



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

FRANCISCA LÍVIA DE OLIVEIRA MACHADO

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE METANO A PARTIR DA
CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DE ALIMENTOS E AGUAPÉ:
ESCALA PILOTO

FORTALEZA

2024

FRANCISCA LÍVIA DE OLIVEIRA MACHADO

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE METANO A PARTIR DA
CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DE ALIMENTOS E AGUAPÉ: ESCALA
PILOTO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti.

FORTALEZA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- M131a Machado, Francisca Lívia de Oliveira.
Avaliação do potencial de produção de metano a partir da codigestão anaeróbia de resíduos de alimentos e aguapé : escala piloto / Francisca Lívia de Oliveira Machado. – 2024.
122 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2024.
Orientação: Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti.
1. Digestão anaeróbia. 2. Monodigestão. 3. Codigestão. 4. Lignocelulósico. 5. Biogás. 6. Resíduos sólidos urbanos. 7. Resíduos sólidos orgânicos. 8. Aguapé. I. Título.

CDD 628

FRANCISCA LÍVIA DE OLIVEIRA MACHADO

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE METANO A PARTIR DA
CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DE ALIMENTOS E AGUAPÉ: ESCALA
PILOTO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovado em: 22/11/2024.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Elenilson de Godoy Alves Filho
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Ildo Luís Sauer
Universidade de São Paulo (USP)

Prof. Dr. Fernando Fernandes
Universidade Estadual de Londrina (UEL)

Dedico aos meus pais, Valdecy e Lourdes, ao meu esposo, Adilson, e à minha filha, Ana Luiza! Vocês são meu suporte indispensável!

AGRADECIMENTOS

A Deus por toda força, coragem e persistência, conferidas a mim, durante essa jornada;

Aos meus pais, Valdecy e Lourdes, que sempre foram e continuam sendo meu alicerce e apoiadores em todos os meus projetos;

Ao meu esposo, Adilson, e à minha filha, Ana Luiza, por estarem sempre ao meu lado, terem caminhado junto comigo durante todo o percurso e me motivarem pelo simples fato de existirem;

Às minhas irmãs, Lyllyan, Leila e Lynne Kelle, e ao meu irmão, Valdecy Júnior, por todo companheirismo e incentivo;

Ao meu orientador, Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti, pela disponibilidade de recursos, orientações, conhecimento, apoio e motivação indispensáveis à realização e conclusão deste trabalho;

A todo o corpo docente do POSDEHA, pelos ensinamentos;

Ao Prof. Dr. Elenilson de Godoy, que forneceu seu arcabouço em conhecimento para incrementar as informações aqui registradas;

Aos membros da Banca Examinadora, por aceitarem participar e contribuir de forma valiosa com este trabalho;

À minha colega de Doutorado, Débora Nery, por todo apoio, ajuda e suporte, sem os quais, esse trabalho não teria sido concretizado;

A todos os bolsistas que passaram pelo NUTEC e tiveram participação relevante na realização das coletas e análises. As suas contribuições foram indispensáveis para a finalização desta pesquisa;

À minha amiga Geísa, pela amizade, apoio e incentivo;

À equipe do NUTEC: Ari, Patrícia, João Pedro, Sr. Bismark, Sr. Erivan e Sr. Jackson, por toda disponibilidade e colaboração;

Ao Pedrinho, João Gabriel e Guilherme, por toda ajuda indispensável na operação do biodigestor;

Às amigas e colegas de trabalho, Gizele e Juliane, pela amizade, apoio e torcida;

A toda equipe do LABLAT, pelos momentos de descontração e incentivo;

Aos demais colegas de doutorado e de trabalho, por todo apoio e amizade;

Ao NUTEC, pelo fornecimento da estrutura física e instalações internas, a fim de realizar o experimento e as análises;

Ao BNB, FINEP, CNPq e ao Governo do Estado do Ceará, pelo financiamento da pesquisa;

À CAGECE, pelo fornecimento do lodo de inóculo;

À EMBRAPA, pela realização das análises de RMN;

À UFC, que considero minha segunda casa, onde vivi e vivo tantas experiências de aprendizado, conquistas acadêmicas e profissionais.

Gratidão!

RESUMO

Soluções sustentáveis na gestão de resíduos orgânicos e redução das emissões de gases do efeito estufa (GEE) têm motivado pesquisas para otimizar a aplicação da digestão anaeróbia e produção de biogás como alternativa estratégica de descarbonização da matriz energética. Nesse contexto, o presente estudo avaliou o potencial de produção de metano a partir da digestão anaeróbia de resíduos de alimentos e aguapé, em escala piloto. Foi utilizado um biodigestor de 1300L, volume útil de 1000L, operando em regime semicontínuo, com carga orgânica volumétrica (COV) variando entre 0,29 e 0,35 kg de SV.m⁻³d⁻¹, iniciando pela monodigestão com resíduos de alimentos (Etapa 1) e posteriormente a codigestão com aguapé não tratado (Etapa 2), aguapé tratado por secagem (Etapa 3) e uma mistura de aguapé de ambos numa proporção de 50% entre as frações (Etapa 4), de forma subsequente. O experimento durou 399 dias. Ao longo do experimento, os seguintes parâmetros de controle e eficiência foram monitorados: pH, temperatura, alcalinidade, ácidos graxos voláteis (AGV), demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT), sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), amônia (NH₄), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), volume de biogás produzido e percentual de metano no biogás. Amostras de lodo de fundo foram caracterizadas em termos de metais, pH, ST, SV, SF, alcalinidade, AGV, NH₄, nitrogênio orgânico, NTK, carbono inorgânico e carbono orgânico. O digestato inicial e final de cada etapa e uma, dentre as 6 amostras de lodo de fundo, foram caracterizados pela metodologia de Ressonância Magnética Nuclear (RMN) para detecção de compostos orgânicos. Diante do extenso número de variáveis obtidas nas 4 etapas do estudo, foram realizadas as análises estatísticas multivariada não-supervisionada por *Principal Component Analysis* (PCA) e a supervisionada por *Partial Least Squares Discriminant Analysis* (PLS-DA), para reduzir a dimensionalidade dos dados e explicar a maior parte da variabilidade dos dados, facilitando a interpretação dos resultados. Os rendimentos médios de biogás em cada etapa foram de 0,16789 Nm³/kg SV, 0,09506 Nm³/kg SV, 0,22987 Nm³/kg SV e 0,18772 Nm³/kg SV, para as etapas 1, 2, 3 e 4, e os percentuais médio de metano de 57,85%, 56,58%, 56,84% e 57,52% respectivamente. A Etapa 4 apresentou maior remoção de DQO e SV, sem diferença estatisticamente significativa quando comparado à Etapa 3, que apresentou maior volume de biogás acumulado e rendimento de metano, além de dispensar tratamento em toda massa de aguapé.

Palavras-chave: digestão anaeróbia; monodigestão; codigestão; lignocelulósico; biogás.

ABSTRACT

Sustainable solutions for the management of organic waste and the reduction of greenhouse gas (GHG) emissions have motivated research to optimize the application of anaerobic digestion and biogas production as a strategic alternative for decarbonizing the energy matrix. In this context, the present study evaluated the methane production potential from the anaerobic digestion of food waste and water hyacinth on a pilot scale. A 1300L biodigester with a 1000L was used, operating in a semi-continuous mode, with an organic loading rate (OLR) ranging from 0.29 to 0.35 kg VS.m-3d-1. The process started with the mono-digestion of food waste (Phase 1) and subsequently progressed to co-digestion with untreated water hyacinth (Phase 2), dried water hyacinth (Phase 3), and a mixture of untreated and treated water hyacinth at a 50% ratio between the fractions (Phase 4). The experiment lasted 399 days. Throughout the experiment, the following control and efficiency parameters were monitored: pH, temperature, alkalinity, volatile fatty acids (VFA), chemical oxygen demand (COD), total organic carbon (TOC), total solids (TS), volatile solids (VS), ammonia (NH₄), total Kjeldahl nitrogen (TKN), biogas volume, and methane percentage in the biogas. Bottom sludge samples were characterized in terms of metals, pH, TS, VS, fixed solids (FS), alkalinity, VFA, NH₄, organic nitrogen, TKN, inorganic carbon, and organic carbon. The initial and final digestate from each stage, along with one of the six bottom sludge samples, were characterized using Nuclear Magnetic Resonance (NMR) spectroscopy for the detection of organic compounds. Given the extensive number of variables obtained in the four stages of the study, unsupervised multivariate statistical analysis using Principal Component Analysis (PCA) and supervised analysis using Partial Least Squares Discriminant Analysis (PLS-DA) were performed to reduce data dimensionality and explain the majority of the data variability, thereby facilitating the interpretation of the results. The average biogas yields for each stage were 0.16789 Nm³/kg VS, 0.09506 Nm³/kg VS, 0.22987 Nm³/kg VS, and 0.18772 Nm³/kg VS for stages 1, 2, 3, and 4, while the average methane percentages were 57.85%, 56.58%, 56.84%, and 57.52%, respectively. Stage 4 showed higher COD and SV removal, with no statistically significant difference compared to Stage 3, which achieved higher accumulated biogas volume and methane yield, in addition to eliminating the need for treating the entire water hyacinth biomass.

Keywords: Anaerobic digestion; monodigestion; codigestion; lignocellulosic; biogas.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
ANOVA	Análise de Variância
AT	Alcalinidade Total
BECCS	<i>Bioenergy Energy with Carbon Capture and Storage</i>
CAGECE	Companhia de Água e Esgotos do Ceará
CBIO	Crédito de Descarbonização
COP21	<i>21^a Conference of the Parties</i>
COT	Carbono Orgânico Total
COV	Carga Orgânica Volumétrica
CV	Cross-validation
DQO	Demanda Química de Oxigênio
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
FORSU	Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos
GEE	Gases de Efeito Estufa
kWh	Quilowatt hora
L	Litros
LQ	Limite de quantificação
LV	<i>Latent Variable</i>
MJ	Megajoule
NBR	Norma Brasileira
N-NH ₄	Nitrogênio amoniacal
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
PCA	<i>Principal Component Analysis</i>
pH	Potencial Hidrogeniônico
Planares	Plano Nacional de Resíduos Sólidos
PLS-DA	<i>Partial Least Squares Discriminant Analysis</i>
PNRS	Política Nacional dos Resíduos Sólidos

RMSEC	<i>Root mean square error of calibration</i>
RMSECV	<i>Root mean square error cross-validation</i>
RMN	Ressonância Magnética Nuclear
ROD	Resíduos Orgânicos Domiciliares
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SIMPLS	<i>Simplified PLS</i>
SF	Sólidos Fixos
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
SVD	<i>Singular Value Decomposition</i>
S:I	Relação substrato/inóculo
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UPR	Unidades Produtoras de Refeições

LISTA DE SÍMBOLOS

^1H Isótopo do átomo de hidrogênio 1

^{13}C Isótopo do átomo de carbono 13

CH_4 Gás metano

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Distribuição global de RSU, de acordo com a disposição final	22
Figura 2 -	Projeção da geração de RSU em relação ao PIB (2019-2050)	27
Figura 3 -	Composição gravimétrica dos RSU no Brasil	29
Figura 4 -	Composição dos componentes alimentares individualizado quanto ao teor de macronutrientes	34
Figura 5 -	Esquemas dos estágios da digestão anaeróbia	41
Figura 6 -	Equilíbrio químico $\text{CO}_2 - \text{HCO}_3^- - \text{CO}_3^{2-}$	43
Figura 7 -	Fluxograma com as etapas do experimento	48
Figura 8 -	Reator UASB da Estação de Tratamento de Esgoto Aracapé III - CAGECE	50
Figura 9 -	Substrato utilizado e liquidificador industrial na área de produção de biogás - LARSE/NUTEC/UFC	51
Figura 10 -	Vista da coleta de amostras de aguapé no Açude Santo Anastácio – Campus do Pici	52
Figura 11 -	Processamento do aguapé (Laboratório de Resíduos Sólidos e Efluentes/LARSE/NUTEC	53
Figura 12 -	Biodigestores utilizados no experimento (a esquerda) e pontos de coleta (a direita) – Área de produção de biogás, LARSE/NUTEC/UFC	54
Figura 13 -	Desenho esquemático do biodigestor utilizado no experimento	54
Figura 14 -	Descarregamento do lodo - área experimental do LARSE/NUTEC	55
Figura 15 -	Bag de recepção do biogás instalado no anexo ao LARSE/NUTEC/UFC	59
Figura 16 -	Medidor de gás (a esquerda) e medidor da composição do biogás (a direita)	59
Figura 17 -	Espectrômetro de Ressonância Magnética Nuclear, localizado na Embrapa Agroindústria Tropical	63
Figura 18 -	Boxplot com dispersão dos dados de temperatura	68
Figura 19 -	pH dos substratos e digestato da digestão anaeróbia ao longo do experimento	70
Figura 20 -	Gráfico da relação AGV/AT para todas as etapas do estudo de digestão anaeróbia	73
Figura 21 -	Gráficos de remoção de COT nas 4 etapas do estudo da digestão anaeróbia	75
Figura 22 -	Gráficos de remoção de SV no biodigestor anaeróbio, nas 4 etapas do estudo	76
Figura 23 -	Concentrações de Amônia e NTK no digestato nas etapas da pesquisa	77

Figura 24 -	Espectros de RMN de ^1H de diferentes amostras de biodigestão solubilizadas em água deuterada	81
Figura 25 -	Resultados do PLS-DA da classificação das amostras de acordo com o estágio de biodigestão	87
Figura 26 -	Análise de Variância dos dados de saída do digestato analisado durante o experimento de digestão anaeróbia	89
Figura 27 -	Espectro de RMN de ^1H do Lodo de Fundo	93
Figura 28 -	Gráfico biplot de PCA (scores e pesos) da análise de fusão de dados (Lodo de Fundo)	96

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Quantitativo de destinação dos resíduos gerados no Brasil (2010)	24
Tabela 2 -	Quantitativo de destinação dos resíduos gerados no Brasil (2019)	25
Tabela 3 -	Comparativo da quantidade de resíduos e respectivos tratamentos em alguns países	26
Tabela 4 -	Metodologias e frequências de análises realizadas nas amostras coletadas do biodigestor anaeróbio	58
Tabela 5 -	Valores médios dos parâmetros de caracterização do inóculo e substratos utilizados no carregamento e alimentação do biodigestor	67
Tabela 6 -	Valores médios, máximos e mínimos de AGV nas etapas de estudo da digestão anaeróbia	71
Tabela 7 -	Valores médios, máximos e mínimos de alcalinidade nas etapas de estudo da digestão anaeróbia	72
Tabela 8 -	Valores médios de DQO de entrada, saída e eficiência de remoção de DQO no biodigestor anaeróbio	74
Tabela 9 -	Valores absolutos de produção acumulada no período de cada etapa, vazão média diária de biogás e percentual máximo e mínimo de metano	79
Tabela 10 -	Rendimento de biogás, percentual médio de metano e rendimento médio de metano	80
Tabela 11 -	Compostos orgânicos identificados nas amostras de digestato do estudo	82
Tabela 12 -	Concentrações (mg/100 mg) dos compostos orgânicos em extratos aquosos nos pontos coletados de digestato, durante as etapas do estudo	84
Tabela 13 -	Parâmetros estatísticos para seleção de variáveis latentes no modelo PLS-DA com validação cruzada (<i>Venetian Blinds</i>)	86
Tabela 14 -	Valores médios determinados de metais no lodo de fundo do biodigestor anaeróbio utilizado no estudo (g/kg ST do biossólido)	92
Tabela 15 -	Compostos orgânicos identificados na amostra de lodo de fundo	94
Tabela 16 -	Concentrações (mg/100mg) de compostos orgânicos em extrato aquoso de amostra de lodo	95

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
2	OBJETIVOS	19
2.1	Objetivo geral	19
2.2	Objetivos específicos	19
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1	Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)	20
3.1.1	<i>Classificação dos RSU</i>	20
3.1.2	<i>Resíduos Sólidos Urbanos sob um Contexto Mundial</i>	21
3.1.3	<i>Gestão Brasileira de Resíduos Sólidos Urbanos</i>	23
3.2	Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU)	28
3.2.1	<i>Resíduos de Alimentos</i>	31
3.2.2	<i>Aguapé (Eichhornia crassipes)</i>	35
3.3	Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos	39
3.3.1	<i>Temperatura</i>	42
3.3.2	<i>pH</i>	42
3.3.3	<i>Alcalinidade</i>	43
3.3.4	<i>Ácidos Graxos Voláteis</i>	44
3.4	Codigestão Anaeróbia	45
3.5	Espectroscopia de Ressonância Magnética Nuclear	46
4	METODOLOGIA	48
4.1	Etapas do Estudo	48
4.2	Inóculo e Substrato e Co-substrato	49
4.2.1	<i>Inóculo</i>	49
4.2.2	<i>Substrato: Resíduos de alimentos</i>	50
4.2.3	<i>Co-substrato: Aguapé (Eichhornia crassipes)</i>	52
4.3	Biodigestor	53
4.4	Inoculação e Partida no Biodigestor	55
4.5	Carga Orgânica Volumétrica e Tempo de Detenção Hidráulica	56
4.6	Análises Físico-Químicas para Caracterização e Monitoramento do Sistema	57
4.7	Análise do Biogás	58
4.8	Coleta e Caracterização do Lodo de Fundo	60

4.9	Análise Estatística Multivariada dos Dados Físico-Químicos	60
4.9.1	<i>Digestato</i>	60
4.9.2	<i>Lodo de Fundo</i>	61
4.10	Espectroscopia de Ressonância Magnética Nuclear (RMN)	62
4.10.1	<i>Preparação da Amostra para Avaliação por RMN</i>	62
4.10.2	<i>Aquisição e Processamento Espectral por RMN</i>	63
4.10.3	<i>Quantificação por RMN</i>	64
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	66
5.1	Caracterização do Inóculo e Substratos	66
5.2	Avaliação do Biodigestor Quanto ao Digestato e Produção de Metano	67
5.2.1	<i>Temperatura</i>	68
5.2.2	<i>Variação de pH no Substrato e Digestato (entrada e saída)</i>	69
5.2.3	<i>AGV e Alcalinidade</i>	71
5.2.4	<i>Remoção de DQO, COT e SV</i>	73
5.2.5	<i>Amônia (NH₄) e Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) no Digestato</i>	77
5.2.6	<i>Variações na Produção de Biogás e Metano em Cada Etapa de Estudo</i>	78
5.2.7	<i>RMN do Digestato</i>	80
5.2.8	<i>Análise Estatística dos Dados do Digestato</i>	85
5.3	Avaliação do Biodigestor Quanto ao Lodo de Fundo	91
5.3.1	<i>Análise de Metais no Lodo de Fundo</i>	91
5.3.2	<i>RMN do Lodo de Fundo</i>	93
5.3.3	<i>Análise Estatística Multivariada do Lodo de Fundo</i>	96
6	CONCLUSÃO	98
	REFERÊNCIAS	100
	APÊNDICE A – RECOMENDAÇÕES PARA ESTUDOS FUTUROS	121
	APÊNDICE B – PRODUÇÃO CIENTÍFICA	122

1 INTRODUÇÃO

A geração sinérgica de energia a partir de resíduos é uma estratégia promissora para um cenário energético sustentável (Ghosh; Kumar; Das, 2023). O uso de biomassa renovável, como culturas energéticas e resíduos orgânicos, além de ser “mais verde”, representa um ciclo de carbono fechado para o dióxido de carbono atmosférico (Thanarasu; Periyasamy; Subramanian, 2022; Yadvika *et al.*, 2004). Paralelamente, os impactos ambientais decorrentes da queima de combustíveis fósseis e o seu esgotamento são preocupações globais crescentes (Ritchie; Rosado; Roser, 2020). Nesse contexto, a busca por alternativas ecologicamente mais adequadas torna-se essencial.

A crescente emissão de gases do efeito estufa (GEE) levou 195 países, incluindo o Brasil, a firmarem o Acordo de Paris, durante a COP21, em 2015. O Brasil assumiu metas de redução das emissões de GEE em 43% até 2030, relacionado aos níveis de 2005, sendo necessário atingir, desse modo, a participação de 45% de energias renováveis na matriz energética brasileira (Franqueto; Silva, 2023).

A matriz energética brasileira para o transporte ainda depende fortemente de combustíveis fósseis, apesar do potencial de produção de biocombustíveis no país (Dias, 2024). As metas de descarbonização podem ser impulsionadas pelo aumento da participação de fontes energéticas renováveis, permitindo que o país cumpra com compromissos assumidos no Acordo de Paris (Franqueto; Silva, 2023; Pinto, 2023).

Os biocombustíveis reduzem as emissões líquidas de GEE para a atmosfera. De acordo com Nogueira *et al.* (2020), pelo menos 81% do consumo total de bioenergia em 2017 foi oriundo da biomassa, contudo o biometano contribui apenas com 0,1% na matriz de combustíveis de transporte (Pinto, 2023) e 0,05% na matriz de eletricidade (Franqueto; Silva, 2023), não sendo suficientemente representativa no combate às mudanças climáticas. O biogás é obtido a partir da biodegradação de biomassa, como resíduos sólidos orgânicos e efluentes.

A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), predominantemente composta por resíduos de alimentos, é biodegradável e pode causar graves impactos ambientais, como contaminação do solo, água e ar, devido à sua rápida decomposição durante a coleta, transporte e armazenamento (Han; Shin, 2004; Zhang; Lee; Jahng, 2011). Além disso, o desperdício global de alimentos gera prejuízos ambientais e financeiros, representando um impacto nos recursos naturais e sobrecarregando os sistemas de descarte e tratamento (Costa *et al.*, 2022).

Cerca de 1,3 bilhão de toneladas de alimentos são desperdiçados em todo o mundo, o que representa 1/3 da produção mundial (Carvalho; Alves; Silva, 2024). De acordo com dados da FAO (2019), o Brasil é o quarto maior produtor de alimentos e desperdiça 23,6 milhões de toneladas de alimentos anualmente (Silva, 2023). Por se tratar de um resíduo rico em carboidratos, proteínas e lipídios, os resíduos de alimentos apresentam um potencial bioquímico de metano de aproximadamente 460 mL CH₄/g SV (Browne; Murphy, 2013; Ye *et al.*, 2018).

A macrófita aguapé (*Eichhornia Crassipes*) é uma espécie de planta aquática invasora que cresce rapidamente, podendo dobrar de quantidade em duas semanas, cobrindo a superfície de corpos d'água e causando problemas para a irrigação, vida aquática e ecossistemas (Okewale; Omoruwou; Ojaigho, 2016; Öztep *et al.*, 2023). Todavia, o aguapé apresenta potencial para produção de energia renovável, pois possui estrutura lignocelulósica com altos teores de celulose e hemicelulose e baixo teor de lignina, o que o torna promissor para biodegradação anaeróbia, além de não competir com culturas alimentares (Okewale; Omoruwou; Ojaigho, 2016).

O aumento na geração de resíduos e a demanda energética global reforçam a necessidade de alternativas ambientalmente corretas e economicamente viáveis (Leite, 2016). A digestão anaeróbia converte resíduos orgânicos em biogás, sendo assim uma solução sustentável para tratar resíduos orgânicos e produzir energia renovável (Shamkhy; Mohamed; Fatah, 2023). Comparada a aterros sanitários, essa tecnologia é mais econômica, gera produtos de valor agregado e trata adequadamente resíduos com alto teor de umidade (Xu *et al.*, 2018).

A microbiota atuante na digestão anaeróbia requer condições ambientais adequadas, que são influenciadas pela composição do substrato e à sua biodegradabilidade, fatores que afetam a eficiência da produção do biogás (Barua; Rathore; Kalamdhad, 2019). Nesse contexto, embora os resíduos de alimentos sejam altamente biodegradáveis, sua monodigestão pode causar desequilíbrio nutricional e prejudicar a microbiota anaeróbia (Oduor *et al.*, 2022; Luo; Pradhan, 2024). A codigestão de dois ou mais substratos é uma alternativa viável para otimizar o processo. O aguapé, se submetido à monodigestão, pode ter a etapa de hidrólise limitada pela presença de lignina, tornando a produção de biogás mais lenta e inviável (Karouach *et al.*, 2024).

Resíduos de alimentos e aguapé, ambos com alta umidade e abundantes globalmente, podem ser viáveis para a produção sustentável de biogás pela codigestão por via anaeróbia (Agyeman; Tao, 2014; Martins; Pitelli, 2005). A codigestão anaeróbia desses resíduos pode diluir substâncias inibidoras, equilibrar os níveis de nutrientes, acelerar a hidrólise, manter o equilíbrio do reator e melhorar a produção de biogás. Tudo isso é

possibilitado pela composição de resíduos de alimentos, que são ricos em diversos nutrientes, enquanto o aguapé não gera excesso de ácidos graxos voláteis (Ibro *et al.*, 2023; Oduor *et al.*, 2022; Zala *et al.*, 2020). A geração de biogás é uma alternativa sustentável para atender às necessidades energéticas nacionais, beneficiando a comunidade e protegendo os recursos naturais (Olatunji; Ahmed; Ogunkunle, 2021). Esse processo promove a economia circular, permitindo que os resíduos orgânicos sejam reutilizados como matéria-prima (Farrell *et al.*, 2020).

Muitos estudos, envolvendo codigestão de resíduos de alimentos e aguapé, foram realizados em escala de bancada, com pouca informação a respeito do comportamento dessa combinação em escala maiores, bem como a utilização de mudanças de configuração do substrato e co-substrato, relacionados à aplicação de pré-tratamentos (Longjan; Dehouche, 2020; Ibro *et al.*, 2023; Kinattinkara *et al.*, 2023; Oduor *et al.*, 2022; Zala *et al.*, 2020). Desse modo, esse estudo preenche essa lacuna, trazendo resultados de operação em escala piloto e sob diferentes configurações do co-substrato.

Diante do exposto, o presente estudo comparou a digestão anaeróbia de resíduos de alimentos em monodigestão e codigestão com aguapé (tratado e não tratado) em um biodigestor semicontínuo de escala piloto, avaliando o impacto de combinações do substrato e co-substrato na produção de biogás e metano. O objetivo foi otimizar as condições do processo e explorar esses resíduos como recursos energéticos, conferindo um caráter inovador à pesquisa.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o potencial de produção de biogás e metano, considerando a monodigestão de resíduos de alimentos e a sua codigestão com aguapé (*Eichhornia crassipes*) tratado e não tratado, em escala piloto.

2.2 Objetivos específicos

Objetivos específicos:

- a) comparar a monodigestão de resíduos de alimentos e a sua codigestão com aguapé, sob 4 diferentes configurações, divididas em quatro etapas;
- b) comparar a produção de biogás e de metano entre as etapas do estudo;
- c) comparar a eficiência de remoção de matéria orgânica, por meio de análises no digestato, de demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT) e sólidos voláteis (SV), na entrada e saída do biodigestor, entre as etapas;
- d) caracterizar, por espectroscopia de RMN, os compostos orgânicos presentes em uma amostra de digestato antes e depois de cada etapa;
- e) caracterizar o lodo de fundo produzido quanto aos seguintes parâmetros: metais, parâmetros físico-químicos e compostos orgânicos utilizando RMN;
- f) avaliar, por meio de análise estatística multivariada, agrupamentos e correlações entre os parâmetros categóricos e numéricos obtidos e a influência desses na produção de biogás e metano.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) têm aumentado consideravelmente com o passar dos anos e as principais causas apontadas são o crescimento populacional global, a expansão urbana, o desenvolvimento econômico e o aumento do padrão de vida, aliados ao consumismo (Pereira, 2020). Em consequência disso, surgiram desafios relacionados a como destinar esses resíduos adequadamente, tanto em áreas urbanas quanto rurais, em diversas nações.

Muitos problemas significativos estão relacionados às formas inadequadas de disposição final, destacando a urgência na implementação de medidas eficazes para a gestão sustentável de RSU, atendendo, assim, às necessidades da geração presente sem comprometer as futuras (Abdel-Shafy; Mansour, 2018; Silva, 2022).

3.1.1 Classificação dos RSU

Os RSU, conhecidos também como lixo, consistem em materiais heterogêneos originados de várias atividades humanas, como domiciliares, comerciais, de varrição e industriais. Sua composição reflete características populacionais, condições socioeconômicas e hábitos, evoluindo ao longo do tempo em resposta ao crescimento demográfico, mudanças nos padrões de consumo e desenvolvimento industrial (Barcelos, 2009).

A Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) foi publicada por meio da Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010, com o objetivo de estabelecer critérios de destinação correta dos resíduos sólidos em aglomerados urbanos (Pereira, 2020). De acordo com essa lei, resíduos sólidos podem ser definidos como:

Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (Brasil, 2010, Art. 3).

De acordo com Brasil (2010), os resíduos sólidos urbanos classificam-se em 11 tipos, conforme sua origem: domiciliares, de limpeza urbana, urbanos, de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, de serviços públicos de saneamento básico, industriais, de serviços de saúde, de serviços de transporte, de construção civil, de mineração e agrossilvopastoris.

A norma brasileira (NBR) 10004/2004 (ABNT, 2004) destaca que a classificação dos resíduos leva em consideração o processo ou atividade geradora, visando facilitar a identificação. Esse método abrange a identificação de constituintes e características, comparando-os com listagens de resíduos e substâncias com impactos conhecidos à saúde e ao meio ambiente. A classificação dos RSU pode ser realizada quanto à natureza, origem e riscos de contaminação do ambiente, com base na NBR 10004 (ABNT, 2004).

Mesmo os RSU sendo classificados na NBR 10004 da ABNT como não perigosos (classe IIA – não inertes), o estilo de vida atual caracterizado pelo alto consumo de produtos cujas embalagens, ainda que consideradas recicláveis, contêm substâncias perigosas, altera a natureza desses resíduos, conferindo-lhes características de perigosos (Silva, 2016).

3.1.2 Resíduos Sólidos Urbanos sob um Contexto Mundial

A crescente geração de resíduos é um problema discutido em todo o mundo, já que está intrinsicamente relacionada com o desenvolvimento econômico, social e a urbanização (Hoornweg; Bhada-Tata, 2012). Quanto mais rico o país, maior a produção de RSU, em razão do aumento do poder de compra, crescimento populacional e crescente uso de materiais descartáveis (Dias, 2012). As discussões sobre possíveis soluções estão mais avançadas em países desenvolvidos, quando comparados aos países em desenvolvimento (Barros, 2012).

A gestão dos RSU representa um desafio global, visto que são considerados uma das principais fontes de emissões mundiais de GEE (UNEP, 2023). O agravamento desse efeito, dentre outros impactos, torna urgente a implementação de medidas de contenção na geração e nos tratamentos de resíduos aplicáveis (Song *et al.*, 2023).

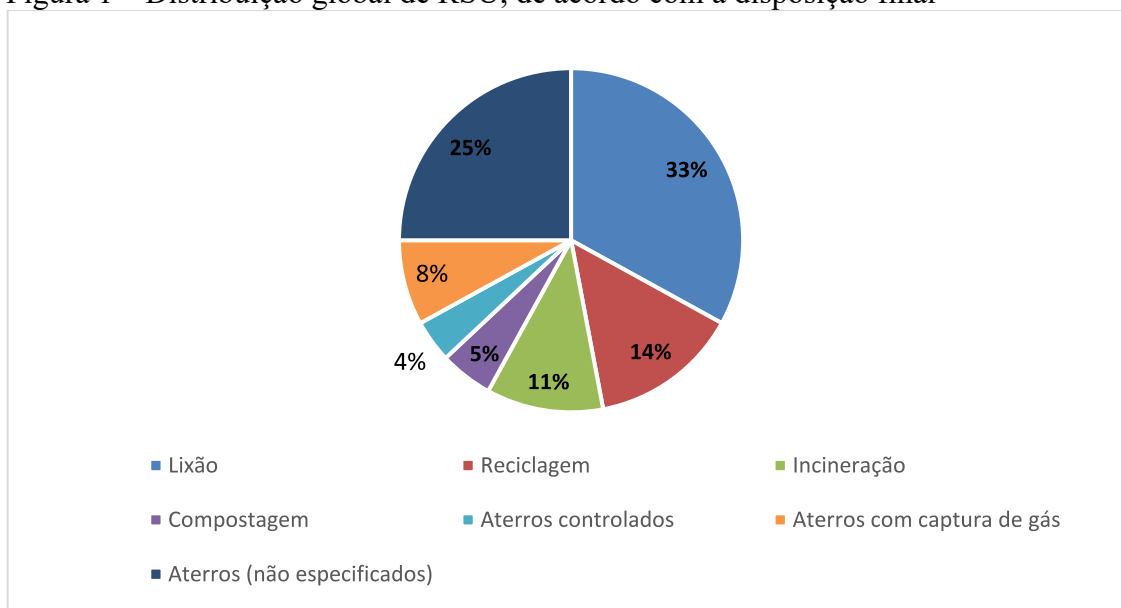
Estudos da Organização das Nações Unidas (ONU) estimam que a geração de resíduos no mundo pode alcançar 3,8 bilhões de toneladas por ano até 2050, paralelamente ao crescimento populacional que deve ultrapassar 9,5 bilhões de pessoas no mesmo período, com um custo de U\$ 600 bilhões por ano (UNEP, 2023). A geração atual estimada por ano é de 2,3 bilhões de toneladas (Lino; Ismail; Castañeda-Ayarza, 2023). De acordo com o estudo em

questão, a inércia quanto às ações na gestão mundial dos resíduos onera a saúde humana, a economia e o meio ambiente.

O crescimento populacional global previsto implica no aumento da geração de resíduos e uma significativa demanda por alimentos, levando os sistemas agropecuários e agroindustriais a intensificarem a sua produção para suprir as necessidades crescentes da população. Paralelamente, a globalização do mercado e a facilitação de exportação e importação de diversos produtos têm contribuído para um aumento da produção, especialmente nos países em desenvolvimento (Seiffert, 2000; Valente, *et al.*, 2009).

O quadro global de destinação de RSU pode ser visualizado no gráfico da Figura 1. É evidente que a combinação de todos os tipos de aterros resulta em 70% do total, enquanto os métodos de compostagem, reciclagem e incineração contribuem com os 30% restantes (ABREN, 2019; Rodrigues *et al.*, 2024).

Figura 1 – Distribuição global de RSU, de acordo com a disposição final



Fonte: ABREN (2019, tradução nossa).

Em se tratando da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), conforme dados da FAO (2019), estima-se que aproximadamente um terço dos alimentos produzidos para o consumo humano em escala global seja desperdiçado, totalizando cerca de 1,3 bilhão de toneladas anuais, o que seria suficiente para alimentar 2 bilhões de pessoas. As consequências são impactos negativos nos recursos naturais, resultando em uso ineficiente da água e da terra, além da emissão adicional de GEE, considerando que o desperdício de alimentos se classifica como o terceiro maior responsável por essas emissões (Peixoto; Pinto,

2016). Tais consequências prejudicam os ecossistemas naturais e comprometem os serviços prestados por meio deles (Lipinski *et al.*, 2013).

