.985>.

LAJDOVA, Z. et al. The impact of the biogas industry on the agricultural sector in Germany. Czech Academy Agriculture Science, v. 62, n. 1, p. 1-8, 2016. <https://doi.org/10.17221/292/2015-AGRICECON>. Acesso em: 15 abr. 2025.

LUCENA, T. V. Avaliação da geração de biogás sob diferentes condições de biodegradação de resíduos alimentares. 2016. 131 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/23571>. Acesso em: 15 abr. 2025.

LI, Y.; PARK, S. Y.; ZHU, J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 15, n. 1, p. 821-826, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.09.027>. Acesso em: 11 jul. 2024.

LYBAEK, R.; KJAER, T. Municipalities as facilitators, regulators and energy consumers for enhancing the dissemination of biogas technology in Denmark. *International Journal of Sustainable Energy Planning and Management*, v. 8, p. 17-30, 2015. <https://doi.org/10.5278/ijsepm.2015.8.3>. Acesso em: 11 jul. 2024.

MÖNCH-TEGEDER, M. et al. Enhancement of methane production with horse manure supplement and pretreatment in a full-scale biogas process. *Energy*, v. 73, p. 523-530, 2014.

NESHAT, S. A.; MOUSAVI, S. M.; GUVEN, R. G.; NAJAFI, G. Biogas production from agricultural residues: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 79, p. 1171-1180, 2017.

PALATSI, J. et al. Anaerobic digestion of slaughterhouse waste: Main process limitations and microbial community interactions. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 3, p. 2219-2227, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.09.121>.

PATIL, V. S.; DESHMUKH, H. V. Anaerobic digestion of vegetable waste for biogas generation: A review. *International Research Journal of Environment Sciences*, v. 4, n. 6, p. 80-83, 2015.

PRUSSI, M. et al. Review of technologies for biomethane production and assessment of Eu transport share in 2030. *Journal of Cleaner Production*, v. 222, p. 565-572, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.271>.

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