3.1.3 Gestão Brasileira de Resíduos Sólidos Urbanos

Um importante instrumento balizador da gestão de resíduos sólidos no Brasil atualmente é a PNRS, vigente desde 2010. A PNRS estabelece diretrizes que orientam a gestão de resíduos sólidos no país e promove a gestão integrada, bem como a responsabilidade compartilhada entre governo, setor empresarial e sociedade (Brasil, 2010).

A PNRS contempla, em seu texto primário, o estabelecimento de metas para a eliminação de lixões, com prazo inicial em 2014, com alguns novos prazos sendo estabelecidos e não cumpridos posteriormente, persistindo até então o desafio em executar essas metas, visto que mais de 50% dos municípios do país ainda se encontram em não conformidade (Almeida, 2023).

A Lei nº 14.026/2020, que instituiu o Novo Marco Legal do Saneamento (Brasil, 2020), instituiu novos prazos para regularização da disposição final ambientalmente adequada de rejeitos. As capitais e regiões metropolitanas deveriam atender ao disposto para a regularização até 2021, enquanto cidades com mais de 100 mil habitantes, o prazo seria até 2022; cidades entre 50 e 100 mil habitantes, até 2023; e os municípios com menos de 50 mil habitantes, o prazo se estenderia até 2024 (Santos *et al.*, 2022).

Apesar de mais de uma década ter transcorrido desde a implementação da PNRS e do recente estabelecimento do Novo Marco Legal do Saneamento, a destinação apropriada dos RSU permanece incipiente, especialmente em municípios com recursos e infraestrutura mais limitada. A efetividade da política ainda não atingiu as metas estabelecidas relacionadas à gestão dos resíduos municipais, abrangendo aspectos como a redução na geração de resíduos, a regularidade na coleta e a recuperação de materiais recicláveis (Adhikari; Barrington; Martinez, 2009; Cetrulo *et al.*, 2018).

Dos 5570 municípios brasileiros, 2826 ainda depositam RSU em lixões e aterros controlados, devido aos altos custos iniciais de construção e manutenção de aterros sanitários (Lino; Ismail; Castañeda-Ayarza, 2023; Massuga *et al.*, 2023). A PNRS propõe um novo olhar na gestão dos resíduos, sugerindo que sejam destinados aos aterros apenas os rejeitos, ou seja, a fração sem possibilidades de algum tipo de reaproveitamento, ao passo que para outras frações dos RSU, devam ser realizados estudos para encontrar alternativas de tratamento (Leite, 2016).

Nesse contexto, a gestão de resíduos sólidos brasileira pode ser considerada embrionária, se comparada aos países desenvolvidos (Neto; Petter, 2020). Os números indicam que uma parte significativa dos RSU gerados no Brasil não é coletada e quando coletada, não é tratada adequadamente. A fração reciclável coletada é substancialmente inferior aos números de países desenvolvidos, prejudicando a recuperação de materiais valiosos, economia energética e redução de emissões de GEE (Macedo, 2021). A reciclagem de toda a fração passível, contribuiria para aumentar o tempo de vida útil de aterros sanitários (Ferreira; Kintschner; Sugahara, 2022).

Instituído pelo Decreto N° 11.043, de 13 de abril de 2022, o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares) busca atingir os objetivos da PNRS, fornecendo diretrizes, estratégias, ações e metas para aprimorar a gestão de resíduos sólidos no Brasil. A previsão é que, em 20 anos, além da eliminação dos lixões, 50% dos resíduos sejam recuperados para reciclagem, compostagem, biodigestão e recuperação energética (Brasil, 2022).

A Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2020) conduziu uma análise da geração de RSU no período de 2010 a 2019, abrangendo uma década a partir do início da implementação da PNRS (Lei 12.305/2010). Conforme os dados coletados, ao comparar os dados do ano inicial e final, observou-se um acréscimo de aproximadamente 10 milhões de toneladas na destinação de RSU para aterros sanitários. Simultaneamente, a porção de resíduos encaminhada para formas inadequadas de disposição, como lixões e aterros controlados, registrou um aumento de 4,058 milhões de toneladas (ABRELPE, 2020). As Tabelas 1 e 2 apresentam a disposição final e as quantidades geradas nos anos de 2010 e 2019, respectivamente.

Tabela 1 – Quantitativo de destinação dos resíduos gerados no Brasil (2010)

Região	2010		
	Aterro Sanitário	Aterro Controlado	Lixão
Norte	1.165.810	1.015.795	1.348.675
Nordeste	4.314.300	4.312.110	4.486.215
Centro-Oeste	1.272.025	2.217.010	1.036.235
Sudeste	22.166.085	5.322.065	3.639.780
Sul	4.488.040	1.170.555	840.960
Brasil	33.406.260	14.037.535	11.351.865

Fonte: Adaptado da ABRELPE (2020, p. 20).

Tabela 2 - Quantitativo de destinação dos resíduos gerados no Brasil (2019)

Região	2019		
	Aterro Sanitário	Aterro Controlado	Lixão
Norte	1.683.745	1.421.675	1.664.765
Nordeste	5.686.700	5.255.270	5.031.525
Centro-Oeste	2.252.415	1.957.860	1.243.190
Sudeste	28.121.425	6.653.220	3.906.960
Sul	5.556.030	1.440.290	873.445
Brasil	43.300.315	16.727.950	12.720.250

Fonte: Adaptado da ABRELPE (2020, p. 20).

Os dados mostrados indicam um aumento anual de 30% nos resíduos gerados e destinados ao aterro sanitário e 13% na quantidade de resíduos com destinação inadequada, em 10 anos. Isso evidencia a deficiência nas políticas de gestão de resíduos e tecnologias que otimizem sua destinação final (Nizer, 2022).

Dados mais recentes, oriundos do Panorama da ABREMA (2024), revelam que no ano de 2022, foram gerados 77,1 milhões de toneladas de RSU, equivalente a 211 mil toneladas diárias, com 71,7 milhões de toneladas sendo efetivamente coletadas. No entanto, 39% da parcela coletada foi destinada de maneira inadequada (ABREMA, 2024). O Nordeste brasileiro foi responsável pela geração de 24,6% dos RSU produzidos nacionalmente e destina grande parte desses resíduos aos lixões e aterros controlados (Nascimento *et al.*, 2019).

Esses dados são reflexos do que ocorre, de modo geral, nos países em desenvolvimento, onde a gestão dos resíduos enfrenta diversos problemas como baixa cobertura de coleta, coleta irregular, disposição inadequada e queima incontrolada, ocasionando a poluição dos recursos naturais, alterações climáticas e proliferação de vetores, prejudicando assim a saúde pública. Os resíduos orgânicos são uma parte considerável desses resíduos (Kiyasudeen *et al.*, 2016).

No Brasil, os investimentos em projetos de conversão dos resíduos em energia ou outros materiais de valor são baixos, o que ocasiona descarte inadequado e geração de sérios problemas ambientais (Lino; Ismail; Castañeda-Ayarza, 2023). A Tabela 3 traz um comparativo dos RSU gerados e suas destinações, incluindo tratamento aplicados, em alguns países.

Tabela 3 - Comparativo da quantidade de resíduos e respectivos tratamentos em alguns países

Descrição (Tonelada/ano)	EUA	Brasil	Alemanha	França
RSU Gerados	292,4 x 10 ⁶	81,8 x 10 ⁶	53,57 x 10 ⁶	38,01 x 10 ⁶
Coletado		76,10 x 10 ⁶	53,75 x 10 ⁶	38,01 x 10 ⁶
Reciclado	69 x 10 ⁶	1,12 x 10 ⁶	25,05 x 10 ⁶	9,63 x 10 ⁶
Composto	25 x 10 ⁶	127,5 x 10 ³	12,49 x 10 ⁶	7,33 x 10 ⁶
Recuperado energeticamente (Combustão)	35 x 10 ⁶		16,03 x 10 ⁶	11,85 x 10 ⁶
Aterrado	146 x 10 ⁶	46,4 x 10 ⁶	0,19 x 10 ⁶	9,41 x 10 ⁶
Despejo		29,7 x 10 ⁶		

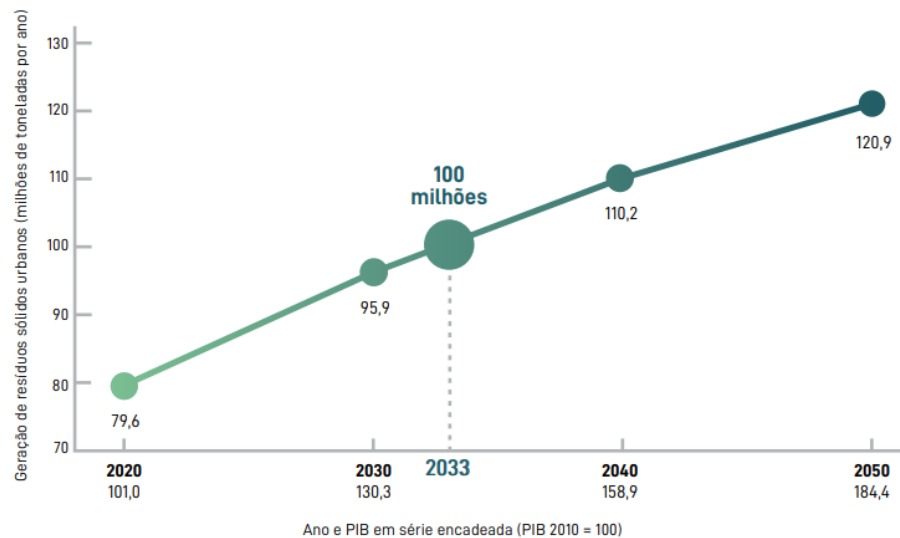
Fonte: Adaptado de Lino; Ismail; Castañeda-Ayarza (2023, p. 2, tradução nossa).

Diante dos dados apresentados, é possível notar que a gestão dos resíduos no Brasil é deficiente, quando comparada aos países desenvolvidos. A parcela coletada é bem inferior ao que é gerado e, mesmo o que é coletado, o total não recebe destinação e/ou tratamento mais adequado (Lino; Ismail; Castañeda-Ayarza, 2023).

O aterro sanitário tem sido a opção mais utilizada para destinação dos RSU, o qual apresenta menor impacto ao meio ambiente, é mais eficiente e adaptável, se comparado aos lixões e aterros controlados (Elk, 2007). Essa tecnologia se mostra adequada quando alinhada às diretrizes regulamentares a respeito do assunto (Silva; Tagliaferro, 2021). Nascimento *et al.* (2019) observaram que o potencial de geração de metano a partir de aterros sanitários é pouco explorado no Brasil, indicando que entre 2004 e 2015, apenas de 7 a 20% do biogás gerado a partir de aterros sanitários foram aproveitados energeticamente. Vale ressaltar que, de acordo com Nong *et al.* (2020), a estimativa de poder calorífico do biogás com concentrações de metano variando de 50% a 75% é de 17,99 MJ/m³ a 26,97 MJ/m³. Em sistemas de geração de energia elétrica, estima-se que a geração possa ficar em torno de 2,2 kWh/m³ (Castro, 2023).

No entanto, é relevante destacar que, apesar de estruturados para sua finalidade, os aterros sanitários são a terceira maior fonte antropogênica mundial de metano (Brasil, 2022; Humer; Lechner, 1999; Rose; Mahler; Izzo, 2012). Medidas de atenuação são urgentes, para reduzir os efeitos de longo prazo, apresentado nas previsões desfavoráveis para geração de resíduos nos próximos 30 anos - Figura 2.

Figura 2 - Projeção da geração de RSU em relação ao PIB (2019-2050)



Fonte: ABRELPE (2020, p. 41).

A PNRS simplifica a gestão de resíduos de acordo com uma série de práticas delineadas em seu contexto, a qual pode ser entendida como uma hierarquia da gestão de resíduos. Estas práticas incluem a “Não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento [...] e disposição final ambientalmente adequada [...]” (Brasil, 2010, Art. 9).

O ponto crucial para o sucesso da gestão adequada dos RSU pode ser identificado na correta separação na fonte geradora, exercendo uma influência determinante nas fases subsequentes, como a coleta e a reciclagem (Thi; Kumar; Lin, 2015). A gestão eficaz a partir da fonte é um mecanismo fundamental na redução do material biodegradável depositado em aterros sanitários. Esse enfoque não apenas implica na diminuição das emissões de metano relacionados a biodegradação da matéria orgânica, mas também contribui para a extensão do tempo de vida útil dos aterros sanitários (Espanha, 2014).

Com o intuito de abordar o primeiro elemento da hierarquia de gestão de resíduos, a “não geração”, preconizada pela PNRS, diversas iniciativas altruístas lideradas por Organizações Não Governamentais (ONGs) têm surgido no Brasil. Estes programas visam à doação de alimentos em perfeito estado tanto para o consumo humano quanto para alimentação animal. Entidades como o “Banco de Alimentos” e o “Mesa Brasil” destacam-se por promoverem essas ações, entretanto observa-se uma relutância por parte dos comerciantes de alimentos em aderir a tais iniciativas, influenciada por legislações vigentes, como o Código Civil (Lei nº 3.071/1916) e o Penal (Decreto-Lei nº 2.848/1940). Estes regulamentos responsabilizam o doador de alimentos por eventuais danos causados ao consumidor, o que cria

obstáculos para a participação efetiva em tais projetos e, consequentemente, para a redução da geração de resíduos orgânicos (Alfatin, 2016 *apud* Zago; Barros, 2019).

No geral, pesquisas continuam sendo realizadas diante da necessidade de políticas públicas para garantir o tratamento adequado dos resíduos sólidos, bem como sua gestão adequada, com opções de tratamento para a FORSU, com aproveitamento energético (Brasil, 2022; Gonçalves *et al.*, 2018;).

3.2 Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU)

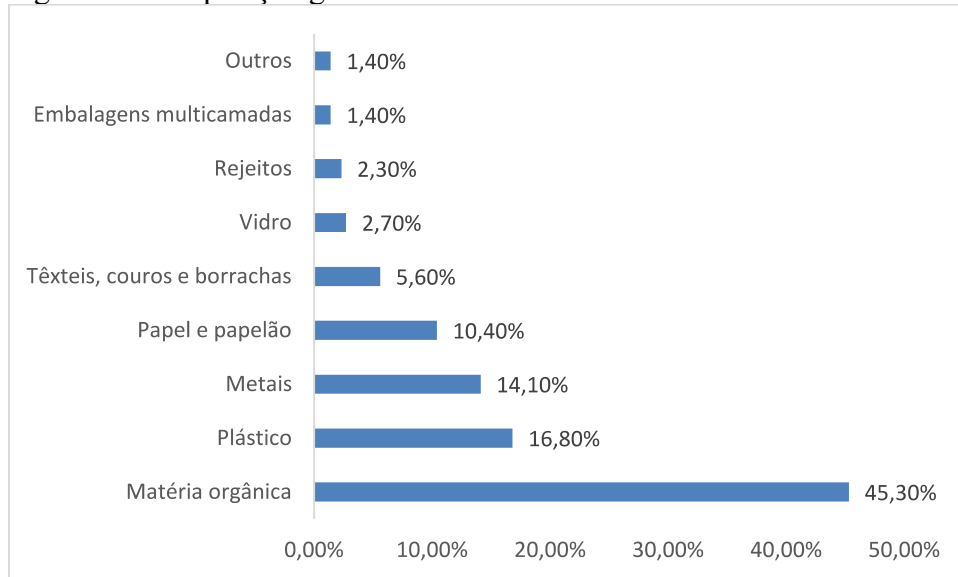
O montante que consiste em resíduos sólidos compostos por materiais orgânicos biodegradáveis, tais como restos de alimentos, resíduos de jardins, folhas e outros materiais orgânicos que se degradam naturalmente, é caracterizado como Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (FORSU). A FORSU é composta, dentre outros componentes, de sobras/perdas de alimentos e resíduos verdes e de madeira, dentre outros, os quais são totalmente passíveis de tratamento biológico (Franca, 2023).

De acordo com o Planares, “resíduos orgânicos são constituídos basicamente por restos de alimentos e vegetais descartados” (Brasil, 2022, p. 36). Esses resíduos podem ser de natureza domiciliar e limpeza urbana (restos de alimentos, de jardinagem, podas etc.), agrícola ou industrial (resíduos de agroindústria alimentícia, indústria madeireira, frigoríficos etc.) e de saneamento básico (lodo de estações de tratamento de esgoto).

Outra definição descreve a denominada FORSU basicamente como uma composição de restos de alimentos domésticos, comerciais e industriais, que quando dispostos inadequadamente, causam impactos nos recursos naturais, poluindo lençóis freáticos, contaminando o solo e contribuindo com a emissão de GEE (Ornelas-Ferreira *et al.*, 2020). A composição da FORSU varia conforme diversos fatores regionais, como aspectos socioeconômicos e educacionais, atividades comerciais e industriais, e a qualidade dos serviços públicos de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (Marshall; Farahbakhsh, 2013).

Estima-se que aproximadamente 50% dos RSU consistem da fração orgânica (IBGE, 2010), uma parcela com expressivo potencial na obtenção de produtos de valor agregado, quando submetida a determinados processos de tratamento (Zago; Barros, 2019). De acordo com Panigrahi e Dubey (2019), a FORSU apresenta grande complexidade e pode representar de 40 e 50% dos RSU. A composição gravimétrica dos RSU no Brasil é demonstrada na Figura 3.

Figura 3 - Composição gravimétrica dos RSU no Brasil



Fonte: Adaptado da ABRELPE (2020, p. 39).

Nota: com dados relativos a 2019.

Devido a umidade presente na composição da FORSU, a ocorrência de reações físicas, químicas e biológicas envolvidas na biodegradação são favorecidas, dando origem a formação de um líquido altamente poluente com elevada carga orgânica e potencial contaminante, o chorume (Silva, 2022). O chorume apresenta altas quantidades de compostos orgânicos e inorgânicos, dependente da natureza dos resíduos, o que inviabiliza sua disposição diretamente no solo, pelos efeitos adversos causados como infiltração e carreamento de substâncias nocivas aos lençóis freáticos (Dias *et al.*, 2022).

Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), as análises gravimétricas de RSU documentadas revelam frequência significativa da fração orgânica, com uma quantidade média de 50%, apesar da heterogeneidade dos RSU (IBGE, 2010). Essa observação também é válida mesmo para estados mais industrializados, como São Paulo, onde o percentual de FORSU é bem elevada, representando 57,5% (Agostinho *et al.*, 2013).

De acordo com Zago e Barros (2019), as normativas que contemplam programas ou ações específicas a serem implementadas na gestão de resíduos, pouco contemplou a FORSU, mesmo essa parcela sendo responsável por problemas ambientais de natureza grave como a degradação do solo, erosão e mudanças climáticas.

Uma parcela considerável da FORSU ainda é disposta em aterros sanitários, o que resulta na produção de gases e líquidos poluentes, embora seus efeitos sejam atenuados devido à presença de estrutura capaz de coletar os gases e lixiviado, com potencial poluidor, em aterros sanitários (Franca, 2023). Os gases gerados podem ser coletados e tratados, evitando a sua liberação e contribuição para o efeito estufa, ou sendo realizada a conversão do gás metano em

CO₂, o que reduz consideravelmente o impacto de aquecimento global do gás metano (Ornelas-Ferreira *et al.*, 2020). O problema maior está relacionado com a parcela indevidamente disposta em lixões a céu aberto e aterros controlados, já que essas são áreas para depósito de resíduo urbano não precedido ou procedido de tratamento e sem sistema de coleta do chorume (Lima Junior *et al.*, 2022).

A compostagem, processo aeróbio de degradação de matéria orgânica que dá origem ao chamado composto, material estabilizado, rico em nutrientes e que pode contribuir com a qualidade do solo no cultivo de plantas, é uma alternativa para o tratamento da FORSU (Massukado, 2004; Schalch *et al.*, 2019). Apesar da FORSU produzir lixiviados e GEE, dando origem a problemas de saúde pública, a destinação desses materiais orgânicos para processos como de compostagem é muito pequena e o composto resultante é utilizado principalmente em parques e jardins públicos (Lino; Ismail; Castañeda-Ayarza, 2023).

A FORSU pode ser aplicada como biomassa para a produção de biogás rico em metano, por meio de digestão anaeróbia, além de poder ser utilizada como matéria-prima na produção de biocombustíveis ou na criação de novos produtos por meio de diversas rotas de conversão, sejam estas termoquímicas ou bioquímicas (Melo, 2022).

Os países desenvolvidos dispõem de fábricas que convertem a FORSU, além de outras frações combustíveis não recuperáveis, em energia e complementam seus recursos energéticos (Lino; Ismail; Castañeda-Ayarza, 2023). A composição da FORSU pode variar de acordo com a região de origem, densidade populacional, atividades econômicas, hábitos alimentares, estações do ano e sistemas de coleta.

Vieira (2018) realizou uma análise do ciclo de vida da fração orgânica e constatou que menos de 0,5% dessa fração é reciclada, apesar de constituir a maior parte dos RSU. Isso revela uma falta de proporção nos esforços dedicados à sua reciclagem em comparação com os materiais recicláveis secos, que se aproxima de 2,2%. É notável a insignificância dos números apresentados em comparação com as taxas de reciclagem de 65% na Alemanha, 56% na Áustria e 54% na Bélgica (EEA, 2016).

Em Kerala, na Índia, de acordo com Annepu (2012), uma empresa de tecnologia de biogás possui vinte mil unidades de biogás doméstico que desviam cerca de 2,5% dos resíduos orgânicos dos aterros sanitários, quantidade bem superior ao que se observa no Brasil. Se devidamente gerenciada, a FORSU apresenta-se como potencial recurso para conversão em adubo e/ou energia, beneficiando cidades e empresas, bem como a população em geral, a partir da geração de empregos e redução de custos com disposição (Zago, Barros, 2019).

Uma revisão de Salomon e Lora (2009) enfatizaram o potencial de geração de eletricidade de várias fontes de biogás e incluíram nessa avaliação a FORSU, além de esgotos e outros resíduos produzidos no Brasil. Os resultados mostraram que o aproveitamento energético desses resíduos pode atender a demanda nacional em cerca de 1,05 a 1,13%.

Os resíduos de alimentos e o resíduo lignocelulósico de aguapé serão abordados adiante, por se tratar de resíduos pertencentes a FORSU e objeto do presente estudo.

3.2.1 Resíduos de Alimentos

Sob a abordagem da FORSU, é importante mencionar o grave problema do desperdício de alimentos. Presume-se que em torno de um terço dos alimentos produzidos em todo o mundo sejam descartados, o que tem como consequência o custo de U\$ 750 bilhões (Silva; César; Conejero, 2021; FAO, 2017).

O tema a respeito da perda e desperdício de alimentos é relevante a ponto de ter sido incorporado aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) estabelecido pelas Organização das Nações Unidas (ONU) para consecução da Agenda 2030. No contexto do desperdício de alimentos está a ODS#12 que é garantir os padrões sustentáveis de produção e consumo nas seguintes metas (United Nations, 2015, tradução nossa):

- 12.3 Até 2030, reduzir para metade o desperdício de alimentos per capita em nível global nos setores de varejo e consumidor, bem como diminuir as perdas de alimentos ao longo das cadeias de produção e distribuição, incluindo as perdas pós-colheita. [...].
- 12.5 Até 2030, reduzir substancialmente a geração de resíduos por meio da prevenção, redução, reciclagem e reutilização.
- 12.6 Incentivar as empresas, especialmente as grandes e transnacionais, a adotar práticas sustentáveis e a integrar informações sobre sustentabilidade em seus ciclos de relatórios.

Desperdiçar alimentos ao invés de consumi-los é ambientalmente prejudicial e economicamente insustentável, uma vez que a produção de matérias-primas e o processamento de alimentos têm impactos significativos no meio ambiente (Silvennoinen *et al*, 2015). No Brasil, um dos países mais populosos do mundo, a perda de alimentos é substancial, chegando a patamares de 35% da produção agrícola (Moura *et al.*, 2013). A geração desses resíduos é potencializada por diferentes motivos, dentre os quais, legislação rígida para possíveis medidas de minimização no desperdício/perdas de alimentos em diferentes estabelecimentos, possibilidade de doação por parte de supermercados e fornecedores impedida pela ausência de legislação a respeito.

Para contextualizar os impactos ambientais causados pela geração de resíduos orgânicos como resíduos de alimentos, serão usados os conceitos de ‘perda’ e ‘desperdício’, os quais podem ser considerados dificultosos, quando abrangem todas as perdas ao longo da cadeia de alimentos (Betz *et al.*, 2015). A literatura distingue a perda e o desperdício, baseando-se nas ações para minimizar cada um.

A perda é geralmente associada a uma redução involuntária na disponibilidade de alimentos para consumo humano, decorrente de ineficiências nas cadeias de produção, falhas na infraestrutura e logística, tecnologias de produção ultrapassadas ou ausentes, bem como dificuldades gerenciais ou técnicas (Gustavsson *et al.*, 2011; Parfitt; Barthel; Macnaughton, 2010). Em torno de 10% dos alimentos são perdidos apenas na cadeia produtiva (Daniel, 2021). Já o desperdício se refere à rejeição intencional de itens, principalmente por varejistas e consumidores, sendo, sobretudo, resultado de exigências e comportamentos de empresas ou indivíduos. Resumidamente, as perdas ocorrem nas etapas iniciais enquanto o desperdício ocorre nas etapas finais das cadeias de produção (Pontes, 2022).

Freire Júnior e Soares (2018) destacam que o desperdício ocorre quando alimentos, ainda em condições de consumo, são descartados devido a aparência desagradável. Os autores ressaltam que muitas dessas perdas ocorrem no âmbito doméstico, por meio da aquisição excessiva de alimentos sem planejamento adequado das refeições em que são utilizados, armazenamento inadequado, preparo de quantidades de comida superiores ao necessário e porções no prato maiores do que o possível de se consumir durante as refeições.

Os restaurantes comerciais e institucionais, em termos práticos, podem ser definidos como *Unidades Produtoras de Refeições* (UPR). No que diz respeito ao controle do desperdício, há maior dificuldade no planejamento da produção em UPR comerciais, pois a demanda é função da sazonalidade, o que gera inconstância no serviço. Esse efeito é menos observado em UPR institucionais, as quais possuem maior previsibilidade de clientela e baixas variações, favorecendo ações de controle sobre as frações desperdiçadas (Ribeiro, 2020). Os restaurantes universitários se enquadram no conceito de UPR institucional.

Nos restaurantes, existem dois tipos de resíduos gerados: os restos e as sobras de alimentos. A distinção entre essas duas classes reside no fato de que os restos de alimentos correspondem à porção que permanece no prato, ou seja, aquela desperdiçada, enquanto as sobras podem ser definidas como alimentos preparados, mas não servidos e, portanto, não consumidos (Pontes *et al.*, 2022).

A eliminação de alimentos em restaurantes pode ser identificada em várias fases do processo, desde as etapas que envolvem o recebimento e armazenamento, como quando

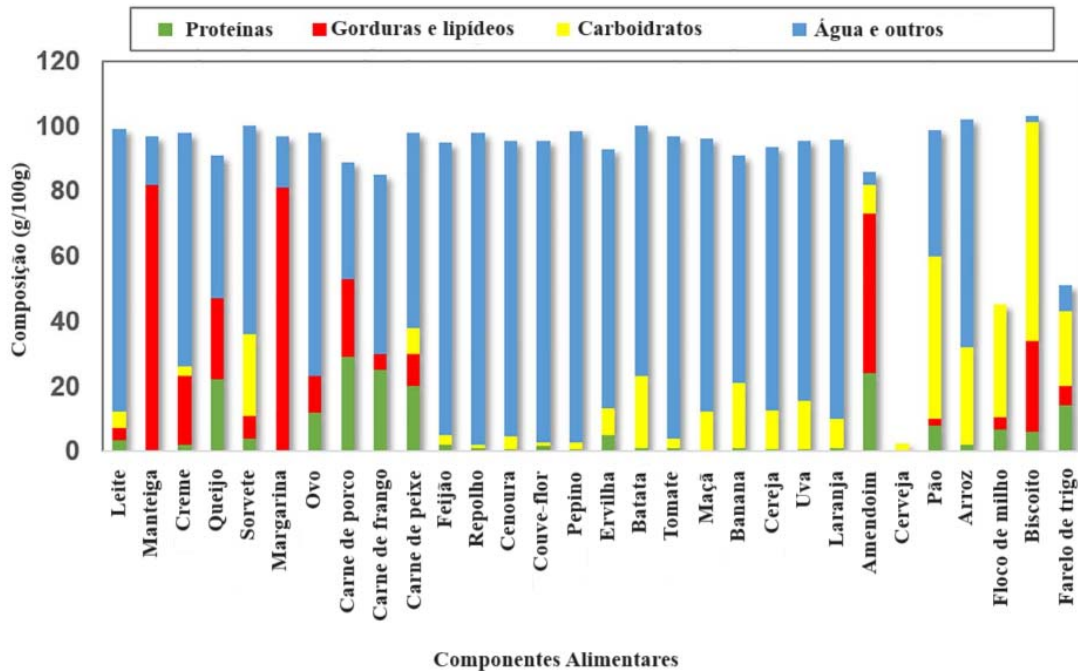
ocorrem avarias, passando pelo pré-preparo, onde partes não comestíveis ou não utilizadas na preparação, como cascas, sementes, talos etc., são descartadas, até a distribuição e consumo. É recomendado que os alimentos preparados e expostos para servir sejam reaproveitados, assim como o que o consumidor deixa no prato. Esses dois últimos tipos de eliminação, chamados de sobras e resto-ingestão, respectivamente, são usados para avaliar a eficácia do planejamento e da produção, no primeiro caso, e a qualidade, aceitação das preparações e a conscientização dos consumidores, no segundo caso (Vaz, 2002).

Os restos de alimentos são parte componente dos resíduos orgânicos domiciliares (ROD). Idealmente, os ROD deveriam ser gerenciados na fonte geradora, no entanto, as iniciativas para o gerenciamento de ROD no Brasil são embrionárias, sendo esses resíduos geralmente dispostos como rejeito ao invés de serem destinados a tratamentos adequados como compostagem e digestão anaeróbia (Melo, 2022).

Os restos de alimentos representam uma série de possibilidades consideradas benéficas para seu reaproveitamento e reinserção na cadeia produtiva, contribuindo com a economia circular na produção de bioenergia, biocombustíveis, biofertilizantes, novos biomateriais e produtos bioquímicos industriais (pigmentos e bioplásticos, por exemplo) e ração animal, além da geração de emprego e renda e redução nas emissões de GEE (Karthikeyan *et al.*, 2018).

O Brasil está entre os 10 países que mais descartam alimentos no mundo, com um total de 41000 toneladas diárias (Ribeiro, 2019), desse modo, o país possui enorme potencial para o reaproveitamento desses resíduos. A Figura 4 mostra a composição de alguns itens alimentares, o que é útil para prever a composição média dos resíduos, de acordo com as características locais onde são gerados (Karthikeyan *et al.*, 2018).

Figura 4 - Composição dos componentes alimentares individualizado quanto ao teor de macronutrientes



Fonte: Adaptado de Karthikeyan *et al.* (2018).

Algumas etapas são necessárias para obtenção de êxito na gestão e gerenciamento dos ROD, a começar pela devida separação após a origem (Thi; Kumar; Lin, 2015). Segundo passo seria o encaminhamento dos ROD para processos de tratamento adequados, como compostagem ou digestão anaeróbia, por exemplo. Quando encaminhado para aterros sanitários, os ROD também passam por processo de digestão anaeróbia, da mesma forma que ocorre em biorreatores, no entanto o processo ocorre sem controle, em alguns casos, contribuindo com um incremento nas emissões de metano e redução da vida útil de aterros sanitários (Melo, 2022). Os resíduos alimentares apresentam composição química variável com altas quantidades de material biodegradável (carboidratos, proteínas e lipídios), o que é favorável para obtenção de biogás a partir da sua biodegradação anaeróbia (Negri *et al.*, 2020).

Os resíduos orgânicos oriundos da atividade humana necessariamente passarão por processo de decomposição e produção de metano, sejam esses resíduos decompostos na natureza, com perda dos gases produzidos, sejam com prospecção desses gases. No entanto, no primeiro caso ocorrerá um efeito 28 vezes maior no efeito estufa do gás CH₄, se comparado ao CO₂ (Teixeira *et al.*, 2024). A sigla em inglês BECCS (*Bioenergy Energy with Carbon Capture and Storage*) se relaciona ao emprego da energia obtida a partir da biomassa, bem como à captura e armazenamento de CO₂, utilizado pela biomassa durante o seu crescimento e estocado

durante o processo de obtenção de energia, sendo capaz de fornecer emissões negativas (Consoli, 2019; Schenuit *et al.*, 2021).

O Brasil assumiu compromisso na COP21, de reduzir a emissão de GEE e desse modo, estabeleceu metas anuais de descarbonização para o setor de combustíveis, visando o aumento da participação de bioenergia na matriz energética do país. Dentro desse conceito, alguns instrumentos têm sido criados para incentivar tecnologias mais sustentáveis e menos poluentes, como é o caso do Crédito de Descarbonização (CBIO) no Brasil (Silveira; Costa; Santos, 2023).

Essa discussão resgata a atenção quanto a importância da busca por fontes energéticas que permita o alcance das emissões líquidas iguais a zero até 2050 e nesse contexto, a potencialização do uso de biometano poderá contribuir com o alcance das metas de descarbonização (Teixeira *et al.*, 2024).

3.2.2 Aguapé (*Eichhornia crassipes*)

A *Eichhornia crassipes*, também conhecida como aguapé, água-pé, jacinto de água, orelha-de-veado, uape, uapê, patinho, marrequinha, povoá e rainha dos lagos, tem ocorrência em 26 estados do Brasil e no Distrito Federal, no entanto, ela é originária da bacia amazônica brasileira (Lemos, 2023). A espécie pertence ao gênero *Eichhornia crassipes*. A macrófita em questão será denominada aguapé, ao longo desse trabalho.

O aguapé é classificado como uma planta hidrófita e perene, caracterizada por caules curtos e largos, com ápice mais largo que a base. Isso significa que a parte mais estreita da lâmina foliar está próxima ao pecíolo ou bainha. As lâminas foliares são espessas e brilhantes, variando em dimensões de 2 a 20 cm de comprimento e formando rosetas. Os pecíolos são ascendentes, longos e bulbosos, sendo esponjosos na base devido à presença de tecido poroso (Lemos, 2023).

Essa planta exibe uma inflorescência interessante para paisagistas e entusiastas da cultura aquática em diversas partes do mundo, o que impulsiona sua rápida expansão. O fruto da planta é uma cápsula seca composta por mais de um carpelo e cada planta tem a capacidade de produzir milhares de sementes anualmente, permanecendo férteis por mais 28 anos (Corrêa, 1984).

A planta apresenta crescimento rápido, sendo considerada invasiva, ou seja, trata-se de uma macrófita flutuante, nativa da América do Sul e considerada uma planta invasora e bastante prolífica (Struik *et al.*, 2022), além de uma das 10 ervas daninhas mais problemáticas

em todo o mundo. Apesar de ser uma espécie originária da América do sul, o aguapé domina os corpos d'água na Ásia, Austrália e América do Norte (Patel, 2012).

A população de aguapé num corpo hídrico pode dobrar de tamanho num período de 5 a 15 dias, o que leva a uma produção anual de 140 milhões de clones (Omondi; Ndiba; Njuru, 2019). De acordo com Öztep *et al.* (2023), com base na localização e estação do ano, a biomassa de aguapé pode aumentar quase 100% em um período de 1 a 2 semanas, levando à cobertura da superfície dos corpos d'água, problemas relacionados a irrigação e impactos negativos na vida aquática e ecossistemas.

Em razão da elevada resistência, disseminação e reprodução, o aguapé tem causado graves problemas em corpos hídricos, afetando a navegabilidade, irrigação, diminuição de oxigênio dissolvido na água, aumento da evapotranspiração, o que faz dessa macrófita uma ameaça ecológica onde se encontra (Masto *et al.*, 2013). Os efeitos causados pela alta taxa de crescimento do aguapé em corpos hídricos, podem ser considerados devastadores, impactando as taxas de oxigênio na água, redução de espécies aquáticas e interferência em práticas de pesca local (Güereña *et al.*, 2015; Patil *et al.*, 2011).

Uma das principais causas do excesso de macrófitas nos corpos hídricos é o aporte de nutrientes, ocasionados pelo lançamento de materiais contaminantes nas massas de água, causando a eutrofização e o crescimento maciço de macrófitas aquáticas sobre o corpo hídrico, podendo causar a morte desses ecossistemas (Xavier, 2005).

Além da degradação ecológica e da perda de biodiversidade, a infestação de aguapé causa problemas socioeconômicos e de saúde pública associados à sua proliferação em corpos d'água salobros e represados (Lima, 2005). Consequências tais como perdas na pesca e no turismo, obstáculo ao transporte aquático, reprodução massiva de vetores (mosquitos) ocasionando surtos epidêmicos, bloqueio de canais de irrigação, etc., podem ser atribuídos ao excessivo crescimento do aguapé, sendo necessário a retirada periódica das plantas, contribuindo com a diminuição gradual da carga de nutrientes e compostos orgânicos na água e nos sedimentos (Priya *et al.*, 2018).

Embora alguns estudos indiquem a existência de métodos de natureza física, química e biológica, utilizados para combater e eliminar o aguapé presente em corpos hídricos, esses meios implicam em custos elevados e já demonstraram não oferecer soluções permanentes (Okewale; Omoruwu; Ojaigho, 2016).

Resíduos orgânicos celulósicos têm grande potencial de serem utilizados como matéria-prima na produção de biogás, considerando que muitos são produzidos sob circunstâncias indesejadas e em grandes quantidades, chegando a prejudicar os ecossistemas

onde se encontram, com prejuízo à saúde, equilíbrio ambiental e atividades recreativas, especialmente o aguapé que é considerado a pior erva daninha aquática do mundo (Barua; Kalamdhad, 2019).

De acordo com Bhattacharya e Kumar (2010), o aguapé possui em sua composição cerca de 43% de celulose e hemicelulose e de 8-14% de lignina, no entanto a composição bioquímica do aguapé varia bastante entre os resultados de estudos. A análise de amostras relatadas em publicações mostra uma gama de composições bioquímicas, com as seguintes variações: celulose (17,3–31,0%), hemicelulose (20,3–43,4%) e lignina (1,1–26,4%) (Gunnarsson; Petersen, 2007; Rezanian *et al.*, 2017).

Na digestão anaeróbia, os componentes de celulose e hemicelulose são facilmente degradados por meio da ação de bactérias hidrolíticas, para produzir açúcares e ácidos graxos de cadeia curta, substrato utilizados na cadeia de conversão ao metano. A lignina, por ser um biopolímero altamente complexo e requerer a presença de oxigênio para garantir a presença de enzimas extracelulares capazes de degradá-la, provoca diminuição na taxa de hidrólise e afeta a bioconversão, o que é inviável no processo de fermentação anaeróbia.

Por ser considerada com baixo teor de lignina, o aguapé se torna um substrato promissor para ser degradado por essa via, com redução dos impactos ambientais provocados por ele e consequente produção de energia e valor agregado (Fan *et al.*, 2024; Zhang *et al.*, 2016). Priya *et al.* (2018) mostra relata que o aguapé pode apresentar uma composição de nitrogênio em torno de 3,2% na matéria seca, e possui relação C/N em torno de 15, favorecendo-o como substrato adequado para compostagem e produção de biogás, além da possibilidade de utilização do digestato, por apresentar características fertilizantes.

Apesar de haver a possibilidade de produção de metano a partir da degradação microbiológica de aguapé, coexistem alguns desafios técnicos relativos à utilização desse substrato, o que dificulta o seu reaproveitamento, como a coleta da biomassa por exemplo (Bayrakci; Koçar, 2014), e o baixo rendimento de biogás em razão do seu baixo teor de sólidos (Nijaguna, 2012).

Supõe-se que a composição do aguapé pode variar de acordo com o local de amostragem, em razão de condições ambientais distintas, influenciando no crescimento da planta. Essa variação ocorre também em razão da sazonalidade (Shafy; Farid; El-Din, 2016). Portanto, uma comparação direta do comportamento da digestão entre amostras de aguapé de diferentes estudos deve ser tratada com cautela.

Estudos recomendam formas de pré-tratamento, com a finalidade de melhorar a biodegradabilidade da estrutura lignocelulósica presente no aguapé e aumentar os rendimentos

de metano. Dentre as técnicas de pré-tratamento aplicadas ao aguapé, estão incluídas: tratamento termoquímico (Patel; Desai; Madamwar, 1993), por secagem (Barua; Kalamdhad, 2017; Patil; Antonyraj; Gavimath, 2011), por álcali (Patil; Antonyraj; Gavimath, 2011), por líquido iônico (Gao *et al.*, 2013) e alcalino aquecido por micro-ondas com hidrólise enzimática (Lin *et al.*, 2015).

O pré-tratamento do substrato lignocelulósico para aplicação em digestão anaeróbia aumenta a biodisponibilidade de matéria orgânica, rompendo o complexo da lignina e permitindo um aumento na taxa de degradação e produção de biogás. Surra *et al.* (2018) observaram um aumento em torno de 36,3% no rendimento de metano ao codigerir resíduos de sabugo de milho pré-tratados e a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Alagoz, Yenigun e Erdninciler (2018) relataram a maior produção cumulativa de biogás de 6351 mL, ao codigerir bagaço de uva e lodo de esgoto pré-tratado com microondas.

Karouach *et al.* (2024) relataram uma melhora na solubilização, biodegradabilidade, produção de metano e menor tempo de detenção hidráulica (TDH) do substrato aguapé submetido ao pré-tratamento álcali-térmico, utilizando KOH a 50°C por 5 h, quando comparado às mesmas frações não tratadas, com percentual de metano no biogás em 80%.

Ali e Sun (2019) estudaram a codigestão de aguapé e esterco, com e sem pré-tratamento, utilizando autoclave a 121°C por 30 min, resultando em 113 mL de biogás sem pré-tratamento e 150 mL com pré-tratamento. Daniel *et al.* (2023) submeteram aguapé ao pré-tratamento ácido, utilizando uma solução de H₂SO₄ a 5% (v/v), por 1 h, onde as amostras pré-tratadas mostraram a maior produção de biogás no 15º dia do experimento, quando comparado às amostras não tratadas.

O aguapé, por ser uma planta que naturalmente remove nutrientes e outros componentes poluentes de corpos hídricos por adsorção, pode ser utilizado para fitorremediação, adsorvendo nutrientes, substâncias orgânicas e produtos químicos contidos nas águas poluídas, como os metais pesados Cr(VI), Cr(III), Ni(II), Mn(II), Hg(II), Cd(II), Cu(II), Zn(II) e outros minerais (Kusuma *et al.*, 2024).

Um estudo realizado por Auchterlonie, Eden e Sheridan (2021) investigou o uso do aguapé como ferramenta de fitorremediação a fim de reduzir o estado eutrófico de uma barragem na África, com avaliação paralela do efeito da qualidade da água na remoção dos nutrientes e chegaram à conclusão de que uma planta de aguapé pode absorver 7,38 mg de fosfatos e 27 mg de nitratos em 11 dias.

Perin *et al.* (2020), que trabalharam com 20% da carga orgânica total relativa a resíduos lignocelulósicos, relataram uma melhora na conversão de material orgânico, na produção de biogás e no rendimento de metano; Cardoso (2021) obteve resultados melhores com a proporção de 20% de SV de aguapé em relação a restos de alimentos, quando comparado ao reator operando com 15% de SV, nas mesmas condições, em escala de bancada e regime de batelada.

A produção sustentável de energia a partir de aguapé é relevante, uma vez que essa cultura, além de não competir com as de natureza alimentícia, apresenta estrutura lignocelulósica favorável para a digestão anaeróbia, considerando que a sua composição é 70 % da combinação de celulose e hemicelulose, contendo assim baixo teor de lignina. Aliado ao elevado teor orgânico, a alta taxa de crescimento da planta favorece a sua aplicação como biomassa na produção de energia renovável (Öztep *et al.*, 2023).

Algumas vias de valorização desse tipo de biomassa são citadas na literatura. A sua transformação em bioenergia e biofertilizante por meio do processo de digestão anaeróbia é altamente recomendada, uma vez que essa ação incentiva a utilização de biogás e apoia o desenvolvimento de pequenas empresas, resultando em geração de emprego e renda (Karouach *et al.*, 2024; Mathew *et al.*, 2015; Priya *et al.*, 2018).

O aguapé apresenta grande capacidade de alastramento, podendo causar inconvenientes sociais, econômicos e ambientais e ao mesmo tempo apresenta-se com características ideais para produção energética, pois contém alto teor de celulose, baixo teor de lignina, facilmente degradável, quando comparados a outros materiais lignocelulósicos, crescimento espontâneo, alta resistência a pragas e doenças de plantas (Carlini; Castellucci; Mennuni, 2018).

Diante dos requisitos apresentados, o aguapé possui boas características de biomassa para fins de produção energética. A digestão anaeróbia é uma alternativa adequada para produção de biometano a partir de aguapé e paralelamente, uma forma de controlar a infestação destas espécies (Priya *et al.*, 2018).

3.3 Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos

A digestão anaeróbia é um processo que ocorre na ausência de oxigênio, utilizando outros aceptores elétricos, para degradação e estabilização da matéria orgânica e é dependente da atividade de um consórcio microbiano que promove a transformação do conteúdo orgânico

em metano e dióxido de carbono, primordialmente (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022). Este processo acontece naturalmente em pântanos, no solo e rúmen dos animais (Chernicharo, 1997).

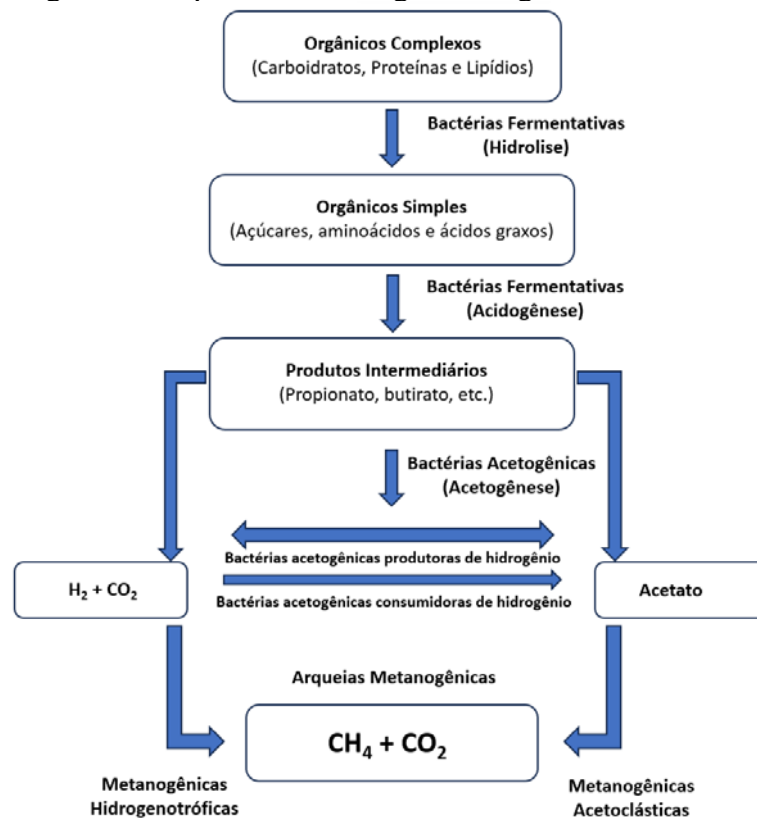
Durante a digestão anaeróbia, a biomassa é convertida em energia, mesmo aquelas com alto teor de umidade, tolerando biomassa com menos de 40% de matéria seca. A mesma afirmativa não é verdadeira para o processo de tratamento de resíduos por incineração, na qual o balanço energético líquido só será positivo caso sejam utilizados resíduos com umidade inferior a 60% (Paranjpe; Saxena; Jain, 2023).

A digestão anaeróbia é composta de quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Essas etapas ocorrem de forma simultânea em um processo de estágio único ou em múltiplos estágios (Zhang *et al.*, 2014). É crucial que haja equilíbrio entre as comunidades microbianas e fonte de nutrientes fundamentais para ocorrência do processo.

O sucesso da digestão anaeróbia se traduz nas taxas de conversão da matéria orgânica em metano, no entanto, existem gargalos relacionados à eficiência e à estabilidade, na condução do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares, que têm sido bastante estudados atualmente (Andrade, 2018).

Em suma, a digestão anaeróbia de material orgânico ocorre por meio de quatro etapas, podendo ser resumidas em duas: Na primeira, bactérias facultativas e anaeróbias convertem compostos orgânicos complexos, tais como carboidratos, proteínas e lipídios, em materiais orgânicos mais simples, como monossacarídeos, aminoácidos e ácidos graxos. Na segunda, ocorre a conversão dos ácidos orgânicos e hidrogênio em metano (CH₄) e gás carbônico (CO₂) (Liu; Whitman, 2008). O esquema da Figura 5 ilustra os quatro estágios da digestão anaeróbia.

Figura 5 - Esquemas dos estágios da digestão anaeróbia



Fonte: Adaptado de Gueri *et al.* (2021b).

Algumas vantagens da digestão anaeróbia em relação ao processo de tratamento aeróbio podem ser listadas, conforme relação abaixo (Paranjpe; Saxena; Jain, 2023):

- geração de menores quantidades de lodo e consequente redução de custos de tratamento;
- possibilidade da aplicação de altas cargas orgânicas;
- excelentes eficiências de remoção de DQO;
- conversão de resíduos tóxicos em resíduos menos nocivos;
- eficiência energética;
- subprodutos com valor agregado.

Esta conversão é efetuada pelas bactérias metanogênicas, que são estritamente anaeróbias. As arqueas metanogênicas são responsáveis pela formação do metano. A baixa taxa de crescimento desses microrganismos e a utilização dos ácidos orgânicos representam o fator limitante da biodigestão (Chernicharo, 1997).

Dentre os diversos métodos de valorização biológica de resíduos alimentares, a tecnologia de digestão anaeróbia demonstrou ser uma das mais vantajosas para maximizar a recuperação de energia (Fisgativa; Tremier; Dabert, 2016). Alguns fatores podem interferir negativamente no desempenho da digestão anaeróbia, os quais são citados por Negri *et al.*

(2020) como sendo a natureza instável da matéria orgânica, conteúdo de sal, óleo e proteínas, baixa relação C/N e deficiência de micronutrientes.

O monitoramento, manutenção e controle de alguns parâmetros são primordiais para a ocorrência favorável do processo fermentativo em questão. Dentre as desvantagens da digestão anaeróbia de resíduos alimentares está a possibilidade de instabilidades no processo, em razão de fatores que afetam negativamente o metabolismo do consórcio microbiano, como pH e relação C/N, por exemplo (Leite, 2020). A degradação da matéria orgânica está intrinsicamente relacionada com uma série de fatores os quais podem ser controlados pelo devido monitoramento (Soares; Feiden; Tavares, 2017).

3.3.1 Temperatura

Biodigestores anaeróbios são diretamente influenciados por variações na temperatura. Este parâmetro impacta a cinética do processo microbiano e, devido a isso, variações extremas podem resultar em inativação dos microrganismos participantes do processo (Furtado; Botton; Almeida, 2020). A digestão anaeróbia é um processo viável em várias faixas térmicas devido a ação de microrganismos psicrófilos (0 a 20°C), mesófilos (20 a 45°C) e termófilos (45 a 70°C). Em geral, observa-se que o aumento da temperatura promove maior eficiência e rapidez nas reações biológicas (Leite *et al.*, 2003).

A temperatura causa influência na solubilidade de compostos orgânicos, melhora as velocidades de reações bioquímicas e eleva a taxa de eliminação de patógenos, por outro lado, interfere na dissociação da amônia, o que pode ocasionar efeito inibidor, já que a amônia livre é tóxica às arqueas metanogênicas e interfere diretamente na produção de metano (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022). Nas faixas mesófilas (35 – 37°C), ocorre o aumento da eficiência da digestão anaeróbia, embora tenha sido observado que para temperatura termófila próxima a 55°C, eficiências de tratamento mais elevadas foram atingidas (Batista, 2022).

3.3.2 pH

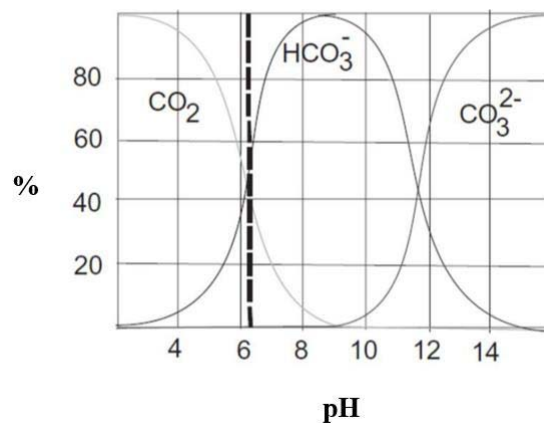
Para uma melhor eficiência em processos anaeróbios, é indispensável o estabelecimento de um equilíbrio ecológico entre os variados grupos microbianos participantes do processo. Sabe-se que a atividade microbiológica, nesse caso, ocorre de forma mais satisfatória nas faixas próximas a neutralidade (pH 7), no entanto alguns grupos de microrganismos tem uma boa performance em pH menores que 7, como é o caso dos grupos

responsáveis pelas etapas de hidrólise e acidogênese (Angelidaki *et al.* 2009; Ogejo *et al.* 2009; Ward *et al.* 2008).

Na etapa de acetogênese, a faixa de pH ideal fica entre 4,0 e 8,5, já as arqueas metanogênicas, grupo responsável pela produção de metano, são bastante sensíveis diante de valores baixos de pH, apresentando faixa ótima entre 6,7 e 7,5 (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022). Num contexto geral, o sistema opera de forma satisfatória numa faixa mais restrita, próxima a neutralidade (6,8 – 7,2) (Appels *et al.*, 2008; Kwietniewska; Tys, 2014).

O pH do sistema é controlado pela concentração de dióxido de carbono, na fase gasosa e alcalina. Quando há uma queda no valor de pH, uma maior quantidade de CO_2 fica dissolvido no meio em equilíbrio com o ácido carbônico, no entanto, com aumento de pH, predomina o bicarbonato, por meio da liberação de íons H^+ para o meio reacional, estabelecendo-se, assim, a estabilização do pH (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022). Esse efeito ocorre conforme pode ser observado no gráfico de equilíbrio químico entre as espécies gás carbônico – íon bicarbonato – íon carbonato na Figura 6.

Figura 6 - Equilíbrio químico $\text{CO}_2 - \text{HCO}_3^- - \text{CO}_3^{2-}$



Fonte: Adaptado de Deublein e Steinhauser (2011).

3.3.3 Alcalinidade

A alcalinidade é o parâmetro responsável pelo tamponamento de um sistema, referindo-se à capacidade de resistência às variações de pH, mesmo quando as concentrações de substâncias ácidas e básicas são adicionadas ao meio. A alcalinidade é importante em processos anaeróbios, que por natureza produzem ácidos graxos como ácido butírico,

propiónico e acético, reduzindo assim o pH do meio reacional, o que afeta a atividade microbiana, em caso de ausência da capacidade tampão (Chernicharo, 1997).

A presença de íons carbonato e bicarbonato em sistemas anaeróbios é relevante, tendo em vista que essas espécies garantem o tamponamento do meio e mantém o pH próximo das faixas aceitáveis para ocorrência da digestão anaeróbia, mesmo com a produção concomitante de AGV (Hoyos, 2021).

Num monitoramento de sistema anaeróbio, a alcalinidade é fundamental, pois além da manutenção do pH, é um indicador de estabilidade por meio da relação entre valores de ácidos graxos voláteis e alcalinidade total (Barampouti; Mai; Vlyssides, 2005; Chernicharo, 1997). A alcalinidade apresenta simplicidade de medição, sendo possível detectar a acidificação do meio, mesmo antes de qualquer variação de pH (Alves, 2021).

3.3.4 Ácidos Graxos Voláteis

Os ácidos graxos voláteis (AGV) são produtos intermediários entre as etapas de acidogênese e acetogênese (Leite, 2020). Esses ácidos podem ser definidos como ácidos orgânicos de cadeia curta (2 a 5 carbonos) e baixo peso molecular, entre os quais estão incluídos os ácidos acético, propiónico e o butírico (Wang *et al.*, 2014).

Os AGV costumam se acumular em biodigestores anaeróbios em razão de alguns desequilíbrios, provocados normalmente pela maior produção desses ácidos em detrimento do seu consumo. Alguns fatores são citados como causadores desses desequilíbrios e normalmente estão relacionados a processos contínuos, como sobrecarga orgânica, mudanças na composição e variações no pH (Leite, 2020).

As concentrações de AGV podem ser afetadas pela interação com amônia (NH₃), que apresenta efeito na alcalinidade do sistema. O efeito mencionado ocorre porque os AGV formam um equilíbrio com NH₃, que permite ao biodigestor receber maiores cargas orgânicas (Zhang *et al.*, 2014), em razão do chamado “estado estacionário inibidor”, no qual o sistema permanece estável, porém com menor rendimento de metano (Angelidaki; Ahring, 1994). Os efeitos citados requerem condições controladas de pH e concentração das espécies em questão.

A manutenção da concentração de AGV e da alcalinidade garante o bom desempenho do processo de digestão anaeróbia, permitindo que o sistema receba cargas orgânicas maiores e tenha maior produção de metano, sem instabilidades por excesso de AGV (Ariunbaatar *et al.*, 2015).

3.4 Codigestão Anaeróbia

A monodigestão, processo que utiliza um único substrato, é um desafio em razão do desequilíbrio nutricional, influenciando diretamente no consórcio microbiano presente no processo e nas características das variáveis de influência do sistema (Paranjpe; Saxena; Jain, 2023). Ocorrem melhorias no processo de degradação anaeróbia com a estratégia de utilização de co-substratos, muitos de origem agrícola, que quando combinados a resíduos com características diferentes, balanceiam os parâmetros de controle e estabilidade, bem como melhoram o rendimento de metano no biogás (Mata-Alvarez; Macé; Llabres, 2000; Yenigün; Demirel, 2013). Quando comparada a monodigestão dos mesmos substratos, a codigestão pode aumentar a produção de biogás em 25% a 400% (Holm-Nielsen; Al Seadi; Oleskowicz-Popiel, 2009).

A codigestão é uma alternativa para superar desafios da digestão e aprimorar a viabilidade econômica do biodigestor. Determinar a proporção ideal entre co-substratos beneficia o desempenho do biodigestor, aprimora a relação C/N, reduz a concentração de nitrogênio e resulta em maior produção de biogás (Mata-Alvarez; Macé; Llabres, 2000; Cuetos *et al.*, 2008; Brow; Li, 2013).

Ye *et al.* (2013) realizaram a co-digestão de resíduos de cozinha, esterco de porco e palha de arroz e apresentaram maior rendimento para a proporção de 0,4:1,6:1, produzindo 674,4 L/Kg de SV de biogás, que foi 71,67% maior que a digestão apenas da palha de arroz e 10,41% maior do que a digestão apenas de esterco suíno. Syaichurrozi (2018) realizou a codigestão anaeróbia da macrófita salvinia e da palha de arroz, na proporção de 40:60, obtendo rendimento de $113,92 \pm 6,90$ mL/g de SV. Pavi *et al.* (2017) obtiveram maior rendimento de metano da codigestão anaeróbia da FORSU e resíduos de frutas e vegetais quando comparado à monodigestão de cada substrato.

A monodigestão anaeróbia implica em digerir apenas um tipo de substrato, o que pode limitar o crescimento microbiano, em razão das carências nutricionais, e o processo como todo, interferindo no rendimento de metano (Kafle; Kim, 2013). A adoção da codigestão em processos de fermentação anaeróbia fornece melhores condições bioquímicas, maior eficiência do processo, melhor atividade microbiana e produção de metano.

A codigestão anaeróbia baseia-se na biodigestão concomitante de dois ou mais substratos, o que promove melhores condições ao sistema, por meio de maior disponibilidade nutricional e de adequação da relação C/N, elevação do potencial de degradação e potencialização a produção de biogás (Oliveira, 2018). A codigestão apresenta também a

vantagem de diminuição dos efeitos de alguns compostos considerados inibidores aos microrganismos, como sulfato, ferro e sódio (Mehariya *et al.*, 2018) e permite o aumento da diversidade microbiana, contribuindo para a estabilidade de biodigestores (Franqueto; Silva; König, 2020).

Estudos mostram resultados positivos na utilização de codigestão anaeróbia frente a monodigestão. Wang *et al.* (2022) estudaram a codigestão de esterco de galinha e excesso de lodo em temperaturas mesofílicas e termofílicas, em variadas proporções, obtendo aumento no rendimento de metano, quando utilizada a codigestão anaeróbia.

Khanthong *et al.* (2023) avaliaram a codigestão de resíduos alimentares e algas e observaram um rendimento de metano duas vezes maior que quando operando reatores anaeróbios em monodigestão. Priya *et al.* (2018) estudaram codigestão de aguapé com lodo ativado e resíduos de alimentos, com produção de biogás entre 150 e 400 mL/g SV, no entanto, ao se trabalhar com a monodigestão de aguapé, os resultados foram de rendimentos em torno de 140 mL/g SV.

Dentre outras coisas, a codigestão propicia redução nos custos e viabilidade econômica, por se operar com o tratamento de dois ou mais resíduos com o mesmo aparato que seria utilizado em caso de monodigestão (Rodriguez *et al.*, 2018).

3.5 Espectroscopia de Ressonância Magnética Nuclear

A Espectroscopia de Ressonância Magnética Nuclear (RMN) é uma ferramenta eficiente na determinação de estruturas e interações complexas e pode ser realizada em componentes com várias fases físicas (sólidos, géis, líquidos e gases) (Simpson; McNally; Simpson, 2011). A técnica é capaz de coletar dados moleculares de alta resolução, elucidando a composição de misturas orgânicas complexas (Freemantle, 2020). Além disso, de acordo com Freemantle (2020), RMN pode ser utilizada como ferramenta para quantificar e prever a biodegradabilidade com base na estrutura macromolecular do material orgânico.

A RMN pode ser considerada uma ferramenta essencial para o estudo de contaminantes ambientais, permitindo a identificação de componentes químicos presentes em águas e lodo de esgoto; a análise de interações com substâncias húmicas e fúlvicas; e a investigação de contaminantes como medicamentos, pesticidas, surfactantes e seus derivados, entre muitos outros (Alves Filho, 2014).

A RMN tem se mostrado uma ferramenta analítica extremamente útil, com um histórico de importantes contribuições na análise de misturas complexas. É aplicável a uma

variedade de matrizes, como alimentos, produtos industriais, biocombustíveis e contaminantes orgânicos, e é usada para determinar propriedades estruturais, realizar quantificações e fazer caracterizações detalhadas (Lião *et al.*, 2011; Monteiro *et al.*, 2009; Weljie *et al.*, 2008).

A habilidade da técnica em fornecer informações moleculares sobre amostras nas fases sólidas, líquidas, géis e semissólidas, juntamente com seu caráter não-destrutivo e a mínima necessidade de pré-tratamento das amostras, ao contrário de outras técnicas analíticas, torna-a especialmente adequada para análises ambientais (Alves Filho, 2014).

A aplicação de RMN pode se estender ao digestato gerado durante a fermentação anaeróbia de restos de alimentos e aguapé, por exemplo, considerando que a caracterização usual da matéria orgânica não permite avaliar adequadamente os processos de transformação como polimerização ou mudanças na estrutura molecular (Fernández-Domínguez *et al.*, 2022).

O mais comum é medir a composição de carbono pelas análises de COT e AGV, no entanto, tais parâmetros não fornecem informações precisas sobre a natureza do conteúdo orgânico na fase em que se analisa, o que impossibilita uma avaliação aprofundada sobre a estabilização da matéria orgânica e o quão seguro é sua aplicação nos solos (Tambone *et al.*, 2019; Yekta *et al.*, 2019).

Técnicas espectroscópicas têm sido utilizadas em estudos de digestão anaeróbia para prever a biodegradabilidade dos resíduos e avaliar a aplicação do digestato no solo (Jimenez *et al.*, 2017; Tan *et al.*, 2012; Yang *et al.*, 2021).

A literatura é escassa, no que diz respeito a caracterização de matéria orgânica em digestão anaeróbia por RMN, no entanto é possível encontrar revisões que tratam da caracterização espectroscópica da matéria orgânica em ecossistemas aquáticos de água doce (Fellman; Hood; Spencer, 2020), água potável (Li *et al.*, 2020) águas residuárias (Alves Filho *et al.*, 2015) e lodo (Faixo *et al.*, 2021).

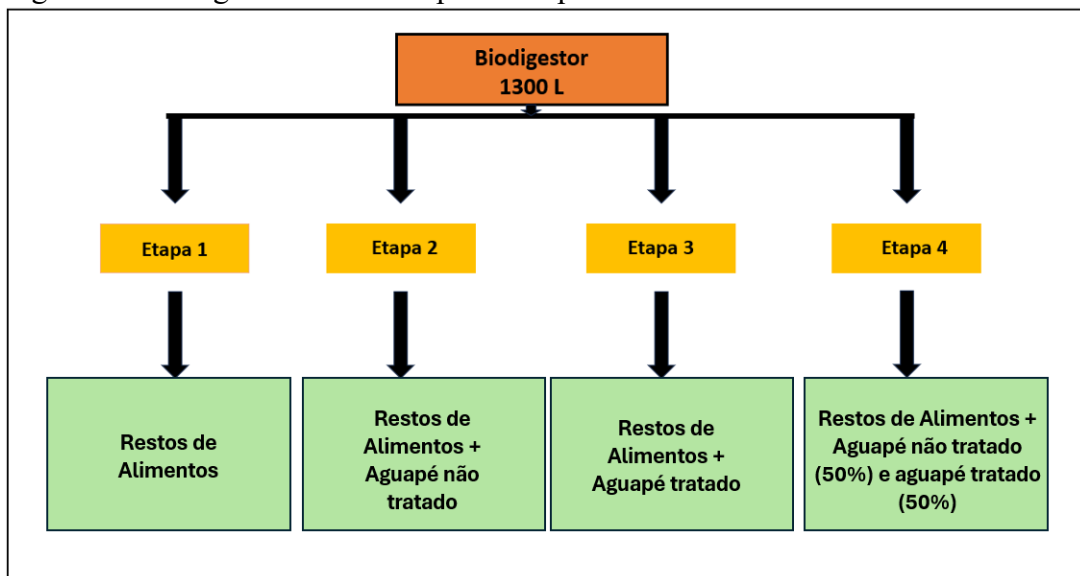
4 METODOLOGIA

O experimento foi desenvolvido no Núcleo de Tecnologia e Qualidade Industrial do Ceará (NUTEC), com as análises físico-químicas realizadas no Laboratório de Resíduos Sólidos e Efluentes (LARSE), também localizado no NUTEC, mediante parceria entre UFC/NUTEC. As análises de RMN foram realizadas na Embrapa Agroindústria Tropical, localizada em Fortaleza-CE. O período experimental ocorreu de fevereiro de 2022 a junho de 2023.

4.1 Etapas do Estudo

O experimento teve duração de 399 dias e 4 diferentes etapas, tendo sido considerado o período de 90 dias para cada etapa, e intervalo de 2 semanas entre as etapas, de acordo com o fluxograma da Figura 7.

Figura 7 - Fluxograma com as etapas do experimento



Fonte: Autora (2024).

O planejamento do estudo baseava-se em utilizar dois biodigestores, e de fato a operação iniciou dessa forma. No entanto, após o início do experimento (Etapa 1), um incidente impossibilitou o uso de um dos biodigestores, o que exigiu a readaptação da pesquisa, já que reiniciar o processo não era viável devido a limitação do tempo.

Ambos os biodigestores já estavam em operação quando o incidente mencionado ocorreu. Após analisar as possibilidades, decidiu-se conduzir todas as etapas do experimento

em um único biodigestor, com intervalo de duas semanas entre as etapas, permitindo assim a estabilização do sistema e coleta de dados. Durante o período total, foram coletados dados de produção de volume de biogás e percentual de metano no biogás, além do monitoramento semanal dos demais parâmetros físico-químicos.

Após a partida do biodigestor, aguardou-se a estabilização do sistema para dar início à alimentação diária, 5 vezes por semana, compreendendo períodos de segunda a sexta-feira, sob regime semicontínuo. As etapas ocorreram de acordo com o descrito a seguir:

1. **Etapa 1** (monodigestão dos resíduos de alimentos): o biodigestor recebeu 1,5 kg/dia de substrato, ou seja, os resíduos de alimentos;
2. **Etapa 2** (codigestão entre resíduos de alimentos e aguapé não tratado): o biodigestor foi abastecido com 1,5 kg de substrato e o co-substrato adicionado numa proporção de 20% de SV do co-substrato em relação ao SV do substrato (Perin *et al.*, 2020). A mesma proporção foi utilizada nas demais etapas.
3. **Etapa 3** (codigestão entre resíduos de alimentos e aguapé tratado): o biodigestor foi alimentado com 1,5 kg de substrato e com o co-substrato aguapé tratado por secagem (100°C).
4. **Etapa 4** (codigestão entre resíduos de alimentos e a mistura de aguapé não tratado e tratado): o biodigestor recebeu 1,5 kg de substrato, e co-substrato aguapé não tratado e aguapé tratado por secagem (100°C), em uma proporção de 50% das porções de co-substrato.

4.2 Inóculo e Substrato e Co-substrato

A pesquisa empregou lodo de um reator anaeróbio como inóculo, resíduos de alimentos como substrato e aguapé (*Eichhornia crassipes*) como co-substrato para a digestão anaeróbia. Os resíduos utilizados como substrato e co-substrato são gerados no âmbito do Campus do Pici, pertencente à Universidade Federal do Ceará.

4.2.1 Inóculo

O inóculo utilizado neste estudo foi obtido a partir de um Reator Anaeróbio de Lodo de Fluxo Ascendente (UASB) da Estação de Tratamento de Esgoto Aracapé III, que faz parte da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE). O lodo de inóculo foi submetido a caracterização para obtenção dos seguintes parâmetros: pH, sólidos totais (ST), sólidos fixos

(SF), sólidos voláteis (SV), amônia, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), carbono orgânico total (COT), alcalinidade total, ácidos graxos voláteis (AGV) e demanda química de oxigênio (DQO). Na Figura 8, pode ser observado os reatores que forneceram o inóculo para o estudo.

Figura 8 - Reator UASB da Estação de Tratamento de Esgoto Aracapé III - CAGECE



Fonte: Autora (2024).

4.2.2 Substrato: Resíduos de alimentos

Como substrato, foram utilizados resíduos de alimentos, compostos por frações de restos e sobras. Parte dos resíduos foram fornecidos pelo Restaurante Universitário (RU), situado no Campus do Pici, e parte pela Empresa ISM, responsável pelo fornecimento de alimentos ao RU. Durante o período pandêmico (2020-2022) o RU não estava em operação, desse modo a ISM forneceu os resíduos de alimentos, já que tinham características bastante similares, o que possibilitou dar início ao experimento, suprimindo parte do substrato utilizado durante o período, até que as atividades normais do RU fossem retomadas. Os resíduos de alimentos foram caracterizados em termos de pH, ST, SV, COT e nitrogênio total.

Os resíduos de alimentos eram compostos, majoritariamente, de arroz, feijão, farofa, purê de batata, vegetais (folhas e cascas de frutas), carne, vinagrete, dentre outros, e em alguns casos, apresentavam um elevado teor de água oriundo do próprio preparo dos alimentos. Geralmente, o material era coletado a partir das sobras alimentares (conteúdo não servido), o que garantia a ausência de impurezas.

No entanto, em algumas coletas provenientes do desperdício (restos de comida), eram encontradas impurezas como guardanapos, palitos de dente, embalagens de papel e

plásticos. Nesses casos, as impurezas e ossos eram removidos para facilitar a redução do tamanho das partículas antes de serem inseridas no biodigestor, além de evitar possíveis entupimentos da bomba utilizada na alimentação.

Foi realizada a primeira coleta para a partida do biodigestor e após o período de estabilização, as coletas passaram a ser realizadas a cada 15 dias. Os resíduos de alimentos eram pesados em porções para alimentação diária e armazenados sob refrigeração até o uso. Na Figura 9, pode-se observar os alimentos coletados, armazenados e o liquidificador industrial utilizado na diminuição das partículas.

Figura 9 - Substrato utilizado e liquidificador industrial na área de produção de biogás - LARSE/NUTEC/UFC



Fonte: Autora (2024).

Antes da introdução dos resíduos de alimentos no biodigestor, o resíduo era triturado em liquidificador industrial para reduzir o tamanho médio das partículas e facilitar a etapa da hidrólise, no processo de digestão anaeróbia. O substrato normalmente requer redução de tamanho para facilitar a solubilização, diminuir a probabilidade de obstruções no sistema e facilitar o processo de degradação anaeróbia (Raposo *et al.*, 2012). Por via úmida, observa-se uma taxa mais elevada de produção de metano, em razão do maior fluxo de ácidos produzidos durante as etapas intermediárias do processo (Ferreira, 2015; Lindmark, 2010; Lou; Nair; Ho *et al.*, 2012; Nagao *et al.*, 2012).

4.2.3 Co-substrato: Aguapé (*Eichhornia crassipes*)

O aguapé utilizado como co-substrato neste estudo foi caracterizado em termos de SV, ST, COT e nitrogênio total. A macrófita foi obtida a partir da coleta realizada na margem do açude Santo Anastácio, próximo ao vertedouro, localizado na Avenida Acesso Público, Campus do Pici. O açude Santo Anastácio está presente na área urbana e é foco de lançamento de esgoto bruto oriundo das residências ao redor do canal de drenagem (Lima Neto, 2023) apresentando elevadas taxas de nutrientes como fósforo (Araujo; Lima Neto; Becker, 2019).

Durante o procedimento de coleta, o aguapé era retirado do açude, e ainda no local, realizava-se o corte e descarte das raízes, devido à maior concentração de metais pesados e outros compostos nesta parte, o que poderia comprometer o processo (Silva, 2008; Teixeira *et al.*, 2021). Apenas as folhas e talos do aguapé eram aproveitados. A Figura 10 ilustra o processo de coleta do aguapé.

Figura 10 – Vista da coleta de amostras de aguapé no Açude Santo Anastácio –Campus do Pici



Fonte: Autora (2024).

Após cada coleta, o material foi acondicionado em caixas de isopor para ser transportado até o LARSE – NUTEC. No laboratório, ocorriam as atividades de lavagem, corte, processamento em liquidificador (Etapas 2 e 4) e/ou secagem em estufa (Etapas 3 e 4), preparando o material para posterior inserção no biodigestor juntamente com o substrato (resíduos de alimentos). As etapas mencionadas estão ilustradas na Figura 11.

Figura 11 - Processamento do aguapé (Laboratório de Resíduos Sólidos e Efluentes/LARSE/NUTEC)



Fonte: Autora (2024).

4.3 Biodigestor

O biodigestor utilizado no estudo foi um reator de fluxo pistonado de mistura completa, com capacidade de 1300L, volume útil de 1000 L, diâmetro de 0,88 m, altura de 1,84 m, confeccionado em fibra de vidro, dotado de tampa presa por parafusos e vedado com anel de borracha, conforme a Figura 12.

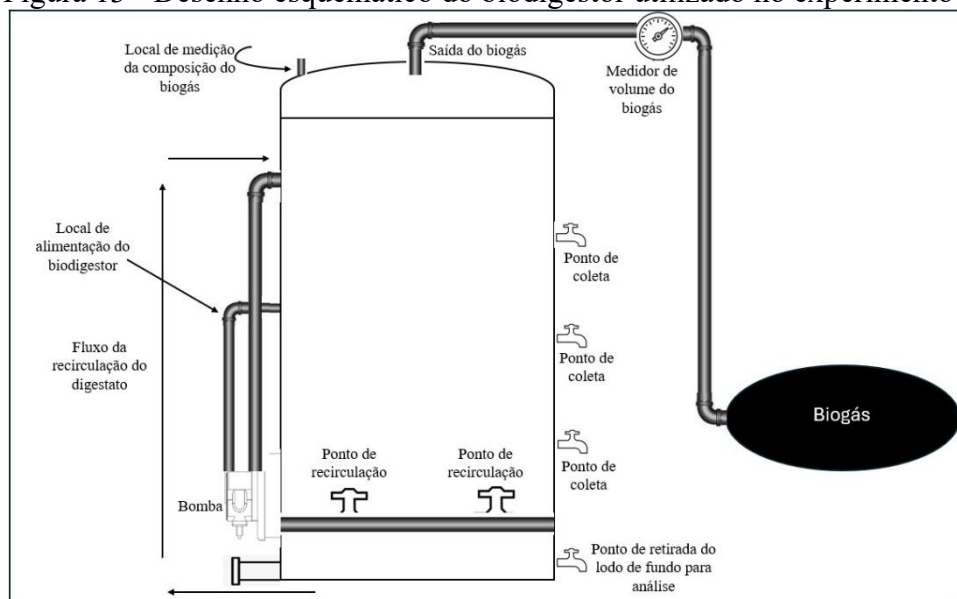
Figura 12 - Biodigestores utilizados no experimento (a esquerda) e pontos de coleta (a direita) – Área de produção de biogás, LARSE/NUTEC/UFC



Fonte: Autora (2024).

O sistema era composto de 4 pontos de coleta, sendo um superior, dois medianos e um inferior. No presente estudo, os dois pontos medianos forneceram amostras nas coletas para obtenção de dados relativos aos parâmetros de monitoramento e qualidade do digestato e o ponto inferior era utilizado para descarga periódica do lodo de fundo, a fim de manter o sistema em funcionamento adequado, além do monitoramento da qualidade do lodo anaeróbico. Além disso, o aparato possuía acoplado a ele uma bomba peristáltica, que permitia a realização da alimentação e recirculação do sistema, que era realizada em quatro pontos distintos. A representação esquemática do biodigestor pode ser observada na Figura 13.

Figura 13 - Desenho esquemático do biodigestor utilizado no experimento



Fonte: Autora (2024).

4.4 Inoculação e Partida no Biodigestor

Os dois biodigestores que seriam utilizados no experimento foram inoculados com 200L de lodo. A adição do lodo no biodigestor foi dividida em dois dias distintos, devido ao considerável volume a ser empregado (400L) e para contornar problemas operacionais. O intervalo entre a primeira e a segunda coleta do lodo foi de 20 dias. Esse período compreendido entre as duas coletas foi determinado pelo cronograma da CAGECE, a qual só poderia fornecer o lodo em dias de descarregamento, que ocorria a cada 20 dias, havendo a necessidade de adaptar-se ao cronograma da companhia.

Após a incorporação da última porção de lodo e a subsequente mistura e homogeneização, por meio do bombeamento e recirculação, o lodo foi coletado para fins de caracterização. É importante ressaltar que o volume total de lodo de inóculo (400 L) estava armazenado em um dos biodigestores, a fim de se obter a homogeneização adequada e só então, o lodo foi dividido entre os 2 biodigestores em quantidades iguais. A Figura 14 mostra o momento do descarregamento do lodo, a partir do reservatório gradeado com capacidade de 1000L, utilizado na coleta.

Figura 14 - Descarregamento do lodo - área experimental do LARSE/NUTEC



Fonte: Autora (2024).

A quantificação dos SV no lodo de inóculo foi fundamental para o cálculo da carga orgânica a ser aplicada no biodigestor, adotando-se a relação substrato/inóculo (S:I) de 2:1. O

lodo passou por um período de aclimação de 20 dias, uma etapa indispensável para garantir condições operacionais adequadas, promovendo uma produção estável de biogás e reduzindo o período metabólico (Ganesh *et al.*, 2014).

Após os cálculos necessários para partida no biodigestor com resíduos de alimentos, determinou-se a aplicação de 30 kg de resíduos, com base na relação S:I de 2:1. Um dia após a partida, o volume do biodigestor foi ajustado para 1000L, completando-o com água. Em seguida, foi adicionado 2,4 kg de bicarbonato de sódio aos biodigestores, para tamponamento do meio e manutenção do pH na faixa adequada para digestão anaeróbia, sendo necessário a adição posterior de mais 5 kg, devido a quedas ocorridas no pH.

A quantidade de bicarbonato adicionada foi estimada com base num valor obtido por titulação potenciométrica do substrato. Uma quantidade fixa de bicarbonato de sódio sólido foi pesada e adicionado aos poucos a um volume definido do substrato, até atingir o pH 7,0. Em seguida, a diferença entre as massas inicial e final de bicarbonato foi utilizada para calcular a quantidade necessária em gramas, para alcançar o pH de interesse. Finalmente, esse valor foi ajustado proporcionalmente ao volume a ser inserido no biodigestor, resultando em 7,4 kg de bicarbonato. O procedimento foi repetido na transição da Etapa 1 para a Etapa 2, com a adição de mais 2 kg de bicarbonato de sódio.

Após a partida do biodigestor, foram realizadas as análises iniciais de pH, temperatura, alcalinidade, AGV, ST, SV, DQO, COT, N-amoniaco, NTK e medição de gases. Análises de pH, DQO, SV e COT foram realizadas no resíduo de entrada (substrato) para avaliar as variações de pH entre as frações de entrada e saída (digestato) e as eficiências de remoção de matéria orgânica.

4.5 Carga Orgânica Volumétrica e Tempo de Detenção Hidráulica

A carga orgânica volumétrica (COV) é um parâmetro relacionado à quantidade de matéria orgânica inserida no biodigestor, que pode ser mensurada em termos de kg de SV ou DQO, por unidade de volume por unidade de tempo (Exemplo: kg SV/m³.d) (Hoyos, 2021). Definir a COV a ser aplicada, bem como seus sucessivos aumentos, é importante na manutenção do equilíbrio do sistema, visto que elevadas COV podem resultar em inibição da atividade microbiana, promovendo o aumento de AGV e consequente redução na produção de biogás (Lim *et al.*, 2008).

Nesse estudo, por razões estruturais e de viabilidade, não houve aumento gradativo da COV, excetuando-se da Etapa 1 para a Etapa 2, que foi a transição da monodigestão com

resíduos de alimentos para codigestão entre estes e o aguapé, sendo feito pequeno incremento na COV, a qual foi mantida até o fim do experimento. A COV foi calculada de acordo com a Equação 1:

$$COV = Q \cdot \frac{S}{V} \quad \text{Equação 1}$$

Onde: Q – Vazão afluyente (m³/d)

S – Concentração do substrato no afluyente (kg/m³)

V – Volume útil do biodigestor (m³)

O tempo de detenção hidráulica (TDH) indica o tempo em que o substrato residirá no biodigestor, ou seja, o tempo em que permanecerá sob tratamento (Qin *et al.*, 2024). Esse parâmetro influencia diretamente na ecologia e características microbianas em sistemas anaeróbios (Dareioti; Kornaros, 2014), por isso necessita de dimensionamento adequado. O TDH pode ser calculado de acordo com a Equação 2:

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad \text{Equação 2}$$

Onde: V – volume do biodigestor (m³)

Q – Vazão do substrato (m³/d)

4.6 Análises Físico-Químicas para Caracterização e Monitoramento do Sistema

A caracterização do inóculo, substrato e co-substrato, bem como as análises físico-químicas de monitoramento semanal do digestato e suas frequências, seguiram as metodologias especificadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Metodologias e frequências de análises realizadas nas amostras coletadas do biodigestor anaeróbio

Parâmetros	Unidade	Método	Referência	Frequência semanal
pH	-	Potenciométrico – 4500B	APHA <i>et al.</i> (2017)	3
Temperatura	°C	Termômetro de álcool	-	3
ST	mg. L ⁻¹	Gravimétrico: evaporação e secagem a 103 - 105°C – 2540 B	APHA <i>et al.</i> (2017)	1
STV	mg. L ⁻¹	Gravimétrico: ignição a 500 - 550°C – 2540 E	APHA <i>et al.</i> (2017)	1
AT	mg. L ⁻¹	Titulação potenciométrica Titulação de neutralização com H ₂ SO ₄		1
AGV	mg. L ⁻¹	KAPP (1984) apud LIMA (2015)	KAPP (1984) apud LIMA (2015)	1
DQO	mg. L ⁻¹	Espectrofotométrica – Digestão por refluxação fechada. Oxidação da matéria orgânica com K ₂ Cr ₂ O ₇ em meio ácido.	APHA <i>et al.</i> (2017)	1
NTK	mg. L ⁻¹	Titulométrico	APHA <i>et al.</i> (2017)	1
N-Amoniacal	mg. L ⁻¹	Destilação – 4500 B Titulométrico – 4500 C Macro-Kjeldahl	APHA <i>et al.</i> (2017)	1
COT	mg. L ⁻¹	Oxidação catalítica por combustão a 680°C	NOGUEIRA (2014)	1

Fonte: Autora (2024).

4.7 Análise do Biogás

Um dos parâmetros mais significativos para o monitoramento ambiental é a produção de biogás e seu teor de metano, subprodutos do processo de conversão anaeróbia de grande interesse neste estudo. A produção e a eficiência na conversão de metano são indicadores robustos que descrevem o grau de estabilidade do biodigestor e têm impacto direto na eficiência energética do biogás (Ferreira, 2015). O biogás produzido durante o experimento foi armazenado numa *bag*, conforme ilustrado na Figura 15.

Figura 15 - Bag de recepção do biogás instalado no anexo ao LARSE/NUTEC/UFC



Fonte: Autora (2024).

A quantidade de biogás gerada foi determinada com base no volume diário de biogás produzido no biodigestor, verificado por meio de um medidor de fluxo de gás da marca Ítron G2.5. Esse medidor tem vazão máxima de 1,6 m³/h, mínima de 0,016 m³/h e pressão máxima de 50 kPa. A composição dos gases foi mensurada por meio de um analisador portátil de biogás Optima 7 Biogás, da marca MRU. O analisador realizava leitura de CH₄, CO₂, O₂ e N₂ em percentual e H₂S em partes por milhão (ppm), além da medição da pressão (Pa). Os equipamentos para medida de volume de biogás (Figura 16 – esquerda) e percentual de metano (Figura 16 – direita) estão na Figura 16.

Figura 16 - Medidor de gás (a esquerda) e medidor da composição do biogás (a direita)



Fonte: Autora (2024).

4.8 Coleta e Caracterização do Lodo de Fundo

O lodo que se depositava no fundo do biodigestor foi coletado sempre que a produção de metano diminuía em relação aos valores médios lidos no período, como forma de melhorar a biodigestão e a qualidade do biogás. Assim, a cada período de 30 a 40 dias, um volume de 50L a 100L de lodo de fundo era retirado. Algumas amostras desse lodo foram caracterizadas quanto ao teor dos seguintes metais: alumínio (Al), bário (Ba), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), potássio (K), manganês (Mn), molibdênio (Mo), sódio (Na), chumbo (Pb), selênio (Se), vanádio (V) e zinco (Zn). Também foram realizadas as análises de pH, ST, SV, SF, alcalinidade, AGV, amônia, nitrogênio orgânico, NTK, carbono inorgânico e carbono orgânico.

Para análise de metais, o método de digestão ácida em sistema aberto foi adaptado de Matsushige e Oliveira (1993). O método pode ser descrito da seguinte forma: uma amostra de 0,250 g de lodo foi pesada e transferida para o tubo de digestão. Em seguida, 8 mL de ácido nítrico foram adicionados ao tubo e a digestão foi iniciada a 120 °C em um bloco digestor por 3 horas. Após a digestão, as amostras foram diluídas para 50 mL, usando água ultrapura. Nos casos em que a amostra formava precipitado, era realizada filtração, coletando-se a quantidade necessária para leitura no equipamento. Um teste em branco foi realizado usando apenas ácido nítrico e água ultrapura.

Após a digestão, as amostras foram analisadas no equipamento ICP da Thermo Scientific, modelo iCAP6000 série, com resultados expressos em mg/L. Uma das amostras de lodo coletada foi submetida a caracterização por Ressonância Magnética Nuclear (RMN), a fim de caracterizar os compostos orgânicos presentes no lodo, conforme metodologia aplicada ao digestato, descrita no item 4.10.

4.9 Análise Estatística Multivariada dos Dados Físico-Químicos

4.9.1 Digestato

Uma matriz numérica foi construída, utilizando os dados físico-químicos do digestato das 4 etapas da biodigestão. Os parâmetros físico-químicos foram: pH, DQO (demanda química de oxigênio), COT (carbono orgânico total), ST (sólidos totais), SV (sólidos voláteis), alcalinidade, AGV (ácidos graxos voláteis), amônia (NH_4^+), NTK (nitrogênio total de Kjeldahl), volumes de biogás e rendimento de metano (CH_4).

A análise multivariada supervisionada por *Partial Least Squares Discriminant Analysis* (PLS-DA) foi desenvolvida, considerando cada etapa da digestão como classe. A matriz físico-química foi importada pelo software PLS Toolbox™ (versão 8.6.2, Eigenvector Research Incorporated, Manson, WA, EUA), e os dados foram autoescalados (centralizados na média com subsequente escalonamento de variância). Em seguida, o algoritmo Simplified PLS (SIMPLS) para análise de classificação foi aplicado para decompor a matriz físico-química em escores, pesos e figuras de mérito.

O método Venetian Blinds foi usado para validação cruzada do modelo (do inglês: Cross-validation - CV) e o número de variáveis latentes (do inglês: Latente variable - LV) selecionados de acordo com os seguintes parâmetros estatísticos, sob nível de confiança de 95%: variância total capturada; erros de modelagem na calibração (RMSEC - Erro Médio Quadrático de Calibração) e validação cruzada (RMSECV - Erro Médio Quadrático de Validação Cruzada), bem como a proximidade entre esses valores de erros; e o valor de viés de CV.

Por fim, foi realizada Análise de Variância (ANOVA) e comparação de médias por teste de Tukey, com nível de significância de 0,05, dos mesmos dados utilizados na análise multivariada, para avaliar se as diferenças encontradas eram estatisticamente significativas.

4.9.2 Lodo de Fundo

Amostras de lodo de fundo coletadas e analisadas ao longo do experimento totalizaram oito amostras. As amostras foram identificadas de acordo com a data de coleta, sendo: 08 de agosto de 2022; 16 de setembro de 2022; 20 de outubro de 2022; 16 de dezembro de 2022; 31 de janeiro de 2023; e 27 de março de 2023. Foram obtidos dados de metais e dados das análises de controle (pH, ST, SV, SF, alcalinidade, ácidos graxos voláteis, amônia, nitrogênio orgânico, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), carbono inorgânico e carbono orgânico).

Cada matriz foi importada separadamente pelo software PLS-Toolbox™ (versão 8.6.2, Eigenvector Research Incorporated, Manson, WA, EUA) para análise de PCA, a fim de reduzir a dimensionalidade dos conjuntos de dados numéricos e observar a variabilidade da composição, de acordo com o período da coleta. As matrizes numéricas foram autoescaladas e uma análise estatística multivariada não supervisionada por PCA foi desenvolvida para análise exploratória, utilizando o algoritmo de Decomposição de Valores Singulares (*Singular Value Decomposition* (SVD)), para decompor as matrizes em escores, cargas e erros de modelagem.

A PCA foi desenvolvida pela fusão dos dados obtidos nas análises de metais e demais parâmetros físico-químicos (análise multibloco), com a finalidade de alcançar as correlações entre essas medidas. Um algoritmo de normalização foi aplicado para converter as diferentes matrizes na mesma dimensionalidade, para combinar adequadamente os conjuntos de dados à análise multibloco (Acar *et al.*, 2013; Alves Filho *et al.*, 2015).

4.10 Espectroscopia de Ressonância Magnética Nuclear (RMN)

As amostras iniciais e finais de digestato, em cada etapa, foram submetidas a caracterização de compostos orgânicos por meio da técnica de Espectroscopia de Ressonância Magnética Nuclear (RMN), a fim de se obter um perfil de compostos orgânicos presentes em cada etapa, antes e após a digestão, por meio da identificação desses compostos.

4.10.1 Preparação da Amostra para Avaliação por RMN

As amostras foram preparadas de acordo com a seguinte metodologia:

1. aproximadamente 40 mL de cada amostra foram colocadas em um Micro Modulyo Savant (Girovac™) para liofilização e depois, solubilizadas em 6 mL de água Milli-Q para armazenamento em ultracongelador a -70° C até a análise por RMN;
2. para análise por RMN, um total de 1 mL de cada amostra foi transferido para um tubo Eppendorf e centrifugado durante 3 minutos a 605 g. Posteriormente, um volume de 160 µL do sobrenadante foi diretamente misturado com 440 µL de uma solução estoque de água deuterada contendo 1% de 3-(trimetilsilil)propionato de sódio (TMSP-d4) e azida de sódio (0,02% p/v) como agente para prevenir a degradação da amostra (Alves Filho; Silva; Ferreira, 2015);
3. esta solução final foi transferida para um tubo de RMN de 5 mm para realização da leitura.

4.10.2 Aquisição e Processamento Espectral por RMN

As análises de RMN foram realizadas em um espectrômetro Agilent 600 MHz DD2 (14,1 T) equipado com uma sonda inversa de detecção One Probe™ de 5 mm (^1H - $^{19}\text{F}/^{15}\text{N}$ - ^{31}P) com gradiente Z ativamente blindado, localizado na Embrapa Agroindústria Tropical, conforme a Figura 17.

Figura 17 - Espectrômetro de Ressonância Magnética Nuclear, localizado na Embrapa Agroindústria Tropical



Fonte: Embrapa ([2023]).

Os dados espectrais de RMN de ^1H foram adquiridos em triplicata, sob condições quantitativas: 5 minutos de espera antes de iniciar a análise por RMN para estabilizar a temperatura da amostra com a sonda fixada em 298 K; primeiro pulso calibrado para 90° (8,16 μs); tempo de aquisição de 5 s e atraso de relaxamento de 25 s determinado pela sequência de pulso de inversão-recuperação, considerando 7 vezes T_1 para alcançar 99,9% de precisão na relaxação completa dos spins (Hendrick, 2008). Além disso, os espectros de RMN de ^1H foram adquiridos com 64 varreduras, usando a sequência de pulso PRESAT (biblioteca Agilent) para

supressão de água não deuterada a δ 4,78 e 64k de pontos no domínio do tempo em uma janela espectral de 16 ppm.

Os espectros de RMN de ^1H foram processados aplicando multiplicação exponencial do FID por um fator de 0,3 Hz e transformada de Fourier de 16k pontos. A correção de fase foi realizada manualmente e a correção de linha de base foi aplicada em toda a faixa espectral. A identificação dos constituintes foi realizada por meio de experimentos de RMN bidimensional (2D), como gCOSY ^1H - ^1H , gHSQC ^1H - ^{13}C e gHMBC ^1H - ^{13}C . Os resultados foram comparados aos dados existentes em bancos de dados de acesso aberto (www.hmdb.ca) e relatórios da literatura (Alves Filho; Silva; Ferreira, 2007; Alves Filho *et al.*, 2015). Os experimentos COSY foram obtidos com largura espectral de 18.028,1 Hz em ambas as dimensões; matriz de dados $4\text{k} \times 256$; 64 varreduras por incremento t1 e atraso de relaxamento de 1,0 s.

Os experimentos HSQC foram adquiridos com um atraso de evolução de 1,7 ms para uma média de $^1J(\text{C},\text{H})$ de 145 Hz; matriz de dados $4\text{k} \times 256$; 128 varreduras por incremento t1; larguras espectrais de 18.028,1 Hz em f2 e 36.057,7 Hz em f1 e atraso de relaxamento de 1,0 s. Os experimentos HMBC foram registrados com um atraso de evolução de 50,0 ms para $^{\text{LR}}J(\text{C},\text{H})$ de 10 Hz; matriz de dados $4\text{k} \times 256$; 180 varreduras por incremento t1; largura espectral de 18.028,8 Hz em f2 e 14.529,3 Hz em f1 e atraso de relaxamento de 1,0 s.

4.10.3 Quantificação por RMN

Compostos com sinal não sobreposto e razão sinal-ruído aceitável foram quantificados, seguindo o limite de quantificação (LQ) calculado de acordo com a razão sinal-ruído das substâncias-alvo usando o fator 3 H/h: “H” é a área do sinal da solução diluída tomando uma distância de 20 vezes a largura na metade da altura; e “h” é uma área em branco (sem sinal) tomando uma distância igual a 20 vezes a largura na metade da altura (Saadati *et al.*, 2013). Portanto, os compostos foram quantificados usando um método de referência externa (Silva *et al.*, 2016), onde uma solução padrão de sacarose ($5,0 \text{ mg.L}^{-1}$) foi usada para calibrar o equipamento de RMN, e o arquivo da sonda foi atualizado com os parâmetros necessários para a quantificação dos compostos em amostras desconhecidas.

A incerteza combinada dos valores quantitativos foi estimada com base nos erros analíticos e nos desvios padrão da triplicata de amostragem. Os resultados foram avaliados usando a ANOVA de um único fator (com nível de significância de 0,05); comparação de

médias usando o teste de Tukey; e teste de Levene para testar a homogeneidade da variância, para certificar estatisticamente as diferenças entre as amostras.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste estudo, resíduos de alimentos e aguapé foram utilizados como matéria-prima no processo de digestão anaeróbia, visando buscar melhores condições para a produção de biogás. Para dar início ao experimento, foram realizados ajustes necessários no sistema operacional do biodigestor e a estabilização na produção de metano no biogás, a qual ocorreu após transcorridos 51 dias da partida. Após a estabilização, o biodigestor passou a ser operado em regime semicontínuo.

A COV na fase de controle (Etapa 1) foi de 0,29 kg de SV/m³d e quando adicionado co-substrato, a COV passou a ser de 0,35 kg de SV/m³d, com um TDH de 28 dias, para um volume útil de 1m³ e vazão diária de 0,03571 m³/d.

De acordo com Barua e Kalamdhad (2019), baixos valores de COV permitem uma inicialização segura do biodigestor e evita choques de carga orgânica. Como o objetivo principal do estudo era avaliar em termos reais, de forma subsequente, o impacto na produção de metano em variadas configurações de codigestão, as cargas não foram aumentadas no decorrer do estudo, mantendo-se a COV de 0,35 kg de SV/m³d até o final do experimento.

5.1. Caracterização do Inóculo e Substratos

A caracterização físico-química dos componentes (inóculo, substrato e co-substrato) é essencial, considerando que as suas composições influenciam no desempenho do processo, desde a partida no biodigestor até a estabilização, com base nas necessidades do consórcio microbiano. Essa compreensão auxilia na determinação do equilíbrio entre alimento e microrganismo, além de elucidar as vias de conversão do substrato nos produtos, de natureza sólida, líquida e gasosa, permitindo uma previsão da quantidade e qualidade dos produtos resultantes (Franca, 2023).

Os dados obtidos mostram que o inóculo apresentou pH na faixa de 7,19, sendo esse resultado considerado satisfatório para o inóculo, o que favorece previamente o processo, já que a faixa ótima para a atividade das arqueas metanogênicas fica em torno de 6,5 a 7,5 (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022). O teor de sólidos voláteis (SV) nos resíduos de alimentos foi de 91% quando relacionado aos sólidos totais (ST) e para o aguapé (base seca) foi de 82%, valor próximo ao encontrado por Asante *et al.* (2024), que foi de 83% para o aguapé. De acordo com Panigrahi, Sharma e Dubey (2020), quantidades consideráveis de SV indicam a adequação do substrato para degradação bacteriana e elevada produção de biogás, desse modo, os

substratos apresentaram elevados conteúdos de SV em termo percentuais relacionados aos ST, o que os caracteriza como substratos adequados.

A amostra de aguapé utilizada na determinação dos parâmetros físico-químicos foi baseada em matéria seca, no entanto, foi determinado a umidade da macrófita e o valor encontrado foi de 93,16%, resultado semelhante ao encontrado por Soeprijanto *et al.* (2021), que foi de 94,35% de umidade e Carlini, Castellucci e Mennuni (2018), que encontraram uma umidade de 92,28%.

A relação C/N é um parâmetro importante que influencia na produção de metano e tem a faixa aceitável considerada entre 20 e 30 (Soeprijanto *et al.*, 2021; Karouach *et al.*, 2024). No presente estudo, o valor de C/N foi de 31,67. Kumar, Ou e Lin (2010) trabalharam com resíduos de alimentos e resíduos verdes como matéria-prima e relação C/N de 19,6, obtendo resultados considerados eficazes, mesmo estando ligeiramente abaixo da faixa ideal reportada em estudos.

Os resultados das características físico-químicas iniciais do inóculo, do substrato e do co-substrato são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Valores médios dos parâmetros de caracterização do inóculo e substratos utilizados no carregamento e alimentação do biodigestor

Parâmetros	Lodo	Resíduo Alimentar	Aguapé *
pH	7,19 ± 0,050	4,82 ± 0,05	ND
Alcalinidade Total	2360,91 ± 58,92 ^a	ND	ND
AGV	1480,20 ± 106,15 ^a	ND	ND
DQO	11812 ± 777,17 ^a	ND	ND
Sólidos Totais	33792,33 ± 1781,83 ^a	301,55 ± 4,06 ^b	966,12 ± 2,16 ^b
Sólidos Voláteis	21191,00 ± 1231,48 ^a	274,15 ± 0,62 ^b	790,41 ± 0,81 ^b
N-NH ₄	343,58 ± 6,13 ^a	ND	ND
N-NTK	1750,41 ± 141,28 ^a	ND	ND
COT	38,01 ± 0,11 ^c	46,68 ± 1,06 ^{*c}	42,90 ± 1,41 ^c
N total	ND	1,44 ± 0,33 ^c	1,85 ± 0,00 ^c
C/N	ND	34,15 ± 7,54	23,21 ± 1,02

Fonte: Autora (2024).

Legenda: a - g/mL; b - g/Kg; c - percentual; * - matéria seca; ND – não determinado.

5.2 Avaliação do Biodigestor Quanto ao Digestato e Produção de Metano

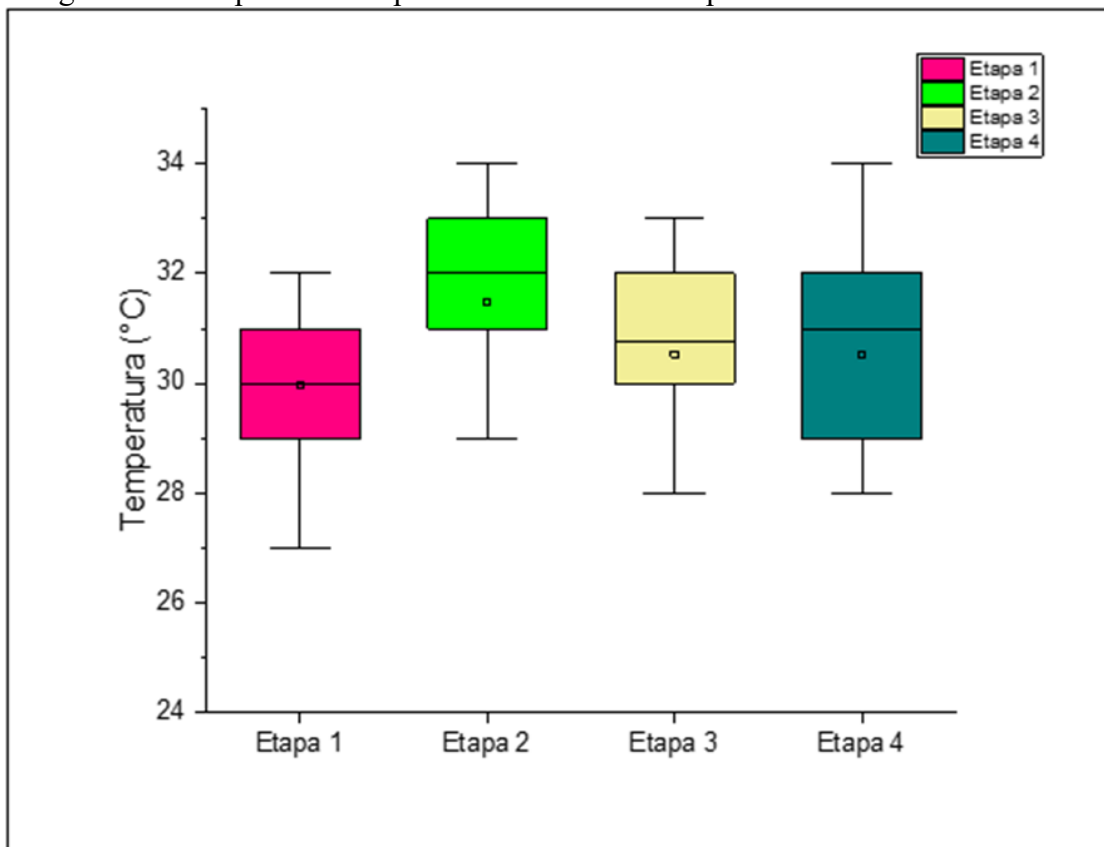
Os parâmetros físico-químicos de monitoramento do biodigestor, bem como as análises de eficiência de remoção de matéria orgânica no digestato foram avaliados, de acordo com os dados obtidos das análises de temperatura, pH, AGV, alcalinidade, DQO, COT, SV, amônia e NTK. Também foram analisadas a produção de biogás e metano a partir do processo anaeróbio em questão, conforme disposição a seguir:

5.2.1 Temperatura

A temperatura é um parâmetro extremamente importante no que diz respeito a manutenção da faixa de trabalho, devendo ser evitada a ocorrência de variações significativas, pois a digestão anaeróbia ocorre bem em temperatura mesofílica, com faixa ótima em 35 a 37°C (Santos; Guimarães, 2023). Os valores se mantiveram na faixa mesófila de temperatura, no entanto, apresentaram dispersões, com variações da temperatura entre 25 e 34°C.

Essas variações na temperatura podem ser atribuídas, principalmente, a falta de controle, uma vez que o biodigestor estava exposto à temperatura ambiente e em local aberto. Em alguns momentos do dia, a incidência de luz solar fornecia quantidades maiores de calor, em comparação com os períodos sem essa incidência ou durante a noite. O gráfico da Figura 18 mostra um gráfico de boxplot dos valores de temperatura nas 4 etapas.

Figura 18 - Boxplot com dispersão dos dados de temperatura



Fonte: Autora (2024).

Apesar de variações na temperatura, sob um contexto geral, serem consideradas desfavoráveis em sistemas anaeróbios, a produção de biogás e o percentual de metano mantiveram-se estáveis durante todo o experimento. Ressalte-se também que o biodigestor foi

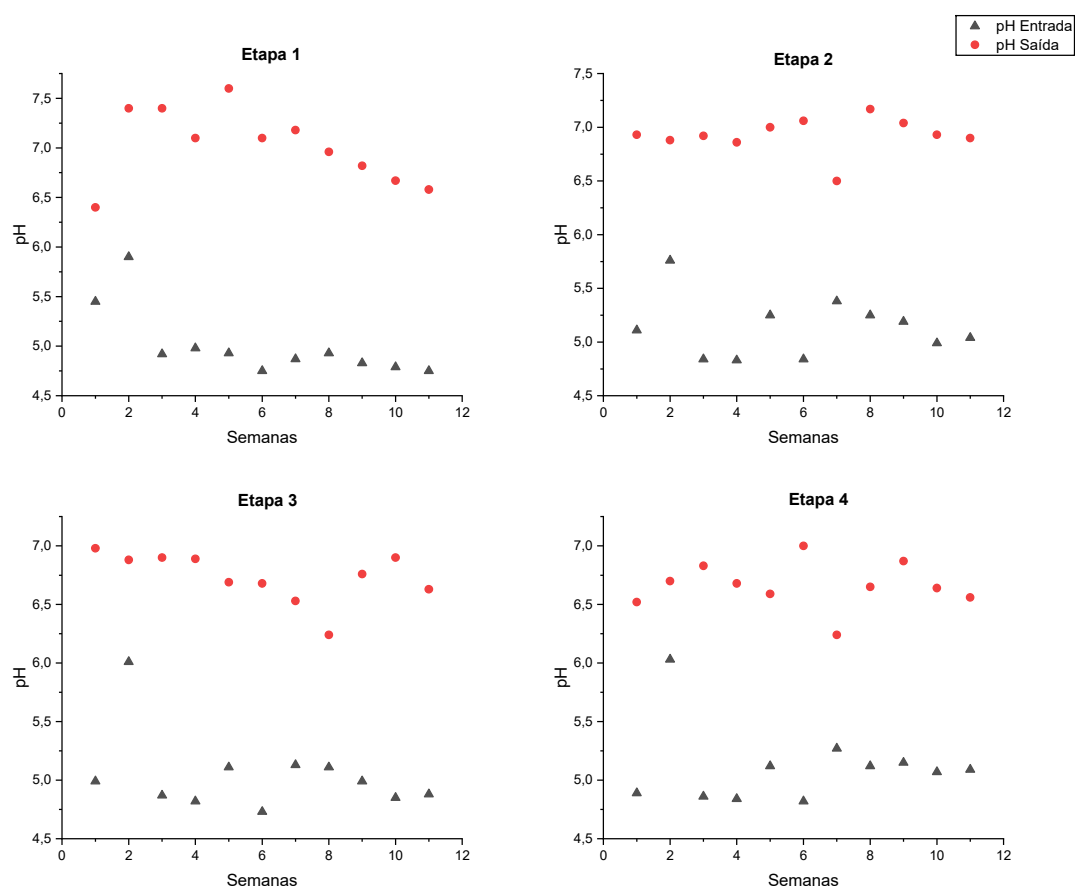
operado inteiramente sob condições reais, estando, portanto, sujeito às variações de temperatura ambiente, apresentando assim viabilidade econômica, já que não foram utilizados aquecedores e/ou termostatos para controle de temperatura, o que representaria um custo por consumo energético.

5.2.2 Variação de pH no Substrato e Digestato (entrada e saída)

O controle do pH tem papel importante na atividade metabólica de todo o processo de geração de biogás. É importante a manutenção de níveis apropriados de pH para garantir produção satisfatória de metano durante o processo de digestão (Daniel *et al.*, 2023). Associado a esse controle, está o monitoramento de AGV, os quais são responsáveis por maiores variações de pH, bem como da alcalinidade, parâmetro relevante na manutenção do meio em níveis adequados de pH.

Não houve a necessidade de adição de bicarbonato de sódio, exceto na partida dos biodigestores e no início da Etapa 2. A pequena quantidade de bicarbonato de sódio requerida para manutenção do sistema, no presente estudo, representa uma vantagem, em termos de viabilidade econômica. A Figura 19 mostra os valores de pH no substrato de entrada e no digestato de saída.

Figura 19 - pH dos substratos e digestato da digestão anaeróbia ao longo do experimento



Fonte: Autora (2024).

O sistema apresentou capacidade em manter o pH na faixa adequada para ocorrência da produção de metano, como pode ser observado nos valores de pH do digestato. Em todas as etapas do estudo, o pH dos substratos variaram em torno de 4,75 e 5,90 na Etapa 1; 4,83 e 5,76 na Etapa 2; 4,73 e 6,01 na Etapa 3; e 4,82 e 6,02 na Etapa 4. As faixas relatadas corroboram com outros estudos (Ferreira, 2015; Lucena, 2016; Li; Wang; Wang, 2017; Valença, 2017; Magalhães, 2018).

Após os substratos serem adicionados aos biodigestores, no entanto, os valores de pH se mantiveram na faixa entre o valor mínimo de 6,24 e máximo de 7,60 em todas as etapas, níveis aceitáveis, ou toleráveis, às condições exigidas para a ocorrência da conversão da matéria orgânica em metano, com ação das arqueas metanogênicas (Chernicharo, 1997; Deublein; Steinhauser, 2011).

5.2.3 AGV e Alcalinidade

O monitoramento da produção de AGV é essencial para manter a estabilidade do processo. Embora esses ácidos sejam produtos intermediários necessários para a ocorrência das reações de produção de metano, o seu excesso pode provocar quedas de pH no sistema e interrupção do processo (Magalhães, 2018).

De acordo com Wang *et al.* (2009), concentrações superiores a 6000 mg/L provocam a diminuição considerável na produção de biogás. No presente estudo, as maiores concentrações foram observadas na Etapa 1, próximo a partida, apresentando uma tendência de diminuição ao longo das etapas subsequentes. O valor máximo de produção de AGV na Etapa 1 foi de 2886,99 mg HAc/L. Observou-se maiores valores de AGV no início, após a partida do biodigestor até a 6ª semana, no entanto não ocorreram quedas significativas no pH nem instabilidade no sistema. Posteriormente, as quantidades de AGV diminuíram, com algumas oscilações, nas etapas seguintes. Os valores médios, máximos e mínimos de AGV em cada etapa estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Valores médios, máximos e mínimos de AGV nas etapas de estudo da digestão anaeróbia

Etapa	Valores médios	Valor máximo	Valor mínimo
1	1091,27 ± 900,25	2886,99	306,37
2	333,04 ± 204,58	875,13	145,30
3	229,32 ± 138,23	520,43	127,09
4	196,98 ± 70,21	470,89	83,35

Fonte: Autora (2024).

Concomitante ao monitoramento dos AGV, a alcalinidade também foi monitorada para controle do sistema de digestão anaeróbia. A manutenção da alcalinidade é de extrema importância num processo de digestão anaeróbia, pois promove a atenuação nas quedas de pH devidas à produção de AGV e CO₂. Os carbonatos e bicarbonatos impedem grandes flutuações nos valores de pH, conferindo efeito tamponante ao sistema (Fonoll *et al.*, 2015; Kunz *et al.*, 2014). Após a partida do biodigestor, foram adicionados 7,4 kg de bicarbonato de sódio. A adição de bicarbonato foi necessária, pois após a partida do biodigestor, o pH diminuiu para 5,3.

Na Etapa 2, com o início da codigestão com aguapé não tratado, foi adicionado 2Kg de bicarbonato, de forma preventiva, em razão do aumento de carga devida à adição de aguapé.

A quantidade de 2 kg foi estimada de forma semelhante à partida. No decorrer da Etapa 2, bem como nas etapas seguintes, as faixas de alcalinidade observadas foram mantidas em níveis suficientes para manter o pH acima de 6,0 e garantir a contínua produção de metano, sem a necessidade de adição de bicarbonato de sódio. De acordo com Oduor *et al.* (2022), a codigestão de restos de alimentos e aguapé tem o potencial de equilibrar a alcalinidade para a faixa ideal, aumentando a produção de metano, semelhante ao observado neste estudo, durante as etapas em que a codigestão foi utilizada.

Alguns autores mencionam que as faixas de alcalinidade devem se manter em níveis determinados para que a digestão ocorra favoravelmente. Metcalf, Eddy e Tchobanoglous (1991) e Gueri, Souza e Kuczman (2018) mencionam que a faixa apropriada de alcalinidade é de 1000 a 5000 mg CaCO₃/L. Outros estudos mostram que a alcalinidade deve ser mantida um pouco acima de 1,5 g CaCO₃/L para compensar a elevada produção de AGV (Issah; Kabera, 2021; Mata-Alvarez; Macé; Llabres, 2000). Nesse trabalho, os valores médios de alcalinidade permaneceram nas faixas indicadas pela literatura como ideais. A Tabela 7 mostra os valores médios, máximos e mínimos de alcalinidade nas etapas estudadas.

Tabela 7 - Valores médios, máximos e mínimos de alcalinidade nas etapas de estudo da digestão anaeróbia

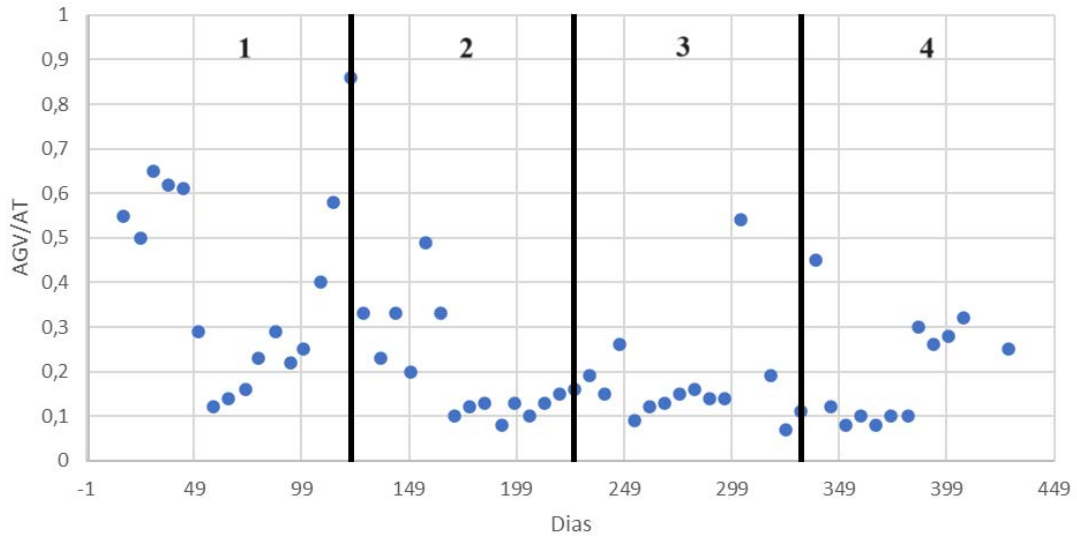
Etapas	Valores médios	Valor máximo	Valor mínimo
1	2357,79 ± 1395,73	5757,67	350,47
2	1652,75 ± 156,93	1872,90	1375,11
3	1371,90 ± 343,82	1909,60	930,00
4	1056,85 ± 225,21	1327,27	795,37

Fonte: Autora (2024).

Para avaliação da estabilidade em biodigestores anaeróbios, a relação AGV/AT pode ser utilizada como indicador (Gueri *et al.*, 2021a). A relação AGV/AT deve ser igual ou inferior a 0,50, para que o sistema anaeróbio apresente capacidade de tamponamento favorável, garantindo equilíbrio dinâmico ao processo.

No presente estudo, as relações AGV/AT mantiveram-se, majoritariamente, na faixa indicada como ideal pela literatura, com exceção do início da Etapa 1, que apresentou alguns valores acima de 0,5 e valor máximo de 0,86 (Leite *et al.*, 2009). Os valores das relações AGV/AT em todas as etapas podem ser observados no gráfico da Figura 20.

Figura 20 - Gráfico da relação AGV/AT para todas as etapas do estudo de digestão anaeróbia



Fonte: Autora (2024).

Valores elevados da relação AGV/AT na Etapa 1 pode ser atribuída à monodigestão. De acordo com Liu *et al.* (2012), a monodigestão de resíduos de alimentos apresenta tendência de causar instabilidade ou falha no processo de digestão anaeróbia devido ao acúmulo de AGV, bem como à ausência de oligoelementos necessários para o desenvolvimento da microbiota.

A decomposição orgânica em um sistema anaeróbio está diretamente relacionada às eficiências com que o consórcio microbiano converte a matéria orgânica em produtos e subprodutos, incluindo a produção de metano (Zhen *et al.*, 2016). Neste estudo, os parâmetros DQO, COT e SV foram considerados como indicadores da eficiência na conversão do material orgânico em biogás, dentre outros coprodutos do processo, com ênfase nos valores de SV, parâmetro que foi considerado para a determinação do rendimento de metano.

5.2.4 Remoção de DQO, COT e SV

A decomposição orgânica em um sistema anaeróbio está diretamente relacionada às eficiências com que o consórcio microbiano converte a matéria orgânica em produtos e subprodutos, incluindo a produção de metano (Zhen *et al.*, 2016). Neste estudo, os parâmetros DQO, COT e SV foram considerados como indicadores da eficiência na conversão do material orgânico em biogás, dentre outros coprodutos do processo, com ênfase nos valores de SV, parâmetro que foi considerado para a determinação do rendimento de metano.

A DQO pode ser definida como uma medida da quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente compostos biodegradáveis e recalcitrantes, refletindo diretamente na quantidade de compostos orgânicos e inorgânicos presentes (Prasse *et al.*, 2015; Akunna, 2019).

Segundo Bianco (2019), a metodologia aplicada neste trabalho (APHA, 2017), quando se trata da determinação de DQO em amostras sólidas ou com elevado conteúdo de sólidos, representa um desafio, por se tratar de método mais apropriado para amostras líquidas como água ou águas residuárias, o que pode produzir resultados não confiáveis.

No entanto, diante da indisponibilidade estrutural de metodologias alternativas, o método citado foi aplicado durante todas as etapas do experimento, como parâmetro para avaliação da eficiência de remoção de matéria orgânica, em amostras de entrada e saída, porém, associado a determinação de outros parâmetros de avaliação de eficiência de remoção de matéria orgânica, como SV e COT, de modo a fornecer confiabilidade. A Tabela 8 apresenta os resultados médios de entrada, saída e eficiências de remoção.

Tabela 8 - Valores médios de DQO de entrada, saída e eficiência de remoção de DQO no biodigestor anaeróbio

Etapas	Entrada (mg/L)	Saída (mg/L)	Eficiência	Eficiência	Eficiência
			Mín.	Máx.	Média (%)
1	7243,56 ± 1413,83	3385,48 ± 95,64	34%	69%	48 ± 18%
2	6253,55 ± 653,06	2366,65 ± 979,17	15%	84%	55 ± 23%
3	6717,67 ± 1200,97	1205,78 ± 615,38	72%	94%	80 ± 8%
4	8320,74 ± 1364,37	746,29 ± 267,45	82%	96%	92 ± 5%

Fonte: Autora (2024).

Os valores de remoção de DQO para as etapas 3 e 4 são próximos aos encontrados por Cardoso (2021), que trabalhou com reator em regime de batelada, digerindo restos de comida e aguapé em 20%, apresentando eficiência de remoção de DQO de 81,25% e Santos (2015), que apresentou remoção de DQO da ordem de 84%, digerindo restos de alimentos de restaurante.

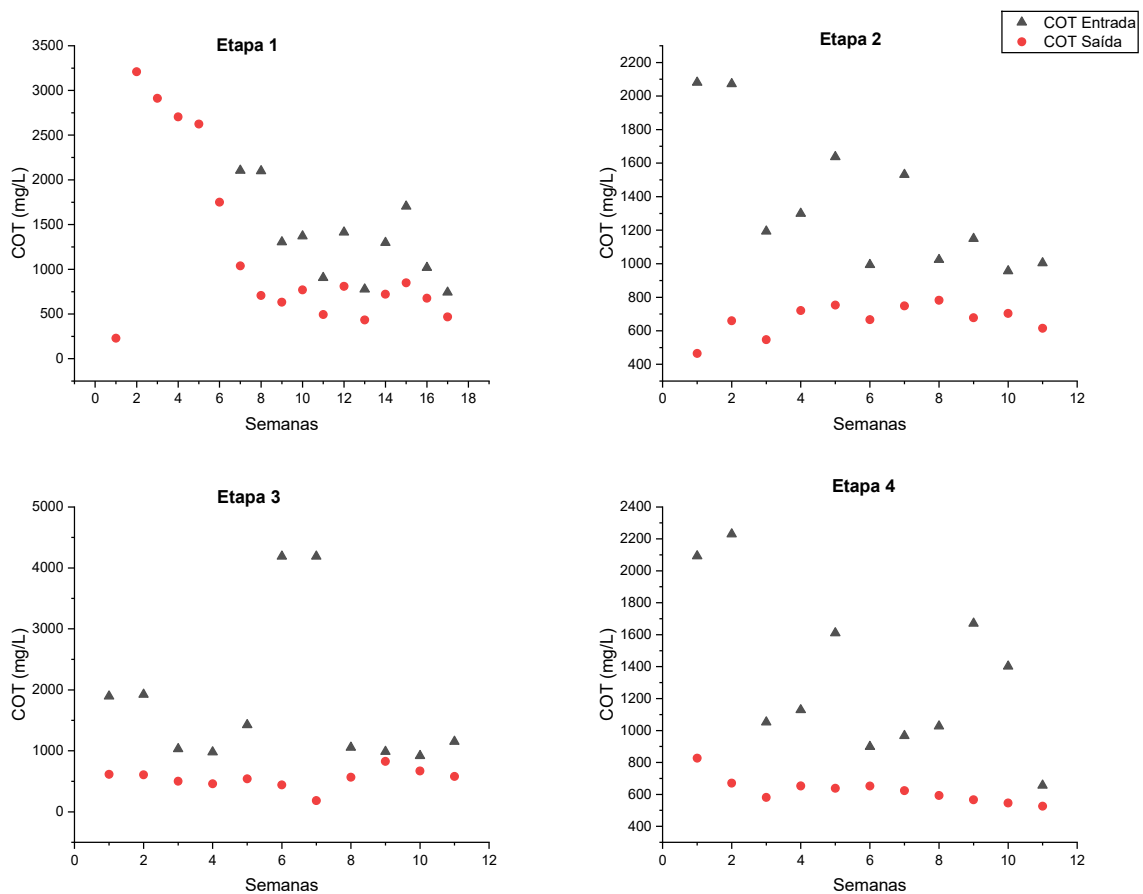
A menor eficiência de remoção observada na Etapa 2, quando comparada as etapas 3 e 4, que também são referentes a codigestão, pode ser atribuída a baixa biodegradabilidade anaeróbia do co-substrato, tendo em vista que nessa fase, apenas o aguapé não tratado foi adicionado em codigestão com os restos de alimentos. A menor eficiência pode indicar a indisponibilidade de matéria orgânica biodegradável, mesmo o aguapé contendo menor teor de lignina em relação a outras biomassas lignocelulósicas (Carlini; Castellucci; Mennuni, 2018). A biodegradabilidade do co-substrato, com aplicação de um pré-tratamento, pode melhorar

consideravelmente devido a ocorrência de uma desestruturação da lignina, tornando o substrato disponível para os microrganismos. (Panigrahi; Sharma; Dubey, 2020). A eficiência média de remoção de DQO apresentou menor valor na Etapa 1.

A partir dos resultados de eficiência média de remoção, é possível notar que esses valores apresentaram tendência de aumento no decorrer do tempo, o que provavelmente foi ocasionado pela adaptação da microbiota anaeróbia e aumento da eficiência de degradação, aliados à manutenção da COV.

De forma suplementar, o gráfico da Figura 21 mostra a remoção de COT em todas as etapas do estudo, relacionados aos valores de COT no substrato de alimentação (entrada) e no digestato (saída).

Figura 21 - Gráficos de remoção de COT nas 4 etapas do estudo da digestão anaeróbia



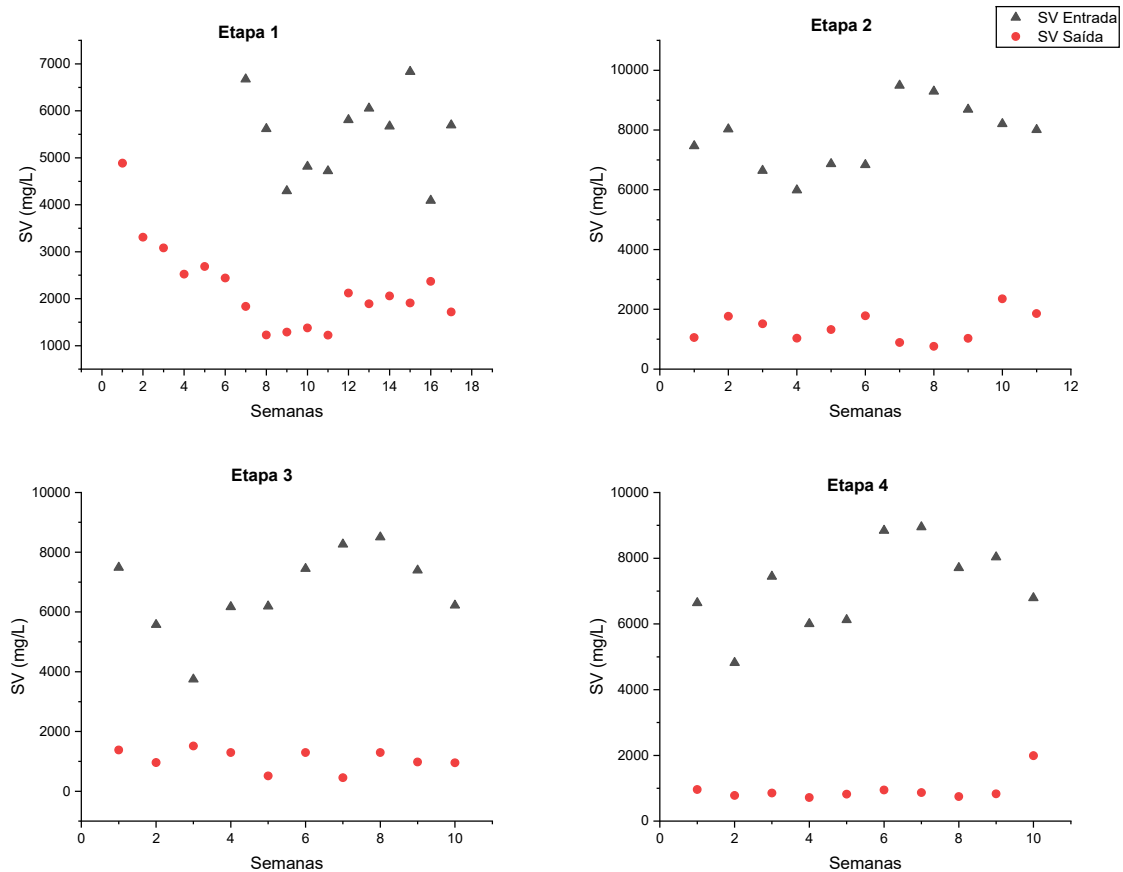
Fonte: Autora (2024).

A eficiência de remoção de COT apresentou maior valor médio na Etapa 3, com remoção de $57 \pm 24\%$, seguidos da Etapa 4 com $51 \pm 14\%$, Etapa 2 com $47 \pm 17\%$ e Etapa 1

com $46 \pm 9\%$. A literatura que trata do parâmetro de COT como medidor de eficiência é incipiente, sendo esse parâmetro calculado em outros estudos para mensurar a relação C/N.

Na Figura 22 podem ser observadas as remoções de SV nas quatro etapas do estudo, comparando-se os SV do substrato em relação aos SV do digestato.

Figura 22 - Gráficos de remoção de SV no biodigestor anaeróbio, nas 4 etapas do estudo.



Fonte: Autora (2024).

A eficiência de remoção de SV é um parâmetro importante, tendo em vista que mede a biodegradabilidade no processo de digestão anaeróbia. Na Etapa 1, a taxa de remoção em média foi de $67 \pm 7\%$. Na Etapa 2 obteve-se uma média de $82 \pm 7\%$ de remoção de sólidos voláteis. Na Etapa 3, foi obtido um valor médio de $83 \pm 9\%$ de remoção de SV. Na Etapa 4, foi alcançado o valor de $86 \pm 6\%$ em média.

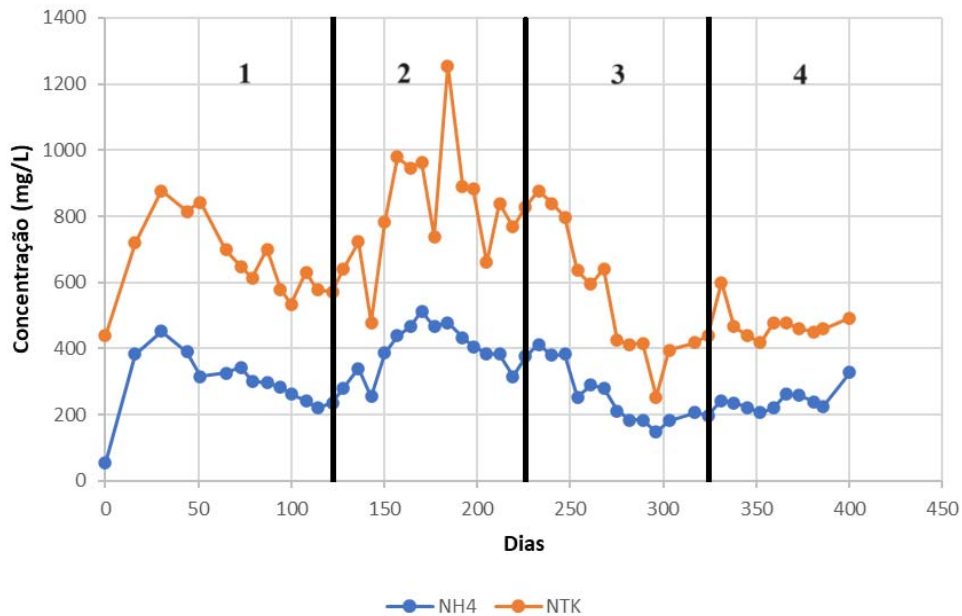
Pode-se observar que, sob codigestão, as remoções apresentaram melhores eficiências quando comparadas à monodigestão (Etapa 1). Valores individuais de percentuais de remoção de sólidos voláteis apresentam a maior taxa de remoção registrada na Etapa 3, com remoção de até 95%. As eficiências de remoção em todas as etapas encontradas neste trabalho

são superiores às determinadas por Karouach *et al.* (2024), que registrou eficiência de remoção de SV máxima em 53,24%, numa codigestão de aguapé tratado e resíduos de aves.

5.2.5 Amônia (NH_4) e Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) no Digestato

O monitoramento de amônia e NTK foram realizadas semanalmente no digestato, para todas as etapas do estudo. A Figura 23 mostra o comportamento dos valores de amônia e NTK ao longo das etapas.

Figura 23 - Concentrações de Amônia e NTK no digestato nas etapas da pesquisa



Fonte: Autora (2024).

A digestão de proteínas e aminoácidos forma amônia (Carvalho, 2018). A amônia pode ser encontrada na forma livre (NH_3) ou ionizada (NH_4^+), fator esse determinado pelo valor de pH. Em pH menor que 8, praticamente toda a amônia encontra-se em forma de íon amônio, o que é positivo para as arqueas metanogênicas e o processo de produção de metano, visto que a amônia na forma livre é tóxica para esses microrganismos, sendo, portanto, indesejada (Von Sperling, 2005).

O parâmetro de amônia apresentou valor máximo na Etapa 2, de 512,96 mg/L. As faixas de amônia (mg/L) entre as etapas foram de 52,86 mg/L a 456,50 mg/L; 255,53 mg/L a 512,96 mg/L; 146,62 mg/L a 411,82 mg/L; e 205,74 mg/L a 335,63 mg/L para as etapas de 1 a 4, respectivamente. Esses valores são inferiores aos que alguns autores consideram ser inibitórios por parte da amônia, em determinados valores de pH. McCarty (1964) relatou que a

amônia causa inibição dos microrganismos metanogênicos a uma concentração de 1500 a 3000 mg/L em pH acima de 7,4; Amaral *et al.* (2008) relataram a inibição por amônia em concentrações em torno de 1700 mg/L e pH 7,5.

Incluindo todas as etapas, o pH máximo atingido foi de 7,9 e média de $6,8 \pm 0,37$, apresentando condições favoráveis à presença de amônia na forma ionizada (NH_4^+), portanto pode-se afirmar que não houve inibição dos microrganismos produtores de metano por parte da amônia livre, bem como pelas concentrações de amônia encontradas nas análises.

O parâmetro de NTK apresentou valor máximo também na Etapa 2, de 1254,5 mg/L. As faixas de NTK entre as etapas foram de 438,70 mg/L a 877,12 mg/L; 477,96 mg/L a 1254,50 mg/L; 253,72 mg/L a 877,32 mg/L; e 249,72 mg/L a 599,90 mg/L, para as etapas de 1 a 4 respectivamente. Na Etapa 2, a relação entre as concentrações de NTK e amônia apresentaram elevados valores, se comparados às outras etapas, o que sugere maior proporção de nitrogênio orgânico, composto principalmente por proteínas e aminoácidos, e consequentemente conversão lenta ou incompleta do nitrogênio orgânico.

Essa relação nas etapas 3 e 4 foram menores, indicando que houve conversão mais rápida do nitrogênio orgânico em amônia e mesmo assim, não houve inibição da microbiota metanogênica, provavelmente em razão do biodigestor ter sido operado em baixa carga.

5.2.6 Variações na Produção de Biogás e Metano em Cada Etapa de Estudo

Após a partida do biodigestor, a fase de latência não foi considerada para fins de registro, pois um dos objetivos do trabalho era avaliar a produção de biogás e rendimento de metano com base na composição dos substratos. Isto incluiu a influência da monodigestão, do pré-tratamento aplicado ao aguapé e das diferentes combinações em codigestão, incluindo também aguapé não tratado e a mistura de aguapé não tratado e tratado.

Em todas as etapas, o número de dias para avaliação da produção de biogás e rendimento de metano foi de 90. Para o período avaliado, a contagem começou a partir do último dia de cada etapa, até completar 90 dias, numa contagem regressiva de dias, com o objetivo de eliminar quaisquer influências externas ou efeitos de adaptação da microbiota à mudança no formato do substrato adicionado, bem como da partida do biodigestor. Além disso, essa metodologia também contribuiu para minimizar os efeitos de resquícios de substrato das etapas anteriores, embora entre cada etapa tenha sido considerado um intervalo de 2 semanas, com alimentação apenas de resíduos alimentares nos intervalos.

Metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) são os dois principais componentes do biogás. O conteúdo de CH_4 no biogás é o principal indicador da qualidade. Geralmente, quanto maior o teor de CH_4 no biogás, melhor é a qualidade do biogás produzido durante a digestão anaeróbia.

Os valores absolutos de volume acumulado durante os 90 dias avaliados em cada etapa, a vazão média diária e os percentuais máximo e mínimo de metano estão expostos na Tabela 9.

Tabela 9 - Valores absolutos de produção acumulada no período de cada etapa, vazão média diária de biogás e percentual máximo e mínimo de metano

Etapas	Volume acumulado (Nm³)	Vazão de biogás (Nm³/dia)	Percentual máximo de CH₄ (%)	Percentual mínimo de CH₄ (%)
1	22,090	0,2454	64,82	50,10
2	10,970	0,1219	64,40	47,34
3	25,610	0,2845	64,74	51,67
4	17,800	0,1978	65,59	42,60

Fonte: Autora (2024).

De acordo com os valores, pode-se observar que o pré-tratamento de secagem aplicado ao aguapé melhorou consideravelmente a produção de biogás, em termos de volume produzido, e o uso da mistura de aguapé sem tratamento e tratado por secagem apresentou rendimento de biogás superior à monodigestão (Etapa 1).

A Etapa 2, onde ocorreu a codigestão entre aguapé não tratado e resíduos de alimentos apresentou menor desempenho, em termos de volume absoluto de biogás produzido. Os percentuais de metano no biogás tiveram variações aproximadas entre todas as etapas, apresentando os limites de valores máximos e mínimos na Etapa 4. Os rendimentos médios de biogás em $\text{Nm}^3/\text{kg SV}$, percentuais médios de metano e rendimentos médios de metano em $\text{Nm}^3/\text{kg SV}$ são mostrados na Tabela 10, para as etapas 1, 2, 3 e 4 respectivamente.

Tabela 10 - Rendimento de biogás, percentual médio de metano e rendimento médio de metano

Etapas	Rendimento médio de biogás (Nm³/ kg SV)	Metano no biogás (%)	Rendimento médio de metano (Nm³/ kg SV)
1	0,16789 ± 0,09384	57,85 ± 3,19	0,0977 ± 0,05429
2	0,09506 ± 0,02399	56,58 ± 4,10	0,0538 ± 0,01357
3	0,22987 ± 0,04979	56,84 ± 3,19	0,1307 ± 0,02830
4	0,18772 ± 0,08153	57,52 ± 5,68	0,1080 ± 0,04689

Fonte: Autora (2024).

A codigestão de resíduos de alimentos com aguapé pré-tratado por secagem apresentou melhor rendimento médio de biogás e de metano. Com o pré-tratamento, ocorre a destruição da estrutura recalcitrante da biomassa e a pré-solubilização de grandes moléculas durante o processo, o que melhora a fase de latência, uma vez que a matéria orgânica solubilizada pode ser facilmente convertida em metano por microrganismos (Li *et al.*, 2017).

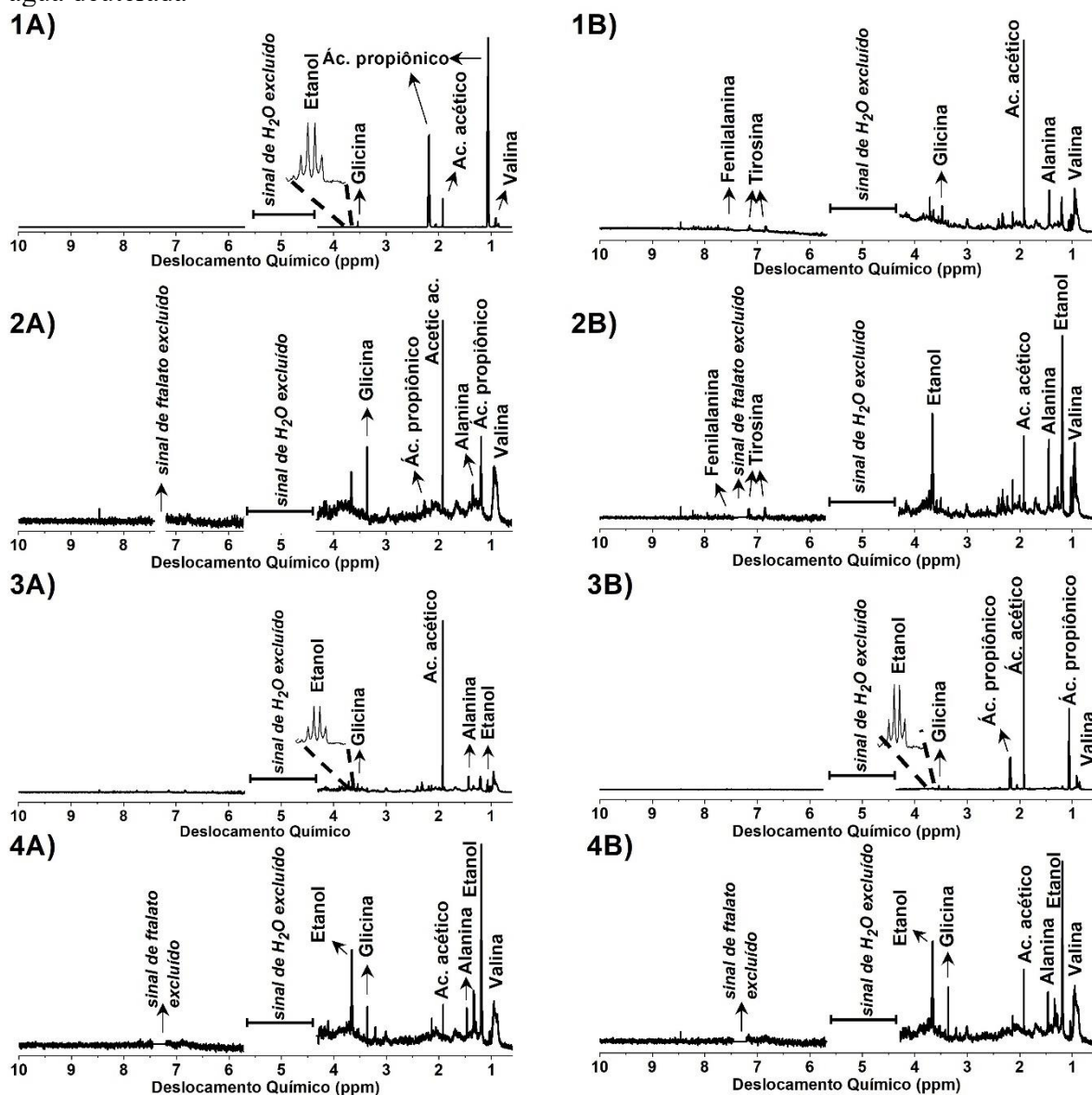
Um estudo anterior conduzido por Barua e Kalamdhad (2017) relatou que o aguapé sem pré-tratamento requer 32 dias para hidrolisar, enquanto o aguapé pré-tratado produz biogás em 14 dias. Mönch-Tegeder, Lemmer e Oechsner (2014) sugere que o pré-tratamento do aguapé pode reduzir significativamente a viscosidade da matéria-prima, permitindo uma mistura mais eficiente, favorecendo o aumento da produção de biogás.

5.2.7 RMN do Digestato

A espectroscopia de RMN foi utilizada para caracterizar as composições orgânicas de amostras antes e depois de cada etapa do estudo. Para efeito de melhor entendimento, as amostras em questão serão tratadas como pontos, sendo: 1A - início da Etapa 1; 1B – final da Etapa 1; 2A – início da Etapa 2; 2B – final da Etapa 2; 3A – início da Etapa 3; 3B – final da Etapa 3; 4A – início da Etapa 4; 4B – final da Etapa 4.

Os dados dos componentes identificados foram comparados aos dados existentes em bancos de dados de acesso aberto (www.hmdb.ca) e relatórios da literatura (Alves Filho *et al.*, 2015; Alves Filho; Silva; Ferreira, 2015). A Figura 24 apresenta o espectro de RMN de ¹H (δ 0,6 a 10,0) das amostras supracitadas. As estruturas dos compostos, deslocamentos químicos de ¹H e ¹³C, multiplicidade e acoplamento constante são descritos na Tabela 11.

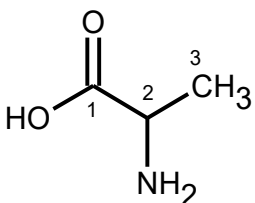
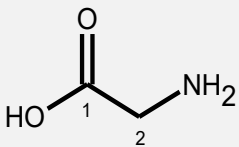
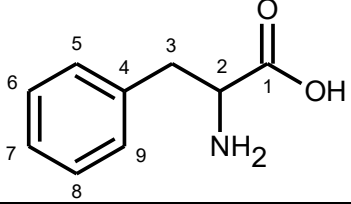
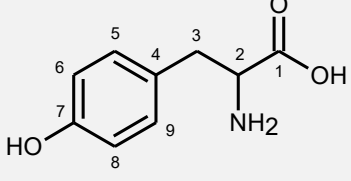
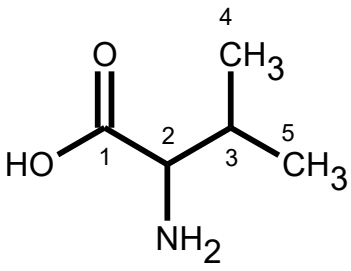
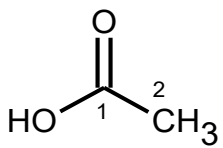
Figura 24 - Espectros de RMN de ^1H de diferentes amostras de biodigestão solubilizadas em água deuterada

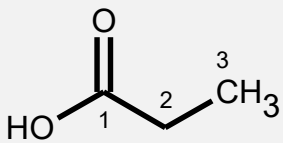
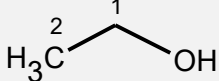


Fonte: Autora (2024).

Legenda: 1) Etapa 1- antes (A) e depois (B) da biodigestão; 2) Etapa 2 - antes (A) e depois (B) da biodigestão; 3) Etapa 3 - antes (A) e depois (B) da biodigestão; 4) Etapa 4 - antes (A) e depois (B) da biodigestão

Tabela 11 - Compostos orgânicos identificados nas amostras de digestato do estudo

COMPOSTOS/ESTRUTURA	$\Delta^1\text{H}$ (MULTIP. *, J IN HZ)	$\Delta^{13}\text{C}$	REF. ^1H	REF. ^{13}C
AMINOÁCIDOS				
ALANINA 	3 – 1.33 (d 7.2) 2 – 3.89 (o)	17.9 53.1	1.52 (d 7.30) 3.90 (q 7.30)	19.1 53.4
GLICINA 	2 - 3.58 (s)	44.9	3.55 (s)	44.3
FENILALANINA 	5.9 – 7.33 (m) 6.8 – 7.43 (m) 7 – 7.38 (m)	132.5 132.4 130.8	7.32 (d 6.98) 7.42 (m) 7.37 (m)	132.1 131.8 130.4
TIROSINA 	6.8 – 6.92 (m) 5.9 – 7.53 (m)	119.3 133.6	6.89 (m) 7.19 (m)	118.9 133.5
VALINA 	2 – 3.62 (o) 3 – 2.16 (o) 4 – 0.91 (d 7.0) 5 – 0.91 (d 7.0)	O 20.2 21.7 21.7	3.82 (d 4.4) 2.33 (m) 1.02 (d 7.1) 1.06 (d 7.1)	n 32.0 19.1 20.9
ÁCIDOS ORGÂNICOS				
ACÉTICO 	1 – no 2 – 1.93 (s)	176.9 22.4	no 2.08 (s)	184.1 26.0

PROPIÔNICO 	1 –	180.8	2.17 (q 7.6)	179.5
	2 – 2.18 (q 7.6)	27.6	1.04 (t 7.6)	29.0
	3 – 1.20 (t 7.6)	9.0		9.3
OUTROS COMPOSTOS				
ETANOL 	1 – 3.65 (o)	54.5	3.64 (q 7.08)	60.3
	2 – 1.16 (t 7.20)	21.2	1.17 (t 7.08)	19.6

Fonte: Autora (2024).

Nota: s – simples; d – duplo; t – triplo; q – quádruplo; quin – quántuplo; dd – duplo duplo; dt – duplo triplo; o – sinal sobreposto; n – sem informação; no – não observado.

Conforme ilustrado na Figura 24, a composição orgânica apresentou determinada variação antes e após cada etapa da biodigestão, principalmente relacionada a aminoácidos e ácidos orgânicos. Os aminoácidos fenilalanina e tirosina estão presentes nos pontos 1B e 2B, ambos posteriores das etapas 1 e 2, respectivamente. Os pontos 1A e 3B não apresentaram alanina em sua composição e o ponto 1B e 2A apresentaram etanol em sua composição. Apenas o ponto 2B não apresentou glicina em sua composição. O ácido acético estava presente em todos os pontos considerados e o ácido propiônico estava presente apenas nos pontos 1A, 2A e 3B.

O processo de biodigestão apresenta, na hidrólise, a capacidade de converter compostos complexos em substâncias mais simples. De acordo com Amaral, Steinmetz e Kunz (2019), a hidrólise de proteínas e lipídios pode demorar alguns dias até ocorrer e quando envolve material lignocelulósico, esse processo muitas vezes ocorre de maneira incompleta, o que pode justificar a presença de aminoácidos em quase todas as etapas do estudo, considerando que a alimentação do biodigestor foi em regime semicontínuo, ocorrendo 5 vezes por semana, o material complexo estava sempre em processo de conversão. Conforme Wang, Peng e Su (2013), os intermediários e substratos como peptonas, pequenos peptídeos, aminoácidos e outros subprodutos de acúmulo estão presentes durante todo o processo.

Os ácidos propiônico e acético são considerados AGV, pois apresentam cadeia curta (1 a 5 átomos de carbono em suas moléculas) e estão presentes como substratos para as bactérias anaeróbias e facultativas na fase da acidogênese, além do etanol e outros compostos (Amaral; Steinmetz; Kunz, 2019). O ácido acético estava presente em todos os pontos analisados, de acordo com a análise de RMN, o que corrobora com a afirmação feita por Chernicharo (1997), de que o ácido acético é o substrato precursor da formação de cerca de

72% do metano formado e, juntamente com o ácido propiônico, produzem em torno de 85% do metano em um sistema anaeróbio.

O ácido propiônico estava presente no início da biodigestão no ponto 1A, sendo determinado posteriormente nos pontos 2A e 3B, em concentrações menores, além do etanol, que estava ausente apenas nos pontos 1B e 2A. Os ácidos propiônico e acético estão naturalmente presentes em amostras de biodigestão. De acordo com Neri *et al.* (2023), quanto maior a relação entre a quantidade de ácido acético e ácido propiônico no processo, melhor será a sua estabilidade. O ácido propiônico é considerado tóxico, se exceder 900 mg/L (Balasundaram *et al.*, 2022) e um acúmulo de ácido propiônico no meio reacional pode indicar falha ou inibição do sistema (Weinrich; Nelles, 2021). Desse modo, diante desse parâmetro, sugere-se que o sistema apresentou estabilidade favorável.

Apenas o ácido acético, além do hidrogênio e gás carbônico, são substratos utilizados diretamente pelas arqueas metanogênicas para a produção de metano. O ácido propiônico e etanol são substratos para a produção de acetato em meio anaeróbio, sendo essas reações termodinamicamente desfavoráveis ($\Delta G > 0$), no entanto pode ocorrer um deslocamento da reação de conversão na direção do produto (acetato), a depender da pressão parcial exercida pelo gás hidrogênio (H_2). Caso o hidrogênio não esteja sendo consumido pelas arqueas metanogênicas consumidoras de hidrogênio, o gás pode exercer uma pressão maior que 10^{-4} atm, interferindo na degradação de propionato e etanol (Chernicharo, 1997).

A Tabela 12 descreve os resultados quantitativos dos compostos orgânicos determinados por RMN nas amostras de digestato.

Tabela 12 - Concentrações (mg/100 mg) dos compostos orgânicos em extratos aquosos nos pontos coletados de digestato, durante as etapas do estudo

Amostras	1A	1B	2A	2B	3A	3B	4A	4B
<i>Fenilalanina</i>	-	0.0622 ^a ± 0.0039	-	0.0697 ^a ± 0.0134	-	-	-	-
<i>Tirosina</i>	-	0.2129 ^a ± 0.0055	-	0.0793 ^b ± 0.0098	-	-	-	-
<i>Etanol</i>	0.0410 ^b ± 0.0010	-	-	0.0749 ^a ± 0.0009	0.0081 ^d ± 0.0011	0.0122 ^c ± 0.0007	0.0056 ^c ± 0.0009	0.0042 ^f ± 0.0007
<i>Glicina</i>	1.3147 ^a ± 0.0053	0.0256 ^c ± 0.0021	0.0319 ^d ± 0.0023	-	0.0135 ^f ± 0.0171	0.0131 ^f ± 0.0023	0.0579 ^b ± 0.0048	0.0496 ^c ± 0.0030
<i>Ácido propiônico</i>	29.5136 ^a ± 0.0164	-	0.0212 ^c ± 0.0009	-	-	0.4533 ^b ± 0.0036	-	-
<i>Ácido acético</i>	1.7830 ^a ± 0.0029	0.1019 ^c ± 0.0013	0.2082 ^b ± 0.0014	0.0169 ^c ± 0.0007	0.0095 ^f ± 0.0006	0.5617 ^d ± 0.0125	0.0089 ^{f,g} ± 0.0008	0.0078 ^g ± 0.0007
<i>Alanina</i>	-	0.0643 ^b ± 0.0013	0.0735 ^a ± 0.0016	0.0517 ^c ± 0.0016	0.0040 ^f ± 0.0006	-	0.0192 ^d ± 0.0007	0.0105 ^e ± 0.0014
<i>Valina</i>	2.7129 ^a ± 0.0277	0.0260 ^c ± 0.0013	0.0187 ^f ± 0.0035	0.0115 ^g ± 0.0008	-	0.1884 ^b ± 0.0043	0.0371 ^c ± 0.0015	0.0287 ^d ± 0.0020

Fonte: Autora (2024).

Nota: Na mesma linha: letras iguais indicam que os valores são estatisticamente iguais e letras diferentes indicam que os valores são estatisticamente diferentes.

A maior parte dos compostos identificados nos pontos coletados apresentaram valores com diferença estatisticamente significativa ($\alpha=0,05$). A quantificação de glicina nos pontos 3A e 3B e de fenilalanina, nos pontos 1B e 2B, não apresentaram diferença significativa. A quantificação de ácido acético não apresentou diferença significativa nos pontos 3A e 4A, bem como nos pontos 4A e 4B, os quais apresentaram valores menores quando comparados aos pontos das fases mais iniciais (1A, 1B, 2A e 2B). Vale ressaltar que esses valores menores nos pontos das Etapas 3 e 4, com exceção do ponto 3B, podem indicar que o consumo desses substratos pelo consórcio microbiano estava mais acelerado em relação às fases iniciais, pela adaptação dos microrganismos.

As variações observadas na quantificação de compostos orgânicos presentes no digestato, por RMN, provavelmente foram influenciadas pelo regime semicontínuo e pela variação na composição nutricional dos substratos, que eram coletados em momentos diferentes, aliado ainda a alimentação diária do biodigestor. Referências da literatura sobre a avaliação de digestato oriundo da digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, bem como de lodo gerado nesses sistemas, por RMN, são escassas quanto a esse tipo de caracterização, de modo que o presente trabalho pode contribuir com pesquisas e estudos futuros que envolvam a utilização da técnica.

Os aminoácidos estão presentes na acidogênese, ou seja, quando já ocorreu a quebra das proteínas. Esses compostos são substratos para a formação dos ácidos graxos voláteis, hidrogênio e gás carbônico (Ninasivinha, 2023). De acordo com Bulkowska *et al.* (2015), as proteínas apresentam taxa de degradação menor que a dos carboidratos e lipídeos, em razão das suas estruturas complexas, o que justifica a presença de aminoácidos em todos os pontos analisados.

5.2.8 Análise Estatística dos Dados do Digestato

A análise de PLS-DA é um método de classificação multivariada supervisionada, que se utiliza de informações pertencentes a todas as classes envolvidas a fim de construir modelos de classificação supervisionada (Neves; Poppi; Breitzkreitz, 2022). Os grupos amostrais de interesse a serem classificados pelo método foram as diferentes etapas do estudo, que após serem correlacionadas com os valores experimentais ou parâmetros físico-químicos obtidos, permitiram a separação das etapas em classes.

A análise estatística multivariada supervisionada pelo PLS-DA foi desenvolvida para investigar a correlação existente e a variabilidade do pH, DQO, COT, ST, SV, Alcalinidade, AGV, Amônia, NTK, volume de biogás (m^3) e rendimento de metano (Nm^3/kg SV) em amostras coletadas semanalmente durante todo o experimento, em todas as etapas do estudo de forma individualizada. A definição do número de LV está correlacionada a captura de maior variância dos dados com erro mínimo. Os parâmetros para avaliação da qualidade do modelo, de acordo com o método de Venetian Blinds, estão expressos na Tabela 13.

Tabela 13 - Parâmetros estatísticos para seleção de variáveis latentes no modelo PLS-DA com validação cruzada (*Venetian Blinds*)

PARÂMETROS	MODELO
SELEÇÃO DO NÚMERO DE LV	4
% DA VARIÂNCIA CAPTURADA ^A	86.85
RMSEC ^B	0.22
RMSECV ^C	0.25
RMSEC / RMSECV ^D	0.88
BIAS ^E	-8.33×10^{-17}
CV BIAS ^F	8.17×10^{-3}

Fonte: Autora (2024).

Legenda: ^A Percentual de variação capturada na matriz X; ^B Raiz quadrada do erro médio quadrático de calibração; ^C Raiz quadrada do erro médio quadrático da validação cruzada; ^D Critério de similaridade; ^E Diferença média entre a estimativa do modelo e o valor real durante a calibração; ^F Diferença média entre a estimativa do modelo e o valor real durante a validação cruzada.

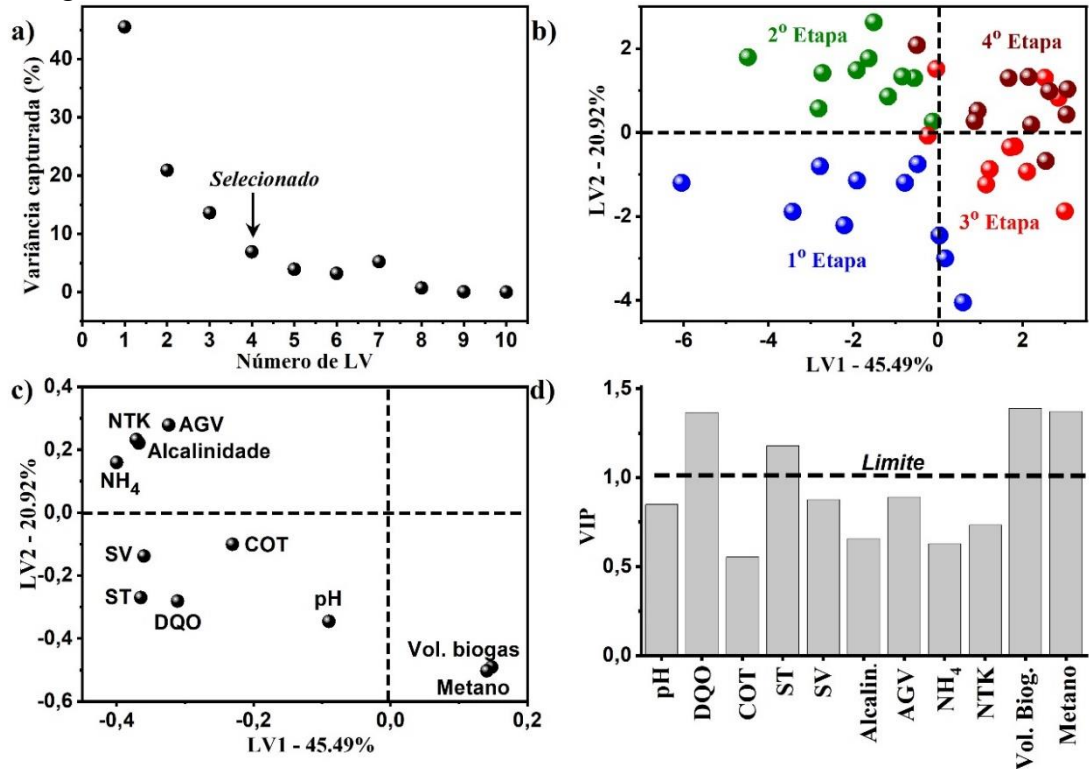
De acordo com os dados da Tabela 13, o modelo foi melhor ajustado com 4 variáveis latentes (LV), sendo possível capturar uma variância de 86,85% dos dados analisados, apresentando um índice de similaridade (RMSEC/RMSECV) de 0,88, medida indicativa do quão bem o modelo consegue discriminar as diferentes classes de amostra, com valores desejáveis acima de 0,75 (Freitas *et al.*, 2018).

O modelo também apresentou baixos valores de Bias e CV Bias (viés de calibração e viés de validação cruzada), os quais indicam a distorção do modelo (tendência a erro sistemático). Os valores encontrados para os parâmetros estatísticos elencados acima corroboram com uma grande capacidade de classificação desse modelo (Carvalho *et al.*, 2020).

A Figura 25a apresenta a variância capturada de acordo com o número selecionado de variáveis latentes (do inglês - *latent variables* (LV)) para modelagem de classificação. A Figura 25b apresenta o gráfico de escores LV1 $\times$ LV2 com a Etapa 1 em azul, Etapa 2 em verde, Etapa 3 em vermelho e a Etapa 4 em cor marrom. A Figura 25c apresenta o gráfico de pesos por LV1 $\times$ LV2, e a Figura 25d apresenta os resultados do VIP (Importância de Variáveis na

Projeção), parâmetro importante na confirmação das variáveis preditoras relevantes para construção do modelo PLS-DA que deve apresentar, convencionalmente, valor maior ou igual a 1 (Xu *et al.*, 2024).

Figura 25 - Resultados do PLS-DA da classificação das amostras de acordo com o estágio de biodigestão



Fonte: Autora (2024).

Legendas: a) variância capturada de acordo com o número de LV; b) sistema de coordenadas de escores (LV1 × LV2) com a 1ª etapa (azul), 2ª etapa (verde), 3ª etapa (vermelho) e 4ª etapa (marrom); c) pesos LV1 x LV2; e d) análise VIP.

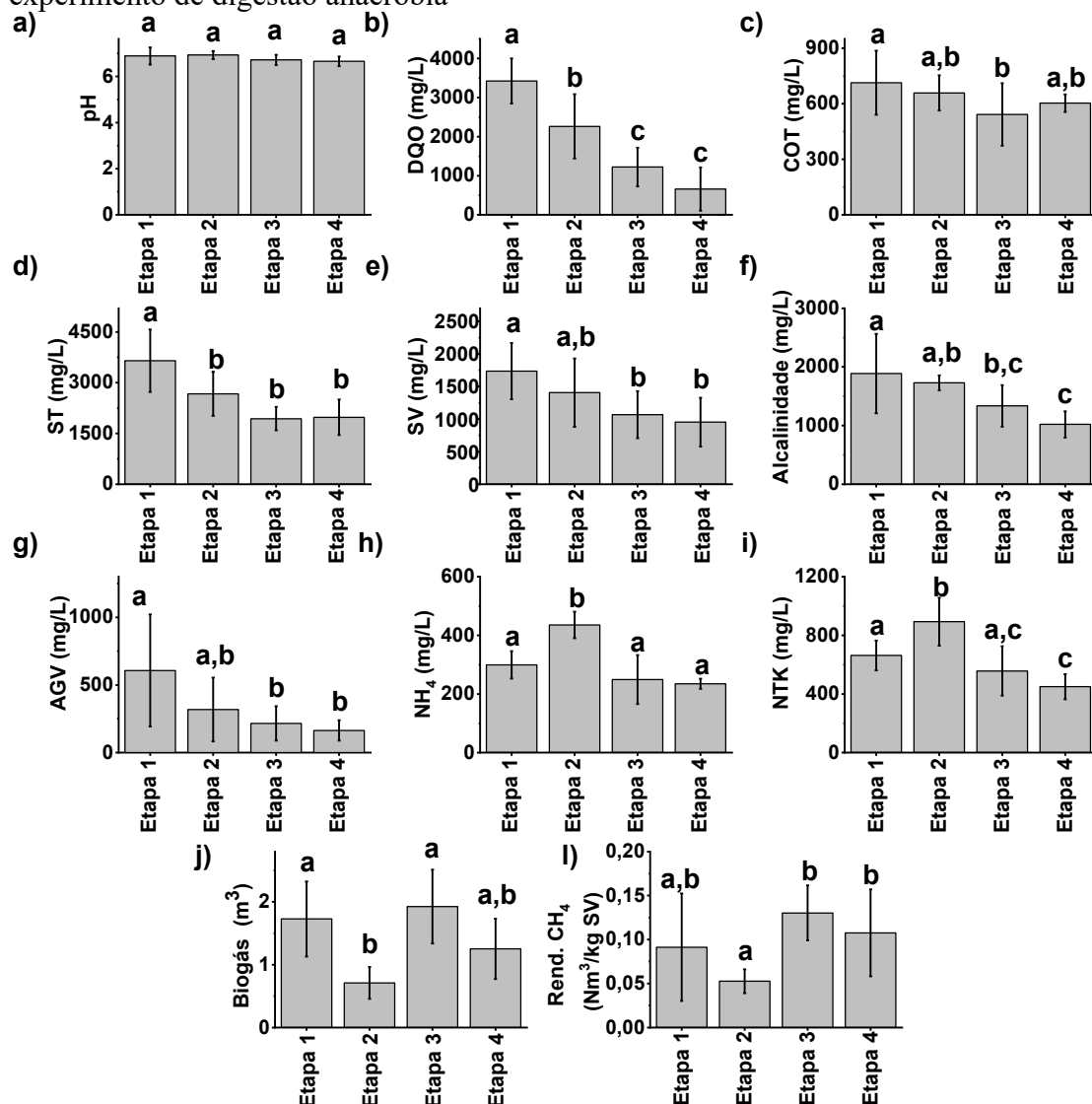
Conforme ilustrado na Figura 25b, foram detectadas tendências claras de agrupamento de amostras no gráfico de escores, com as amostras coletadas durante as duas primeiras etapas de biodigestão (Etapas 1 e 2) agrupadas em escores negativos de LV1, e as amostras coletadas nos dois últimos estágios de biodigestão (Etapas 3 e 4) agrupadas em escores positivos de LV1.

De acordo com o gráfico de pesos (Figura 25c), as amostras coletadas durante as duas primeiras etapas da biodigestão (Etapas 1 e 2) apresentaram tendência a ter altos valores de pH, DQO, COT, ST, SV, alcalinidade, AGV, amônio (NH₄⁺) e NTK. Por outro lado, as amostras coletadas durante as duas últimas etapas da biodigestão (Etapas 3 e 4) apresentaram tendência a ter altos valores de volumes de biogás e metano. Em particular, o eixo LV2 evidenciou que, comparando os dois últimos estágios de biodigestão, as amostras da Etapa 3

apresentaram volumes mais altos de biogás e metano do que as amostras da Etapa 4. Além disso, o resultado VIP mostra que as variações da DQO, ST e volumes de biogás e metano são as correlações mais relevantes entre os parâmetros físico-químicos medidos.

A ANOVA e o teste de Tukey foram utilizados para avaliar as diferenças existentes nas variáveis utilizadas para análise multivariada, e se são significativas ($\alpha = 0,05$). Os gráficos com ANOVA e teste de Tukey para comparação de médias, para os valores de pH (a), as concentrações (mg/L) de DQO (b), COT (c), ST (d), SV (e), alcalinidade (f), AGV (g), amônia (NH_4) (h), NTK (i); volumes (m^3) de biogás (j) e rendimento de metano ($\text{Nm}^3/\text{kg SV}$) (l), em amostras coletadas ao longo das etapas estudadas na biodigestão e as incertezas combinadas no topo das barras foram baseadas no desvio padrão das réplicas de amostragem estão na Figura 26.

Figura 26 – Análise de Variância dos dados de saída do digestato analisado durante o experimento de digestão anaeróbia



Fonte: Autora (2024).

Legendas: (a) - Variações de pH; (b) - DQO (mg/L); (c) – COT (mg/L); (d) - ST (mg/L); (e) – SV (mg/L); (f) – alcalinidade (mg/L); (g), AGV (mg/L); (h) amônia (mg/L); (i) – NTK (mg/L); (j) - volumes de biogás (m³); (l) - metano (m³).

Nota: As letras sobrepostas nas barras de concentrações representam igualdade (mesma letra) ou diferença (letras diferentes) entre as amostras de biodigestão.

De acordo com a análise de variância, apenas os valores de pH não apresentaram diferenças significativas entre as quatro etapas. Os demais parâmetros apresentaram diferenças estatisticamente significativas.

Para análise de DQO no digestato, as médias das etapas 1 e 2 se diferiram entre si e das demais, no entanto, as etapas 3 e 4 não apresentaram diferença significativa entre si e apresentaram valores menores de DQO no digestato. Para os resultados de COT no digestato, apenas as etapas 1 e 3 apresentaram diferenças significativas entre si. As demais etapas não apresentaram diferenças significativas.

Para os valores de ST e SV no digestato, as etapas 2, 3 e 4 não apresentaram diferenças significativas entre si, no entanto, todas se diferenciaram significativamente da Etapa 1. Para sólidos voláteis, no entanto, as médias das etapas 3 e 4 foram estatisticamente iguais, diferenciando-se significativamente da Etapa 1. A Etapa 2 não se diferiu significativamente das demais etapas.

A redução nas quantidades de AGV e a menor variabilidade dos dados ao longo das etapas do experimento podem ser atribuídas à manutenção da carga orgânica, durante as 3 últimas etapas do experimento, o que pode ter contribuído com a estabilização na concentração de ácidos presente, mesmo operando sob o regime semicontínuo, atrelado a maior eficiência dos microrganismos em degradar a matéria orgânica, pela adaptação (Silva *et al.* 2014).

Com a manutenção da COV, a maior estabilidade e consequente melhoria no desempenho do biodigestor, os AGV estavam sendo consumidos rapidamente, a medida em que eram formados, causando essa diminuição ao longo das etapas. As etapas 2, 3 e 4, todas em que ocorreram a codigestão, não tiveram diferenças estatísticas significativas entre si. Apenas a Etapa 2 não apresentou diferença significativa da Etapa 1. Para os dados de alcalinidade, a Etapa 1 apresentou diferença significativa das etapas 3 e 4. A Etapa 2 foi significativamente diferente apenas da Etapa 4.

Para as determinações de NH₄⁺ e NTK, observa-se que na Etapa 2, obteve-se maiores valores, os quais se diferenciaram significativamente das demais etapas. Na Etapa 2, como foi utilizado aguapé não-tratado em codigestão com restos e sobras de alimentos, a quebra de materiais complexos como celulose, hemicelulose e lignina levam mais tempo para ocorrer (Daniel *et al.*, 2023), o que pode ter ocasionado acúmulo de nitrogênio no reator devido a menor

atividade microbiana na conversão dessa fração nitrogenada em amônia, sendo a contribuição mais significativa referente ao nitrogênio orgânico, conforme mencionado no item 5.2.5 (Figura 23). A Etapa 3 não apresentou diferença significativa das etapas 1 e 4 quanto ao teor de NH_4^+ e NTK, ao passo que a Etapa 4 diferiu significativamente da Etapa 1.

Para a produção em volume de biogás, as amostras apresentaram diferenças significativas entre as etapas 1 e 2, 3 e 2, sendo que a Etapa 4 não apresentou diferença significativa com as demais etapas. Para o rendimento de metano, as etapas 1, 3 e 4 não se diferiram estatisticamente de forma significativa. A Etapa 1 não se diferiu estatisticamente da Etapa 2, no entanto, as etapas 3 e 4 juntas, se diferiram da Etapa 2.

Com base nesses resultados, a Etapa 4 pode ser considerada mais vantajosa, pois apresentou produção de biogás e metano que não diferiram significativamente da Etapa 3, a qual apresentou maior volume absoluto de biogás e rendimento de metano, além da vantagem de não exigir pré-tratamento de 100% do material lignocelulósico, otimizando o processo no que diz respeito a economia de energia para secagem da massa vegetal utilizada, além disso, a Etapa 4 apresentou maiores remoções de matéria orgânica, quanto a DQO e SV.

5.3 Avaliação do Biodigestor Quanto ao Lodo de Fundo

5.3.1 Análise de Metais no Lodo de Fundo

Nas análises do lodo de fundo, foi detectada a presença de alguns metais, os quais variaram qualitativamente e quantitativamente entre as coletas, como é o caso dos metais cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), zinco (Zn) e alumínio (Al). Essas características provavelmente estão interligadas à natureza do co-substrato aguapé, por apresentarem a capacidade de reter metais nas partes da planta, conforme a literatura registra, com relato da presença de metais pesados como chumbo, níquel, cobre, cádmio e cromo, em quantidades semelhantes às raízes, também nas folhas (Kwenda; Nhiwatiwa; Gumindoga, 2023). Além disso, a sazonalidade e as alterações ocorridas no ambiente aquático também podem ter influenciado a qualidade e quantidade de metais pesados adsorvidos na planta (Sígolo; Pinheiro, 2010).

Foram selecionadas e analisadas seis amostras relativas a algumas das descargas periódicas de lodo de fundo realizadas no biodigestor, para melhoria da produção de metano, visto que com o acúmulo do lodo, a produção de metano apresentava tendência a diminuir. Todos os resultados apresentaram valores abaixo do que é recomendado pela Resolução CONAMA 498/2020, a qual determina os valores máximos de metais permitidos no biossólido

(Brasil, 2020), para as classes I e II, para uso em solo. As amostras coletadas apresentaram os resultados para metais (mg/kg ST do biossólido) e os metais sódio e potássio (mg/L) de acordo com a Tabela 14.

Tabela 14 – Valores médios determinados de metais no lodo de fundo do biodigestor anaeróbio utilizado no estudo (g/kg ST do biossólido)

	Al (g/kg ST)	Ba (g/kg ST)	Cd (g/kg ST)	Cr (g/kg ST)	Cu (g/kg ST)	Fe (g/kg ST)	Mn (g/kg ST)	Mo (g/kg ST)	Pb (g/kg ST)	Se (g/kg ST)	V (g/kg ST)	Zn (g/kg ST)	Na (mg/L)	K (mg/L)
08/08/22	0,0308 ± 0,000	0,0035± 0,000	<LD	<LD	0,0003± 0,000	0,0206± 0,000	0,0002± 0,000	3×10 ⁻⁵ ± 0,000	<LD	<LD	8×10 ⁻⁵ ± 0,000	0,0034± 0,000	0,0500± 0,011	0,0069± 0,002
16/09/22	0,0768± 0,004	0,005± 0,002	<LD	<LD	0,0006± 1×10 ⁻⁵	0,0453± 0,007	0,0012± 4×10 ⁻⁵	8×10 ⁻⁵ ±0,000	<LD	<LD	<LD	0,0125± 0,001	0,0612± 0,018	0,0224± 0,006
20/10/22	0,0264± 7×10 ⁻⁴	<LD	<LD	8×10 ⁻⁴ ±2×10 ⁻⁴	6×10 ⁻⁴ ±5×10 ⁻⁵	0,0286± 0,001	0,0011± 0,000	7×10 ⁻⁵ ±0,000	<LD	<LD	<LD	0,0057± 7×10 ⁻⁵	0,0252± 0,001	0,0353± 0,000
16/12/22	0,0269± 5×10 ⁻⁴	<LD	<LD	0,0016± 3×10 ⁻⁴	7×10 ⁻⁴ ±0,000	0,0257± 0,001	0,0014± 0,000	0,0001± 0,000	<LD	0,0003± 0,000	<LD	0,0046± 3×10 ⁻⁴	0,0087± 0,004	0,0324± 0,006
31/01/23	0,0046± 0,000	<LD	<LD	0,0011± 0,000	<LD	0,0030± 0,000	0,0010± 9×10 ⁻⁴	<LD	<LD	<LD	<LD	0,0012± 3×10 ⁻⁴	0,0100± 0,001	0,0359± 0,004
27/03/23	<LD	<LD	<LD	5×10 ⁻⁴ ±0,000	<LD	<LD	0,0002± 7×10 ⁻⁵	<LD	<LD	<LD	<LD	0,0002± 0,000	0,0235± 0,009	0,0146± 0,000

Fonte: Autora (2024).

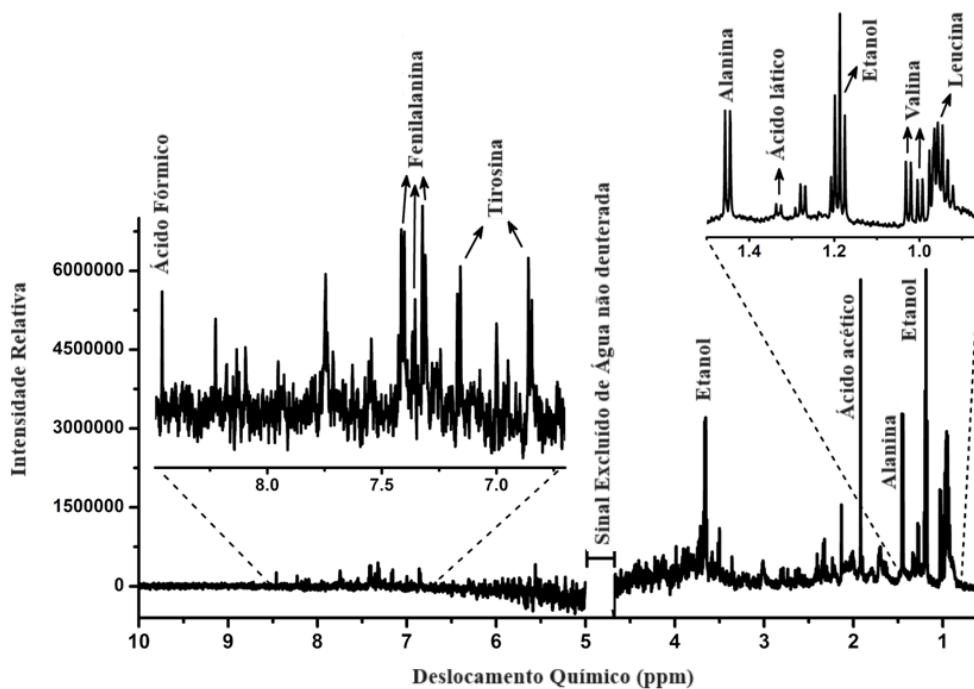
Legenda: <LD – menor que o limite de detecção do método. Metais: Al – alumínio; Ba – bário; Cd – cádmio; Cr – cromo; Cu – cobre; Fe – ferro; Mn – manganês; Mo – molibdênio; Pb – chumbo; Se – selênio; V – vanádio; Zn – zinco; Na – sódio; K - potássio

5.3.2 RMN do Lodo de Fundo

Foi realizada análise de RMN em apenas uma amostra das que foram coletadas, do lodo de fundo, referente à amostra coletada na data do dia 30/01/2023 (Machado *et al.*, 2024). Os dados dos componentes identificados foram comparados aos dados existentes em bancos de dados de acesso aberto (www.hmdb.ca) e relatórios da literatura (Alves Filho *et al.*, 2015; Alves Filho; Silva; Ferreira, 2015).

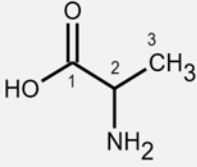
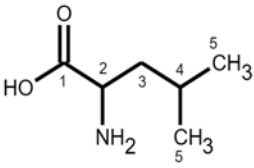
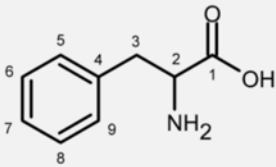
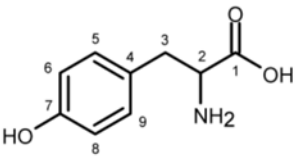
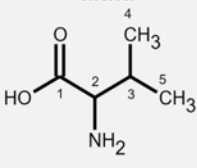
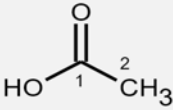
A amostra apresentou o espectro de RMN do ^1H conforme a Figura 27. As estruturas dos compostos, deslocamentos químicos de ^1H e ^{13}C , multiplicidade e acoplamento constante são descritos na Tabela 15.

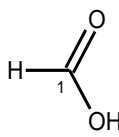
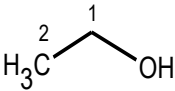
Figura 27 - Espectro de RMN de ^1H do Lodo de Fundo



Fonte: Machado *et al.* (2024).

Tabela 15 - Compostos orgânicos identificados na amostra de lodo de fundo.

<i>Compostos / Estrutura</i>	δ^1H (multip. *, J em Hz)	$\delta^{13}C$	<i>Ref.</i> ^1H	<i>Ref.</i> ^{13}C
AMINOÁCIDOS				
<i>Alanina</i> 	3 – 1.33 (<i>d</i> 7.2) 2 – 3.89 (<i>o</i>)	17.9 53.1	1.52 (<i>d</i> 7.30) 3.90 (<i>q</i> 7.30)	19.1 53.4
<i>Leucina</i> 	2 – <i>o</i> 3 – <i>o</i> 4 – <i>o</i> 5 – 0.97 (<i>t</i> 6.4)	53.8 42.5 27.4 24.0	3.74 1.70 1.71 0.96 (<i>t</i> 6.6)	56.2 42.6 26.8 24.8
<i>Fenilalanina</i> 	5.9 – 7.33 (<i>m</i>) 6.8 – 7.43 (<i>m</i>) 7 – 7.38 (<i>m</i>)	132.5 132.4 130.8	7.32 (<i>d</i> 6.98) 7.42 (<i>m</i>) 7.37 (<i>m</i>)	132.1 131.8 130.4
<i>Tirosina</i> 	6.8 – 6.92 (<i>m</i>) 5.9 – 7.53 (<i>m</i>)	119.3 133.6	6.89 (<i>m</i>) 7.19 (<i>m</i>)	118.9 133.5
<i>Valina</i> 	2 – 3.62 (<i>o</i>) 3 – 2.16 (<i>o</i>) 4 – 0.91 (<i>d</i> 7.0) 5 – 0.91 (<i>d</i> 7.0)	<i>o</i> 20.2 21.7 21.7	3.82 (<i>d</i> 4.4) 2.33 (<i>m</i>) 1.02 (<i>d</i> 7.1) 1.06 (<i>d</i> 7.1)	<i>n</i> 32.0 19.1 20.9
ÁCIDOS ORGÂNICOS				
<i>Acetico</i> 	1 – <i>no</i> 2 – 1.93 (<i>s</i>)	176.9 22.4	<i>no</i> 2.08 (<i>s</i>)	184.1 26.0

<i>Fórmico</i> 	1 – 8.46 (s)	No	8.46 (s)	173.9
OUTROS COMPOSTOS				
<i>Etanol</i> 	1 – 3.65 (o) 2 – 1.16 (t 7.20)	54.5 21.2	3.64 (q 7.08) 1.17 (t 7.08)	60.3 19.6

Fonte: Machado *et al.* (2024).
Legenda: s – *simpleto*; d – *duplete*; t – *tripleto*; q – *quadrupleto*; quin – *quinteto*; dd – *dd – duplo, duplo*; dt – *duplo triplo*; o – *sinal sobreposto*; n – *sem informação*; no – *não observado*.

De acordo com os espectros de RMN, a composição do lodo de fundo é basicamente de ácidos orgânicos, aminoácidos e etanol. Os resultados quantitativos são mostrados na Tabela 16.

Tabela 16 - Concentrações (mg/100mg) de compostos orgânicos em extrato aquoso de amostra de lodo

<i>Compostos</i>	<i>Lodo</i>
Fenilalanina	0.0780 ± 0.0059
Tirosina	0.0940 ± 0.0030
Etanol	0.0073 ± 0.0009
Ácido acético	0.0171 ± 0.0016
Alanina	0.0338 ± 0.0015
Valina	0.0013 ± 0.0004

Fonte: Machado *et al.* (2024).

Dos compostos identificados por RMN, não foi possível quantificar os compostos de ácido fórmico, ácido láctico e a leucina, que apresentaram sinal no espectro do lodo de fundo. Vale ressaltar que esses compostos não foram detectados nas amostras de digestato, apenas na amostra de lodo analisado.

A presença desses compostos apenas no lodo de fundo pode representar características a serem elucidadas em estudos futuros. A literatura não fornece informações precisas, no entanto, Leitão (2018) relatou a presença de ácido láctico em lodo de inóculo pré-tratado a 95°C, a qual o autor atribui à redução de H₂, por vias metabólicas, produzindo esse ácido.

Todos os compostos identificados na análise de RMN são considerados intermediários do processo de digestão anaeróbia, e devido ao regime semicontínuo adotado no presente estudo, esses compostos podem ser eliminados a partir do lodo antes de serem degradados completamente para obtenção de CH₄ e CO₂. De qualquer modo, os resultados aqui

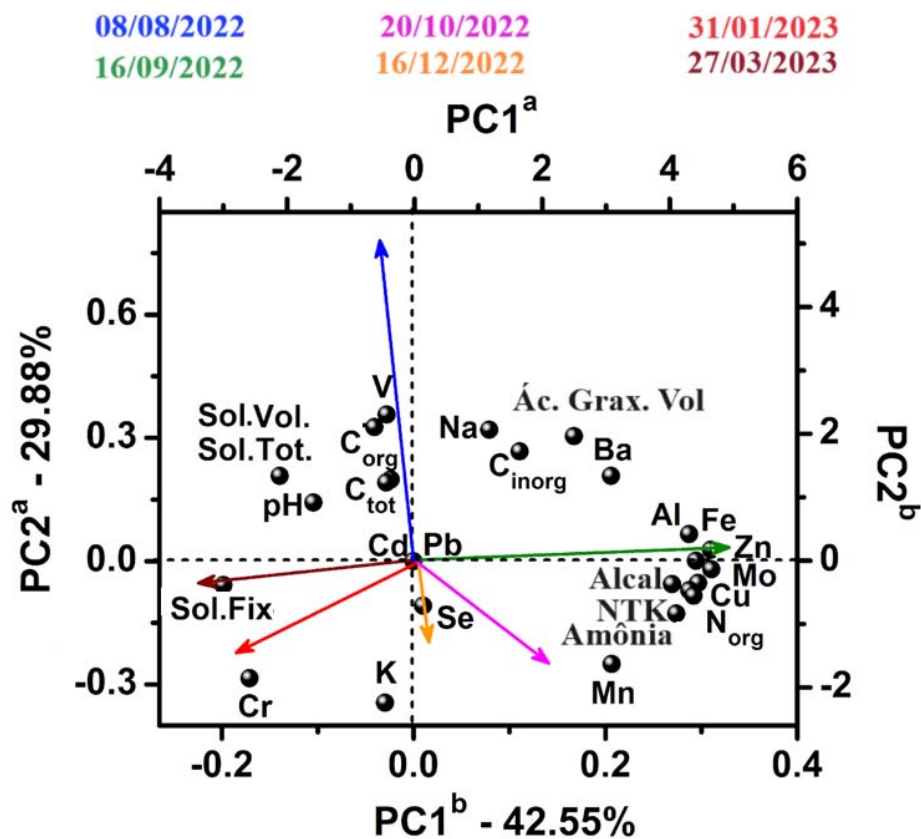
apresentados abrem margem a estudos e questionamentos futuros em sistemas de digestão anaeróbia em regime semicontínuo, quanto à composição orgânica.

5.3.3 Análise Estatística Multivariada do Lodo de Fundo

Os resultados obtidos das análises de pH, ST, SV, SF, alcalinidade, AGV, NH_4 , nitrogênio orgânico, NTK, carbono inorgânico e carbono orgânico e todos os metais determinados, conforme subseção 5.3.1, foram utilizados na análise multivariada não supervisionada por PCA, a fim de correlacionar os metais encontrados com a prevalência de alguns desses valores nos diferentes momentos das coletas de lodo de fundo (Machado *et al.*, 2024).

O gráfico da análise de fusão de dados de metais e parâmetros físico-químicos, relacionada ao sistema de coordenadas $\text{PC1} \times \text{PC2}$ a partir de amostras de lodo coletadas nos 8 períodos diferentes, durante as etapas do estudo, com amostras estão discriminadas pelos vetores coloridos com referência ao período em que foram coletadas, estão na Figura 28.

Figura 28 - Gráfico biplot de PCA (escores e pesos) da análise de fusão de dados (Lodo de Fundo)



Fonte: Machado *et al.* (2024).

Legenda: “a” refere-se aos eixos dos escores com a amostras representadas por vetores a partir da origem; e “b” refere-se aos eixos das cargas com variáveis apresentadas como círculos pretos.

Para associar as etapas em operação com as datas de coleta das amostras de lodo, foi observado que a amostra coletada em 08/08/2022 corresponde à Etapa 1; as amostras coletadas em 16/09/2022 e 20/10/2022 correspondem à Etapa 2; as amostras de 16/12/2022 e 31/01/2023 estão relacionadas à Etapa 3; e, por fim, a amostra de 27/03/2023 refere-se à Etapa 4.

De acordo com as correlações mostradas na PCA, observa-se uma tendência do lodo à estabilização ao longo do tempo, com maiores relações entre a amostra inicial de 08/08/2022 com presença de ST e SV e a amostra final de 27/03/2023 com SF.

De modo geral, o lodo coletado no período inicial da biodigestão (08/08/2022) apresentou altas quantidades de ST e SV, carbono orgânico, inorgânico e total (Corg, Cinorg e Ctot), ácidos graxos voláteis, pH e os compostos vanádio (V) e sódio (Na). O lodo coletado em 20/10/2022 e, principalmente, o coletado em 16/09/2022 apresentaram também altas quantidades de ácidos graxos voláteis, bem como altas quantidades de alumínio (Al), ferro (Fe), zinco (Zn), alcalinidade, NTK, molibdênio (Mo), cobre (Cu), nitrogênio orgânico (Norg), amônia e manganês (Mn).

Vale ressaltar que, para o período de 16/09/2022 e 20/10/2022, o biodigestor estava operando na codigestão de resíduos de alimentos e aguapé não tratado, fator esse que pode ter contribuído com maior contribuição da alcalinidade.

As últimas amostras de lodo analisadas, já nas fases finais da biodigestão (31/01/2023 e 27/03/2023), apresentaram altas quantidades de SF e cromo (Cr). O lodo coletado em 16/12/2022 apresentou altas quantidades de potássio (K) e selênio (Se). Os compostos chumbo (Pb) e cádmio (Cd) não foram relevantes para a discriminação do lodo.

6 CONCLUSÃO

O estudo apresentou resultados relevantes na avaliação do potencial de produção de metano e do efeito do pré-tratamento na codigestão de restos de alimentos e aguapé (*Eichhornia crassipes*), sob as diferentes configurações testadas. A produção média de biogás variou entre as etapas, apresentando produção acumulada de biogás mais elevada para o Etapa 3 (25,61 Nm³) e mais baixa para Etapa 2 (10,97 Nm³), etapas de codigestão de resíduos de alimentos com aguapé tratado por secagem e aguapé não tratado, respectivamente.

Os percentuais de metano no biogás foram de 57,85%, 56,58%, 56,84% e 57,52%, para as etapas 1, 2, 3 e 4 respectivamente. Os rendimentos de metano nas 4 etapas foram: 0,0977 Nm³ CH₄/kg SV; 0,0538 Nm³ CH₄/kg SV; 0,1307 Nm³ CH₄/kg SV; e 0,1080 Nm³ CH₄/kg SV, nas etapas de 1 a 4, nessa ordem. As eficiências de remoção de matéria orgânica em todas as configurações de substrato/co-substrato, apresentaram valores máximos de 92 ± 5% de remoção de DQO na Etapa 4, 57 ± 24% de remoção de COT na Etapa 3 e 86 ± 6% de remoção de sólidos voláteis na Etapa 4.

Os compostos orgânicos identificados nas amostras iniciais e finais de digestato, em cada etapa, apresentaram os ácidos acético e propiônico, etanol e os aminoácidos fenilalanina, tirosina, glicina, alanina e valina, com variações qualitativas e quantitativas entre os pontos coletados, devido ao dinamismo do sistema semicontínuo.

As amostras de lodo apresentaram variações na composição, quanto aos metais, nos diferentes pontos coletados. As correlações entre os metais determinados e os parâmetros físico-químicos analisados realizadas por PCA, demonstraram tendências de maior estabilidade ao longo do tempo, bem como possível influência da sazonalidade em detecção de alguns metais, que podem ser atribuídas ao co-substrato aguapé.

Os valores de metais determinados nas amostras de lodo analisadas não excederam os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 498/2020. Foram identificados os seguintes metais pelo menos em um dos pontos de lodo de fundo coletado: alumínio, bário, cromo, cobre, ferro, manganês, molibdênio, selênio, vanádio, zinco, sódio e potássio. Os metais cádmio e chumbo não foram encontrados nas amostras, dentro do limite de detecção da técnica utilizada.

Foram detectados qualitativamente os seguintes compostos orgânicos no lodo de fundo: ácido fórmico, ácido láctico, ácido acético, leucina, fenilalanina, tirosina, alanina, valina e etanol em uma das amostras de lodo, analisada por RMN, permitindo compreender melhor a prevalência de alguns compostos e sua possível relação com a estabilidade da matéria orgânica.

No digestato, a PLS-DA permitiu separação das etapas em classes, identificação das variáveis DQO, ST, volume de biogás e rendimento de metano como as mais relevantes para classificação das etapas, de acordo com a análise de VIP. As Etapas 1 e 2 apresentaram tendências a maiores valores de ST, SV, DQO e COT e a Etapa 3 apresentou maior tendência a maiores valores de produção de biogás e rendimento de metano. A análise de PCA, aplicada ao lodo de fundo, permitiu associar a amostra coletada durante a Etapa 4 com as melhores condições de estabilidade, pela relação com os parâmetros físico-químicos como sólidos totais, sólidos voláteis e sólidos fixos.

O pré-tratamento do aguapé teve impacto positivo na produção de biogás e rendimento de metano, em codigestão com resíduos de alimentos. A Etapa 4 foi considerada mais vantajosa, por não necessitar de tratamento seco em toda a massa de aguapé que era inserida no biodigestor e não ter apresentado diferença estatística significativa da Etapa 3, que apesar de ter apresentado tendência a maiores produções de biogás e rendimento de metano, teve a massa de aguapé integralmente submetida ao tratamento por secagem. Isso resulta em maior viabilidade do sistema, considerando a economia de energia no processo de secagem.

Com base nos resultados da ANOVA, considera-se que não houve diferença estatística significativa nos rendimentos de metano entre as etapas 3 e 4, sendo que a Etapa 3 apresentou maiores valores de produção acumulada de biogás e de rendimento de metano. Além disso, a Etapa 4 destacou-se por apresentar maior eficiência de remoção de matéria orgânica, considerando a DQO e os sólidos voláteis, em comparação com as demais etapas.

REFERÊNCIAS

- ABDEL-SHAIFY, H. I.; MANSOUR, M. S. M. Solid waste issue: sources, composition, disposal, recycling, and valorization. **Egyptian Journal of Petroleum**, [s. l.], v. 7, n. 4, p. 1275- 1290, 2018.
- ABNT. **NBR 10004**: resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2020**. [S. l.]: ABRELPE, 2020. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama-2020/>. Acesso em: 06 jun. 2021.
- ABREMA. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2024**. São Paulo: ABREMA, 2024. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/panorama/>. Acesso em: 21 jul. 2024.
- ABREN. Regulação Nacional e Internacional de Waste-to-Energy. In: WASTE EXPO BRASIL, 2019, São Paulo. [Apresentação]. São Paulo: ABREN, 2019.
- ACAR, E. *et al.* Understanding data fusion within the framework of coupled matrix and tensor factorizations. **Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems**, [s. l.], v. 129, p. 53-63, 2013.
- ADHIKARI, B. K.; BARRINGTON, S. F.; MARTINEZ, J. Urban food waste generation: challenges and opportunities. **International Journal of Environment and Waste Management (IJEWM)**, [s. l.], v. 3, n. 1-2, p. 4-21, 2009.
- AGYEMAN, F. O.; TAO, W. Anaerobic co-digestion of food waste and dairy manure: Effects of food waste particle size and organic loading rate. **Journal of environmental management**, [s. l.], v. 133, p. 268-274, 2014.
- AGOSTINHO, F. *et al.* Urban solid waste plant treatment in Brazil: is there a net energy yield on the recovered materials? **Resources, Conservation and Recycling**, [s. l.], v. 73, p. 143-155, 2013.
- AKUNNA, J. C. **Anaerobic waste-wastewater treatment and biogas plants**: a practical handbook. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group, 2019.
- ALAGOZ, B. A.; YENIGÜN, O.; ERDİNÇLER, A. Ultrasound assisted biogas production from co-digestion of wastewater sludges and agricultural wastes: comparison with microwave pre-treatment. **Ultrasonics Sonochemistry**, [s. l.], v. 40, part. B, p. 193-200, 2018.
- ALI, S. S.; SUN, J. Effective thermal pretreatment of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for the enhancement of biomethanation: VIT® gene probe technology for microbial community analysis with special reference to methanogenic Archaea. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 1-14, 2019.
- ALMEIDA, S. M. C. **A coprodução em torno do prazo de extinção dos lixões**: estudo sobre um processo de tomada de decisão dentro da Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS). 2023. Dissertação (Mestrado em Política Científica e Tecnológica) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2023.

ALVES, A. C. F. **Investigação do comportamento da digestão anaeróbia de resíduos agroindustriais utilizando lixiviado de aterro sanitário como alcalinizante**. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2021.

ALVES FILHO, E. G. **Análises de compostos orgânicos não específicos no esgoto sanitário doméstico através das técnicas RMNq e HPLC-(UV/MS)-SPE-ASS-NMR**. 2014. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, 2014.

ALVES FILHO, E. G. *et al.* Non-targeted analyses of organic compounds in urban wastewater. **Magnetic Resonance in Chemistry**, [s. l.], v. 53, n. 9, p. 704-710, 2015.

ALVES FILHO, E. G.; SILVA, L. M. A.; FERREIRA, A. G. Advancements in waste water characterization through NMR spectroscopy. **Magnetic Resonance in Chemistry**, [s. l.], v. 53, n. 9, p. 648-657, 2015.

ALVES FILHO, E. G.; SILVA, L. M. A.; FERREIRA, A. G. Screening organic compounds in urban wastewater using a hyphenated system and NMR pattern recognition. **EMagRes**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 173-186, 2007.

AMARAL, A. C.; STEINMETZ, R. L.R.; KUNZ, A. O processo de biodigestão. In: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do (ed.). **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019. p. 13-26.

AMARAL, M. C. S. *et al.* Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 13, p. 38-45, 2008.

ANDRADE, M. M. M. **Parâmetros operacionais da digestão anaeróbia de resíduos de alimentos para fins energéticos**. 2018. Tese (Doutorado em Tecnologia Energéticas e Nucleares) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K. Anaerobic thermophilic digestion of manure at different ammonia loads: effect of temperature. **Water Research**, [s. l.], v. 28, n. 3, p. 727-731, 1994.

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**, [s. l.], v. 59, n. 5, p. 927-934, 2009.

ANNEPU, R. K. **Sustainable solid waste management in India**. 2012. New York: Columbia University, 2012. Master of Science in Earth Resources Engineering.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Washington, DC: APHA, 2017.

APPELS, L. *et al.* Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**, [s. l.], v. 34, n. 6, p. 755-781, 2008.

ARAÚJO, G. M.; LIMA NETO, I. E.; BECKER, H. Phosphorus dynamics in a highly polluted urban drainage channel-shallow reservoir system in the Brazilian semiarid. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [s. l.], v. 91, n. 3, p. 1-8, 2019.

ARIUNBAATAR, J. *et al.* Effect of ammoniacal nitrogen on one-stage and two-stage anaerobic digestion of food waste. **Waste Management**, [s. l.], v. 38, p. 388–398, 2015.

ASANTE, E. *et al.* Thermodynamic analysis of anaerobic digestion of Eichornia crassipes (Water Hyacinth) biomass from the Volta River basin of Ghana using fruit waste sludge as inoculum. **Chemical Thermodynamics and Thermal Analysis**, [s. l.], v. 14, p. 1-12, 2024.

AUCHTERLONIE, J.; EDEN, C-L.; SHERIDAN, C. The phytoremediation potential of water hyacinth: A case study from Hartbeespoort Dam, South Africa. **South African Journal of Chemical Engineering**, [s. l.], v. 37, p. 31-36, 2021.

BALASUNDARAM, G. *et al.* Recalcitrant compounds formation, their toxicity, and mitigation: key issues in biomass pretreatment and anaerobic digestion. **Chemosphere**, [s. l.], v. 291, p. 132930, 2022.

BARAMPOUTI, E. M. P.; MAI, S. T.; VLYSSIDES, A. G. Dynamic modeling of the ratio volatile fatty acids/bicarbonate alkalinity in a UASB reactor for potato processing wastewater treatment. **Environmental monitoring and assessment**, [s. l.], v. 110, p. 121-128, 2005.

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

BARROS, D. F. **Estudo comparativo da evolução da legislação internacional e brasileira sobre repositórios geológicos de rejeitos radioativos**. 2012. Tese (Doutorado em Geologia Regional) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, 2012.

BARUA, V. B.; KALAMDHAD, A. S. Biochemical methane potential test of untreated and hot air oven pretreated water hyacinth: a comparative study. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 166, p. 273-284, 2017.

BARUA, V. B.; KALAMDHAD, A. S. Biogas production from water hyacinth in a novel anaerobic digester: a continuous study. **Process Safety and Environmental Protection**, [s. l.], v. 127, p. 82-89, 2019.

BARUA, V. B.; RATHORE, V.; KALAMDHAD, A. S. Anaerobic co-digestion of water hyacinth and banana peels with and without thermal pretreatment. **Renewable Energy**, [s. l.], v. 134, p. 103-112, 2019.

BATISTA, L. P. B. **Produção de metano em AnSBBR termofílico tratando efluente da produção termofílica de hidrogênio a partir de soro**. 2022. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2022.

BAYRAKCI, A. G.; KOÇAR, G. Second-generation bioethanol production from water hyacinth and duckweed in Izmir: a case study. **Renewable Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 30, p. 306–316, 2014.

BETZ, A. *et al.* Food waste in the Swiss food service industry – Magnitude and potencial for reduction. **Waste Management**, [s. l.], v. 35, p. 218-226, 2015.

BHATTACHARYA, A.; KUMAR, P. Water hyacinth as a potential biofuel crop. **Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry**, [s. l.], v. 9, n. 1, p. 112-122, 2010.

BIANCO, C. I. **Caracterização da matéria orgânica de resíduos sólidos orgânicos biodegradáveis e a reprodutibilidade dos métodos utilizados**: uma revisão sistemática da literatura. 2019. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n.º 498, de 19 de agosto de 2020**. Dispõe sobre os critérios para a caracterização e classificação dos resíduos sólidos perigos. [Brasília, DF]: MMA, 2020.

BRASIL. Presidência da República. **Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. [Brasília, DF]: Casa Civil, 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 02 maio 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, DF: MMA, 2022.

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

BROWNE, J. D.; MURPHY, J. D. Assessment of the resource associated with biomethane from food waste. **Applied Energy**, [s. l.], v. 104, p. 170-177, 2013.

BUŁKOWSKA, K. *et al.* ADM1-based modeling of anaerobic codigestion of maize silage and cattle manure – calibration of parameters and model verification (part II). **Archives of Environmental Protection**, [s. l.], v. 41, n. 3, p. 20–27, 2015.

CARDOSO, F. E. P. **Avaliação da biodigestão anaeróbia de resíduos alimentares e aguapé para a produção de biogás**. 2021. TCC (Bacharelado em Engenharia de Energias Renováveis) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2021.

CARLINI, M.; CASTELLUCCI, S.; MENNUNI, A. Water hyacinth biomass: chemical and thermal pre-treatment for energetic utilization in anaerobic digestion process. **Energy Procedia**, [s. l.], v. 148, p. 431-438, 2018.

CARVALHO, D. S. M.; ALVES, A. F.; SILVA, C. L. Perdas e desperdícios de alimentos no contexto da economia circular: principais metodologias de quantificação. **Gestão & Regionalidade**, [s. l.], v. 40, p. 1-20, 2024.

CARVALHO, J. X. **Estudo do tratamento de efluente de indústria sucroalcooleira empregando reator anaeróbio de leito fixo em escala piloto**. 2018. Dissertação (Mestrado

em Ciência e Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, 2018.

CARVALHO, K. R. *et al.* NIR and ¹H qNMR methods coupled to chemometrics discriminate the chemotypes of the gastroprotective herb *Egletes viscosa*. **Food Research International**, [s. l.], v. 138, p. 1-7, 2020.

CASTRO, P. H. G. R. P. **Estudo das externalidades do biogás na matriz energética do Brasil**. 2023. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2023.

CETRULO, T. B. *et al.* Effectiveness of solid waste policies in developing countries: a case study in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 205, p. 179-187, 2018.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.

CONSOLI, C. **Bioenergy and carbon capture and storage**. [S. l.]: Global CCS Institute, 2019.

CORRÊA, M. P. **Dicionário das plantas úteis do Brasil e das exóticas cultivadas**. Rio de Janeiro: IBDF. 1984.

COSTA, F. H. O. *et al.* Does resilience reduce food waste? Analysis of Brazilian supplier-retailer dyad. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 338, p. 1-17, 2022.

CUETOS, M. J. *et al.* Anaerobic digestion of solid slaughterhousewaste (SHW) at laboratory scale: influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). **Biochemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 40, n. 1, p. 99-106, 2008.

DANIEL, F. *et al.* Recovering biogas and nutrients via novel anaerobic co-digestion of pre-treated water hyacinth for the enhanced biogas production. **Environmental Research**, [s. l.], v. 231, part. 3, p. 1-6, 2023.

DANIEL, S. **Potencial de aproveitamento energético dos resíduos alimentares gerados no restaurante universitário da UNICAMP**. 2021. Dissertação (Mestrado em Planejamento de Sistemas Energéticos)-Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2021.

DAREIOTI, M. A.; KORNAROS, M. Effect of hydraulic retention time (HRT) on the anaerobic co-digestion of agro-industrial wastes in a two-stage CSTR system. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 167, p. 407-415, 2014.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources: an introduction**. Weinheim: John Wiley & Sons, 2011.

DIAS, L. M. M. Avaliação de metais potencialmente tóxicos em chorume proveniente da área de deposição de resíduos sólidos em Belém – Pará. **Química Nova**, Campinas, v. 45, n. 9, p. 1047-1052, 2022.

DIAS, R. O papel das energias renováveis no cumprimento dos ODS: oportunidades e desafios. **RECIMA21 - Revista Científica Multidisciplinar-ISSN 2675-6218**, [s. l.], v. 5, n. 1, p. 1-20, 2024.

DIAS, S. G. O desafio da gestão de resíduos sólidos urbanos. **GV-executivo**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 16-20, 2012.

EEA. **Circular economy in Europe Developing the knowledge base**. 2. ed. [S. l.]: EEA, 2016. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/publications/circular-economy-in-europe>. Acesso em: 13 maio 2022.

ELK, A. G. H. P. **Redução de emissões na disposição final**. Rio de Janeiro: IBAM, 2007.

EMBRAPA. **Laboratório Multiusuário de Química de Produtos Naturais**. [S. l.]: Embrapa, [2023]. Disponível em: <https://www.embrapa.br/en/laboratorio-multiusuario-de-quimica-de-produtos-naturais-lmqpn>. Acesso em: 28 maio 2024.

ESPANHA. **Gestión de biorresíduos de competencia municipal**: guía para la implementacion de la recogida separada y tratamiento de fracción orgánica. Madri: Governo Federal, 2014. Disponível em: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/Guia-para-implantacion-recogida-separada-gestion-biorresiduos-competencia-municipal.aspx>. Acesso em: 09 jun. 2021.

FAIXO, S. *et al.* Current trends and advances in analytical techniques for the characterization and quantification of biologically recalcitrant organic species in sludge and wastewater: a review. **Analytica Chimica Acta**, [s. l.], v. 1152, p. 1-30, 2021.

FAN, P. *et al.* Alien emergent aquatic plants develop better ciprofloxacin tolerance and metabolic capacity than one native submerged species. **Science of The Total Environment**, v. 932, p. 173030, 2024.

FAO. **Perdas e desperdícios de alimentos na América Latina e no Caribe**. [S. l.]: FAO, 2017.

FAO. **The State of Food and Agriculture 2019**: Moving forward on food loss waste reduction. Rome: FAO, 2019. Disponível em: <https://www.fao.org/fsnforum/resources/fao-flagships/state-food-and-agriculture-2019-moving-forward-food-loss-and-waste>. Acesso em: 19 jul. 2024.

FARRELL, C. C. *et al.* Technical challenges and opportunities in realising a circular economy for waste photovoltaic modules. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 128, p. 1-17, 2020.

FELLMAN, J. B.; HOOD, E.; SPENCER, R. G. M. Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: a review. **Limnology and oceanography**, [s. l.], v. 55, n. 6, p. 2452-2462, 2010.

FERNÁNDEZ-DOMÍNGUEZ, D. *et al.* Characterising the stability of the organic matter during anaerobic digestion: a selective review on the major spectroscopic

techniques. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, [s. l.], v. 21, n. 3, p. 691-726, 2022.

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

FERREIRA, D. H. L.; KINTSCHNER, F. E.; SUGAHARA, C. R. Sistema de controle de produção e de estoque aplicado às cooperativas de reciclagem. **Revista Tecnologia e Sociedade**, Curitiba, v. 18, n. 51, p. 151-165, 2022.

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

FONOLL, X. *et al.* Anaerobic co-digestion of sewage sludge and fruit wastes: Evaluation of the transitory states when the co-substrate is changed. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 262, p. 1268-1274, 2015.

FRANCA, L. S. **Avaliação da recuperação de produtos a partir da digestão anaeróbia em estado sólido da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**. 2023. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

FRANQUETO, R.; SILVA, J. D.; KONIG, M. Effect of temperature variation on codigestion of animal waste and agricultural residue for biogas production. **BioEnergy research**, [s. l.], v. 13, p. 630-642, 2020.

FRANQUETO, R.; SILVA, J. D. Uso do biogás e biometano: uma revisão sobre o ambiente regulatório no Brasil. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, [s. l.], v. 15, n. 1, p. 1-8, 2023.

FREEMANTLE, R. J. **Applications of Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy to Food Wastewater Treatment**. 2020. Thesis (Master of Science in Environmental Science) - University of Guelph, Guelph, Ontario, Canadá, 2020.

FREIRE JUNIOR, M.; SOARES, A. G. **Redução do desperdício de alimentos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2017.

FREITAS, J. V. B. *et al.* Chemometric analysis of NMR and GC datasets for chemotype characterization of essential oils from different species of *Ocimum*. **Talanta**, [s. l.], v. 180, p. 329-336, 2018.

FURTADO, A. C.; BOTTON, J. P.; ALMEIDA, H. C (org.). **Fundamentos de biodigestão anaeróbia: conceitos e processos**. São Paulo: Brazil Publishing, 2020.

GANESH, R. *et al.* Single-phase and two-phase anaerobic digestion of fruit and vegetable waste: comparison of start-up, reactor stability and process performance. **Waste Management**, [s. l.], v. 34, n. 5, p. 875-885, 2014.

GHOSH, A.; KUMAR, S.; DAS, J. Impact of leachate and landfill gas on the ecosystem and health: Research trends and the way forward towards sustainability. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 336, p. 1-21, 2023.

GONÇALVES, A. T. T. *et al.* Urban solid waste challenges in the BRICS countries: a systematic literature review. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 13, n. 2, p. 1-20, 2018.

GÜERENÑA, D. *et al.* Water hyacinth control in Lake Victoria: transforming anecological catastrophe into economic, social, and environmental benefits. **Sustainable Production and Consumption**, [s. l.], v. 3, p. 59–69, 2015.

GUERI, M. V. D. *et al.* Análise de estabilidade de um protótipo de biodigestor anaeróbio mesofílico digerindo resíduo alimentar. **Revista Geama**, [s. l.], v. 7, n. 3, p. 5-12, 2021a.

GUERI, M. V. D. *et al.* Biomassa vegetal: pré-tratamentos e codigestão anaeróbia. In: FURTADO, A. C.; BOTTON, J. P.; ALMEIDA, H. C. (org). **Fundamentos de biodigestão anaeróbia**. Paraná: IAL, 2021b. Cap. 5.

GUERI, M. V. D.; SOUZA, S. N. M.; KUCZMAN, O. Parâmetros operacionais do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares: uma revisão. **BIOFIX Scientific Journal**, [s. l.], v. 3, n. 1, p. 17-25, 2018.

GUNNARSSON, C. C.; PETERSEN, C. M. Water hyacinths as a resource in agriculture and energy production: A literature review. **Waste Management**, [s. l.], v. 27, n. 1, p. 117-129, 2007.

GUSTAVSSON, J. *et al.* **Global food losses and food waste: extent, causes and prevention**. [S. l.]: FAO, 2011.

HAN, S.-K.; SHIN, H.-S. Biohydrogen production by anaerobic fermentation of food waste. **International Journal of Hydrogen Energy**, [s. l.], v. 29, n. 6, p. 569-577, 2004.

HENDRICK, R. E. **Breast MRI: fundamentals and technical aspects**. New York: Springer, 2008.

HOLM-NIELSEN, J. B.; AL SEADI, T.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 100, n. 22, p. 5478-5484, 2009.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. **What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management**. Washington, DC: The World Bank, 2012.

HOYOS, M. **Co-digestão anaerobia de macrófitas com excesso de lodo de reator UASB gerados no tratamento de efluentes domésticos**. 2021. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2021.

HUMER, M.; LECHNER, P. Alternative approach to the elimination of greenhouse gases from old landfills. **Waste Management & Research**, [s. l.], v. 17, n. 6, p. 443-452, 1999.

HMDB. [Website]. [S. l.]: HMDB, [202-].

IBGE. **Pesquisa nacional por amostra de domicílios (PNAD)**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

IBRO, M. K. *et al.* Enhancing biogas production from food waste and water hyacinth: effect of co-substrates and inoculum ratios. **Biomass Conversion and Biorefinery**, [s. l.], p. 1-18, 2023.

ISSAH, A.-A.; KABERA, T. Impact of volatile fatty acids to alkalinity ratio and volatile solids on biogas production under thermophilic conditions. **Waste Management & Research**, v. 39, n. 6, p. 871-878, 2021.

JIMENEZ, J. *et al.* Methane production and fertilizing value of organic waste: Organic matter characterization for a better prediction of valorization pathways. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 241, p. 1012-1021, 2017.

KAFLE, G. K.; KIM, S. H. Anaerobic treatment of apple waste with swine manure for biogas production: batch and continuous operation. **Applied Energy**, [s. l.], v. 103, p. 61-72, 2013.

KAROUACH, F. *et al.* Valorization of water hyacinth to biomethane and biofertilizer through anaerobic digestion technology. **Fuel**, [s. l.], v. 358, part A, p. 1-16, 2024.

KARTHIKEYAN, O. P. *et al.* Pretreatment of food waste for methane and hydrogen recovery: a review. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 249, p. 1025-1039, 2018.

KHANTHONG, K. *et al.* Synergetic effects of anaerobic co-digestion of food waste and algae on biogas production. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 382, p. 1-11, 2023.

KINATTINKARA, S. *et al.* Deriving an alternative energy using anaerobic co-digestion of water hyacinth, food waste, and cow manure. **Journal of Renewable Energy and Environment**, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 19-25, 2023.

KIYASUDEEN, K. S. *et al.* Introduction to organic wastes and its management. In: KIYASUDEEN, K. S. *et al.* **Prospects of organic waste management and the significance of earthworms**. Nova York: Springer, 2016. p. 1-21.

KUMAR, M.; OU, Y.-L.; LIN, J.-G. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. **Waste Management**, [s. l.], v. 30, n. 4, p. 602-609, 2010.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. 2. ed. [S. l.]: Embrapa, 2022.

KUNZ, M. W.; SCHEKOCHIHIN, A. A.; STONE, J. M. Firehose and mirror instabilities in a collisionless shearing plasma. **Physical Review Letters**, [s. l.], v. 112, n. 20, p. 205003, 2014.

KUSUMA, H. S. *et al.* Trends on adsorption of lead (Pb) using water hyacinth: Bibliometric evaluation of Scopus database. **Environmental Research**, [s. l.], v. 244, p. 1-10, 2024.

KWENDA, F.; NHIWATIWA, T.; GUMINDOGA, W. An analysis of heavy metal contamination in vegetables and herbs growing in water hyacinth manure, case of Lake Chivero. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, [s. l.], v. 132, p. 1-8, 2023.

KWIETNIEWSKA, E.; TYS, J. Process Characteristics, Inhibition Factors and Methane Yields of Anaerobic Digestion Process, with Particular Focus on Microalgal Biomass Fermentation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 34, p. 491-500, 2014.

LEITÃO, G. C. S. **Produção de hidrogênio por fermentação anaeróbia utilizando o hidrolisado da semente de açaí**. 2018. Tese (Doutorado em Bioquímica) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

LEITE, C. B. **Tratamento de resíduos sólidos urbanos com aproveitamento energético: avaliação econômica entre as tecnologias de digestão anaeróbia e incineração**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

LEITE, N. P. **Digestão anaeróbia de resíduos de alimentos em distintas cargas orgânicas**. 2020. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2020.

LEITE, V. D. *et al.* Bioestabilização de resíduos sólidos orgânicos. In: CASSINI, S. T. (coord.). **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. Cap. 4.

LEITE, V. D. *et al.* Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, p. 190-196, 2009.

LEMOES, F. T. M. **O controle da invasora aguapé (*Eichhornia crassipes*) em ações de educação ambiental**. 2023. Monografia (Especialização em Educação Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2023.

LI, L. *et al.* New advances in fluorescence excitation-emission matrix spectroscopy for the characterization of dissolved organic matter in drinking water treatment: a review. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 381, p. 1-12, 2020.

LI, Q. *et al.* Effects of loading rate and temperature on anaerobic codigestion of food waste and waste activated sludge in a high frequency feeding system, looking in particular at stability and efficiency. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 237, p. 231–239, 2017.

LI, Y. *et al.* Effects of thermal pretreatment on degradation kinetics of organics during kitchen waste anaerobic digestion. **Energy**, [s. l.], v. 118, p. 377-386, 2017.

LIÃO, L. M. *et al.* Quantification of Oligosaccharides from Common Beans by HR-MAS NMR. In: RENOU, J.P.; BELTON, P. S.; WEBB, G. A. **Magnetic Resonance in Food Science: na Exciting Future**: Royal Society of Chemistry, 2011. p. 47-53.

LIM, S.-J. *et al.* Anaerobic organic acid production of food waste in once-a-day feeding and drawing-off bioreactor. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 99, n. 16, p. 7866-7874, 2008.

LIMA, M. R. **Atributos de solos e macrófitas aquáticas flutuantes: uma contribuição à sustentabilidade agrícola e ambiental na bacia do Rio Iraí (PR)**. 2005. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

LIMA JUNIOR, R. N. C. L. *et al.* Caracterização da emissão de gases de efeito estufa do lixo em Cabo Frio, RJ. **Revista Internacional de Ciências**, [s. l.], v. 12, n. 1, p. 26-40, 2022.

LIMA NETO, I. E. Modeling water quality in a tropical reservoir using CE-QUAL-W2: handling data scarcity, urban pollution and hydroclimatic seasonality. **RBRH**, Porto Alegre, v. 28, p. 1-11, 2023.

LIN, R. *et al.* Characterisation of water hyacinth with microwave-heated alkali pretreatment for enhanced enzymatic digestibility and hydrogen/methane fermentation. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 182, p. 1-7, 2015.

LINDMARK, J. **Wet Fermentation Biogas Process: limitations and possibilities for efficiency improvements**. Suécia: Mälardalen University, 2010.

LINO, F. A. M.; ISMAIL, K. A. R.; CASTAÑEDA-AYARZA, J. A. Municipal solid waste treatment in Brazil: a comprehensive review. **Energy Nexus**, [s. l.], v. 11, p. 1-4, 2023.

LIPINSKI, B. *et al.* **Reducing food loss and waste**. Washington, DC: World Resources Institute, 2013. Disponível em: https://pdf.wri.org/reducing_food_loss_and_waste.pdf. Acesso em: 07 jun. 2021.

LUO, L.; PRADHAN, N. Anaerobic mono-digestion and co-digestion of food waste and mixed sewage sludge: A comparative analysis of metabolic patterns and taxonomic profiles. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 489, p. 1-9, 2024.

LIU, Y.; WHITMAN, W. B. Metabolic, phylogenetic, and ecological diversity of the methanogenic archaea. **Annals of the new York Academy of Sciences**, [s. l.], v. 1125, n. 1, p. 171-189, 2008.

LIU, X. *et al.* Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste: Focusing on biogas production and GHG reduction. **Renewable energy**, [s. l.], v. 44, p. 463-468, 2012.

LONGJAN, G. G.; DEHOUCHE, Z. Biogas production potential of co-digested food waste and water hyacinth common to the Niger Delta. **Biofuels**, [s. l.], v. 11, n. 3, p. 277-287, 2020.

LOU, X. F.; NAIR, J.; HO, G. Effects of volumetric dilution on anaerobic digestion of food waste. **Journal of Renewable and Sustainable Energy**, [s. l.], v. 4, n. 6, 2012.

LUCENA, T. V. **Avaliação da geração de biogás sob diferentes condições de biodegradação de resíduos alimentares**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016.

MACEDO, L. A. R. **Regionalização da gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos: uma análise do desempenho em consórcios operantes e seus municípios no Brasil e na Argentina**. 2021. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2021.

MACHADO, F. L. O.; SOUZA, D. N.; GUIMARÃES, G. V. V.; ALVES FILHO, E. G.; SILVA, F. L.; SILVA, L. M. A.; STEFANUTTI, R. Anaerobic sludge from a full-scale biodigester: physico-chemical and organic characterization, and principal component analysis (PCA). **Caderno Pedagógico**, [s. l.], Curitiba, v. 21, n. 5, p. 1-19, 2024.

MAGALHÃES, G. V. V. **Avaliação da biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos: ensaios de potencial bioquímico de metano (BMP) e projeto piloto de um biodigester em escala real**. 2018. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

MARSHALL, E. R.; FARAHBAKHS, K. Systems approaches to integrated solid waste management in developing countries. **Waste Management**, [s. l.], v. 33, n. 4, p. 988-1003, 2013.

MARTINS, A. T.; PITELLI, R. A. Efeitos do manejo de *Eichhornia crassipes* sobre a qualidade da água em condições de mesocosmos. **Planta Daninha**, Viçosa, MG, v. 23, n. 2, p. 233-242, 2005.

MASSUGA, F. *et al.* A gestão municipal dos resíduos sólidos urbanos em um município da região sudeste do estado do Paraná: implicações para a sustentabilidade. **REUNIR: Revista de Administração, Ciências Contábeis e Sustentabilidade**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 149-170, 2023.

MASSUKADO, L. M. **Sistema de apoio à decisão: avaliação de cenários de gestão integrada de resíduos sólidos urbanos domiciliares**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

MASTO, R. E. *et al.* Biochar from water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and its impact on soil biological activity. **Catena**, [s. l.], v. 111, p. 64–71, 2013.

MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRES, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology** [s. l.], v. 74, n. 1, p. 3–16, 2000.

MATHEW, A. K. *et al.* Biogas production from locally available aquatic weeds of Santiniketan through anaerobic digestion. **Clean Techn environ Policy**, [s. l.], v. 17, p. 1681-1688, 2015.

MATSUSHIGE, I.; OLIVEIRA, E. Determination of trace elements in Brazilian beers by ICP-AES. **Food Chemistry**, [s. l.], v. 47, n. 2, p. 205-207, 1993.

MCCARTY, P. L. Anaerobic waste treatment fundamentals. **Public Works**, [s. l.], v. 95, p. 107–112, 1964.

MEHARIYA, S. *et al.* Co-digestion of food waste and sewage sludge for methane production: Current status and perspective. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 265, p. 519–531, 2018.

MELO, D. O. S. **Gerenciamento dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares de São Carlos – SP: análise do potencial de aproveitamento energético de biogás oriundo de aterro**

sanitário e biometanizadores. 2022. Dissertação (Mestrado em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2022.

METCALF, L.; EDDY, H. P.; TCHOBANOGLOUS, G. **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse**. New York: McGraw-Hill, 1991.

MÖNCH-TEGEDER, M.; LEMMER, A.; OECHSNER, H. Enhancement of methane production with horse manure supplement and pretreatment in a full-scale biogas process. **Energy**, [s. l.], v. 73, p. 523-530, 2014.

MONTEIRO, M. R. *et al.* Study of Brazilian gasoline quality using Hydrogen Nuclear Magnetic Resonance (^1H NMR) Spectroscopy and Chemometrics. **Energy & Fuels**, [s. l.], v. 23, p. 272-279, 2009.

MOURA, L. B. *et al.* Gerenciamento de resíduos em empresas do setor hortifrúti localizadas na região do Cariri, Ceará. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, [s. l.], v. 8, n. 5, p. 45, 2013.

NAGAO, N. *et al.* Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 118, p. 210-218, 2012.

NASCIMENTO, M. C. B. *et al.* Estado da arte dos aterros de resíduos sólidos urbanos que aproveitam o biogás para geração de energia elétrica e biometano no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 24, n. 1, p. 143-155, 2019.

NEGRI, C. *et al.* Anaerobic digestion of food waste for bio-energy production in China and Southeast Asia: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 133, p. 1-21, 2020.

NERI, A. *et al.* An overview of anaerobic digestion of agricultural by-products and food waste for biomethane production. **Energies**, [s. l.], v. 16, n. 19, p. 2-20, 2023.

NEVES, M. G.; POPPI, R. J.; BREITKREITZ, M. C. Authentication of plant-based protein powders and classification of adulterants as whey, soy protein, and wheat using FT-NIR in tandem with OC-PLS and PLS-DA models. **Food Control**, [s. l.], v. 132, p. 1-8, 2022.

NIJAGUNA, B. T. **Biogas Technology**. New Delhi: New Age International, 2012.

NINASIVINCHA, B. E. J. **Modelagem da cinética da digestão anaeróbia dos resíduos gerados no processamento de café solúvel**. 2023. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2023.

NIZER, J. V. T. **Digestão anaeróbia da fração de resíduos sólidos urbanos (FORSU) em reator de mistura completa**. 2022. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2022.

NOGUEIRA, L. A. H. *et al.* Biofuels for transport. In: LETCHER, T. M. **Future Energy**. Amsterdam: Elsevier, 2020. p. 173-197.

NOGUEIRA, M. R. C. **Síntese, caracterização e atividade catalítica de nanopartículas de óxidos de ferro para a ozonização de sulfametoxazol**. 2014. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

NONG, H. T. T. *et al.* Assessment of the effects of anaerobic co-digestion of water primrose and cow dung with swine manure on biogas yield and biodegradability. **Biomass Conversion and Biorefinery**, [s. l.], v. 12, n. 3, p. 857-867, 2020.

ODUOR, W. W. *et al.* Enhancement of anaerobic digestion by co-digesting food waste and water hyacinth in improving treatment of organic waste and bio-methane recovery. **Heliyon**, [s. l.], v. 8, n. 9, 2022.

OGEJO, J. A. *et al.* **Biomethane technology**. Virginia, US: Virginia Cooperative Extension, 2009.

OKEWALE, A. O.; OMORUWUO, F.; OJAIGHO, R. Alternative energy production for environmental sustainability. **British Journal of Renewable Energy**, [s. l.], v. 1, n. 2, p. 18-22, 2016.

OLATUNJI, K. O.; AHMED, N. A.; OGUNKUNLE, O. Optimization of biogas yield from lignocellulosic materials with different pretreatment methods: a review. **Biotechnology for Biofuels and Bioproducts**, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 1-34, 2021.

OLIVEIRA, L. R. G. **Estudo para a metanização de resíduos alimentares**. 2018. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

OLIVEIRA NETO, R. O.; PETTER, C. O. Gestão integrada de resíduos sólidos urbanos no brasil em comparação com países desenvolvidos. **Resíduos Sólidos**, p. 102, 2020.

OMONDI, E. A.; NDIBA, P. K.; NJURU, P. G. Characterization of water hyacinth (*E. crassipes*) from Lake Victoria and ruminal slaughterhouse waste as co-substrates in biogas production. **SN Applied Sciences**, [s. l.], v. 1, p. 1-10, 2019.

ORNELAS-FERREIRA, B. *et al.* Strategies for energy recovery and gains associated with the implementation of a solid state batch methanization system for treating organic waste from the city of Rio de Janeiro – Brazil. **Renewable Energy**, [s. l.], v. 146, p. 1976-1883, 2020.

ÖZTEP, G. *et al.* Optimization and microbial community analysis for anaerobic digestion of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) with waste sludge at different solid contents and temperatures. **Environmental Technology & Innovation**, [s. l.], v. 32, p. 1-16, 2023.

PANIGRAHI, S.; DUBEY, B. K. A critical review on operating parameters and strategies to improve the biogas yield from anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Renewable Energy**, [s. l.], v. 143, p. 779-797, 2019.

PANIGRAHI, S.; SHARMA, H. B.; DUBEY, B. K. Anaerobic co-digestion of food waste with pretreated yard waste: A comparative study of methane production, kinetic modeling and energy balance. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 243, p. 1-9, 2020.

PARANJPE, A.; SAXENA, S.; JAIN, P. A review on performance improvement of anaerobic digestion using co-digestion of food waste and sewage sludge. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 338, p. 1-12, 2023.

PARFITT, J.; BARTHEL, M.; MACNAUGHTON, S. Food waste within food supply chains: quantification and potential for change to 2050. **Philosophical Transactions B**, [s. l.], v. 365, n. 1554, p. 3065-3081, 2010.

PATEL, S. Threats, management and envisaged utilizations of aquatic weed Eichhornia crassipes: an overview. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, [s. l.], v. 11, p. 249–259, 2012.

PATEL, V.; DESAI, M.; MADAMWAR, D. Thermochemical pretreatment of water hyacinth for improved biomethanation. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, [s. l.], v. 42, p. 67-74, 1993.

PATIL, J. H.; ANTONYRAJ, M.; GAVIMATH, C.C. Study on Effect of Pretreatment Methods on Biomethanation of Water Hyacinth. **International Journal of Advanced Biotechnology and Research**, [s. l.], v. 2, n. 1, p. 143–147, 2011.

PAVI, S. *et al.* Biogas production from co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and fruit and vegetable waste. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 228, p. 362-367, 2017.

PEIXOTO, M.; PINTO, H. S. **Boletim Legislativo n. 41, de 2016**. Desperdício de alimentos: questões socioambientais, econômicas e regulatórias. Brasília, SF: Senado Federal, 2016.

PEREIRA, S. V. **Lei nº 12.305/2010 (política nacional de resíduos sólidos)**: desafios para a sua eficácia no estado do espírito santo em relação a erradicação de lixões, coleta seletiva e logística reversa. 2020. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Direito), Instituto Ensinar Brasil, Serra, ES, 2020.

PERIN, J. K. H. *et al.* Optimization of methane production parameters during anaerobic co-digestion of food waste and garden waste. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 272, p. 1-7, 2020.

PINTO, A. S. L. **Análise da intensidade de carbono dos biocombustíveis no Brasil**. 2023. Dissertação (Mestrado em Agronegócio) – Fundação Getúlio Vargas, São Paulo, 2023.

PONTES, T. O. *et al.* Food waste measurement in a chain of industrial restaurants in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 369, p. 1-9, 2022.

PRASSE, C. *et al.* Spoilt for choice: a critical review on the chemical and biological assessment of current wastewater treatment technologies. **Water Research**, [s. l.], v. 87, p. 237-270, 2015.

PRIYA, P. *et al.* Biomethanation of water hyacinth biomass. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 255, p. 288-292, 2018.

QIN, Y. *et al.* Mass flow and microbial shifts in recirculated two-phase anaerobic digestion for biohythane production: Effect of hydraulic retention time. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 468, p. 1-10, 2024.

RAPOSO, F. *et al.* Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 861-877, 2012.

REZANIA, S. *et al.* Review on fermentative biohydrogen production from water hyacinth, wheat straw and rice straw with focus on recent perspectives. **International Journal of Hydrogen Energy**, [s. l.], v. 42, n. 33, p. 20955–20969, 2017.

RIBEIRO, A. L. S. **O Retrato da dignidade humana frente ao desperdício de alimentos: um olhar a partir da teoria da equidade**. 2019. Dissertação (Mestrado em Bioética) – Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba, 2019.

RIBEIRO, J. S. Indicadores de desperdício de alimentos em restaurantes comerciais [Brasil]. **Rosa dos Ventos**, Brasil, v. 12, n. 2, p. 350-365, 2020.

RITCHIE, H.; ROSADO, P.; ROSER, M. CO₂ and greenhouse gas emissions. *In: Our world in data*, [s. l.], 2020.

RODRIGUES, M. A. *et al.* Gestão dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Manaus-AM. Caracterização térmica visando geração de energia e fim dos aterros e lixões a céu aberto. *In: SEVEN INTERNATIONAL ENGINEERING CONGRESS*, 1., 2024, [S. l.]. **Seven Publicações Acadêmicas**, 2024.

RODRIGUEZ, C. *et al.* Waste paper and macroalgae co-digestion effect on methane production. **Energy**, [s. l.], v. 154, p. 119-125, 2018.

ROSE, J. L.; MAHLER, C. F.; IZZO, R. L. S. Comparação entre as taxas de oxidação de CH₄ em quatro diferentes meios. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, São Paulo, v. 36, n. 3, p. 803-812, 2012.

SAADATI, N. *et al.* Limit of detection and limit of quantification development procedures for organochlorine pesticides analysis in water and sediment matrices. **Chemistry Central Journal**, [s. l.], v. 7, n. 63, p. 1-10, 2013.

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. **Biomass and bioenergy**, [s. l.], v. 33, n. 9, p. 1101-1107, 2009.

SANTOS, K. L. *et al.* O ensino da compostagem doméstica como instrumento para promoção da economia circular em sistemas de gestão e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**, São Paulo, v. 17, n. 6, p. 296-319, 2022.

SANTOS, R. D. F.; GUIMARÃES, C. C. Principais parâmetros para produção de biogás a partir de dejetos suínos. **Ciência & Tecnologia**, Jaboticabal, v. 15, n. 1, p. 1-12, 2023.

SANTOS, V. G. **Tratamento de resíduos sólidos de refeições de restaurante e produção de biogás em reator anaeróbio em escala piloto**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Fundação Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, SC, 2015.

SCHALCH, V. *et al.* **Resíduos sólidos: conceitos, gestão e gerenciamento**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2019.

SCHENUIT, F. *et al.* Carbon dioxide removal policy in the making: assessing developments in 9 OECD cases. **Frontiers in Climate**, [s. l.], v. 3, p. 1-22, 2021.

SEIFFERT, N. F. Planejamento da atividade avícola visando qualidade ambiental. In: SIMPÓSIO SOBRE RESÍDUOS DA PRODUÇÃO AVÍCOLA, Concórdia, SC, 2000. **Anais [...]**. [S. l.: s. n.], 2000.

SHAFY, H. I.; FARID, M. R.; EL-DIN, A. M. Water-hyacinth from Nile River: chemical contents, nutrient elements and heavy metals. **Egyptian Journal of Chemistry**, [s. l.], v. 59, n. 2, p. 131-143, 2016.

SHAMKHY, A. G.; MOHAMED, Z. B.; FATAH, M. Y. Biogas production from anaerobic digestion: a review. **AIP Conference Proceedings**, [s. l.], v. 2820, n. 1, 2023.

SÍGOLO, J. B.; PINHEIRO, C. H. R. Lodo de esgoto da ETE Barueri-SP: proveniência do enxofre elementar e correlações com metais pesados associados. **Geologia USP: Série Científica**, São Paulo, v. 10, n. 1, p. 39-51, 2010.

SILVA, A. P. **Avaliação do ciclo de vida de alternativas de gerenciamento de resíduos orgânicos urbanos para estimativa das emissões de gases de efeito estufa: estudo de caso no campus da Universidade Federal de Pernambuco**. 2023. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2023.

SILVA, A. S. **Avaliação da toxicidade dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB**. 2016. Tese (Doutorado em Ciências e Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2016.

SILVA, D. E. W.; CÉSAR, A. S.; CONEJERO, M. Prevention of food waste and alternative destinations for unused food in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 318, p. 1-11, 2021.

SILVA, E. M. **Ecotoxicidade de resíduos sólidos urbanos e de lixiviado gerado em aterro sanitário**. 2022. Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2022.

SILVA, L. B. C. **Avaliação espaço-temporal de metais pesados no rio Paraíba do sul e rio Imbé por meio de plantas de *Eichhornia crassipes* (mart.) solms (aguapé), séston e sedimento**. 2008. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos do Goytacazes, 2008.

SILVA, S. A. *et al.* Long-term acclimation of anaerobic sludges for high-rate methanogenesis from LCFA. **Biomass and Bioenergy**, [s. l.], v. 67, p. 297-303, 2014.

SILVA, W. K. A. S.; TAGLIAFERRO, E. R. Aterro sanitário - a engenharia na disposição final de resíduos sólidos. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 7, n. 2, p. 12216-12236, 2021.

SILVEIRA, B. H. M.; COSTA, H. K. M.; SANTOS, E. M. Análise do CBio como passo inicial ao desenvolvimento de BECCS no Brasil. **DELOS: Desarrollo Local Sostenible**, Curitiba, v. 16, n. 46, p. 2259-2272, 2023.

SILVENNOINEN, K. *et al.* Food waste volume and origin: case studies in the Finnish food service sector. **Waste Management**, [s. l.], v. 46, p. 140-145, 2015.

SIMPSON, A. J.; McNALLY, D. J.; SIMPSON, M. J. NMR spectroscopy in environmental research: from molecular interactions to global processes. **Progress in Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy**, [s. l.], v. 58, n. 3-4, p. 97-175, 2011.

SOARES, C. M. T.; FEIDEN, A.; TAVARES, S. G. Fatores que influenciam o processo de digestão anaeróbia na produção de biogás. **Nativa**, Sinop, v. 5, p. 522-528, 2017.

SOEPRIJANTO, S. *et al.* The utilization of water hyacinth for biogas production in a plug flow anaerobic digester. **International Journal of Renewable Energy Development**, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 27, 2021.

SONG, Y. *et al.* Residual municipal solid waste to energy under carbon neutrality: Challenges and perspectives for China. **Resources, Conservation and Recycling**, [s. l.], v. 198, p. 107177, 2023.

YADVIKA *et al.* Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques: a review. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 95, n. 1, p. 1-10, 2004.

STRUIK, Q. *et al.* Methane emissions through water hyacinth are controlled by plant traits and environmental conditions. **Aquatic Botany**, [s. l.], v. 183, p. 1-8, 2022.

SURRA, E. *et al.* Maize cob waste pre-treatments to enhance biogas production through co-anaerobic digestion with OFMSW. **Waste Management**, [s. l.], v. 72, p. 193-205, 2018.

SYAICHURROZI, I. Biogas production from co-digestion *Salvinia molesta* and rice straw and kinetics. **Renewable Energy**, [s. l.], v. 115, p. 76-86, 2018.

TAMBONE, F. *et al.* Measuring the organic amendment properties of the liquid fraction of digestate. **Waste Management**, [s. l.], v. 88, p. 21-27, 2019.

TAN, P. H. *et al.* The shear mode of multilayer graphene. **Nature materials**, [s. l.], v. 11, n. 4, p. 294-300, 2012.

TEIXEIRA, A. N. C. S. *et al.* Uso da planta aguapé, para absorção de coliformes e metais pesados presentes na água do Rio Paraíba do Sul. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 7, n. 3, p. 27937-27945, 2021.

TEIXEIRA, C. A. N. *et al.* **A hora do biometano no Brasil**. [S. l.]: BNDES, 2024.

THANARASU, A.; PERIYASAMY, K.; SUBRAMANIAN, S. An integrated anaerobic digestion and microbial electrolysis system for the enhancement of methane production from organic waste: fundamentals, innovative design and scale-up deliberation. **Chemosphere**, [s. l.], v. 287, p. 1-14, 2022.

THI, N. B. D.; KUMAR, G.; LIN, C. An overview of food waste management in developing countries: current status and future perspective. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 157, p. 220- 229, 2015.

UNEP. Global Waste Management Outlook 2024. Nairobi: United Nations Environment Programme, 2024. Disponível em: https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/44939/global_waste_management_outlook_2024.pdf?sequence=3. Acesso em: 29 maio 2024.

UNEP. **Keeping the promise**: annual report 2023. Nairobi: UNEP, 2023. Disponível em: <https://www.unep.org>. Acesso em: 10 ago. 2024.

UNITED NATIONS. **Transforming Our World**: the 2030 Agenda for Sustainable Development. [S. l.]: United Nations, 2015. Disponível em: <https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld/publication>. Acesso em: 29 out. 2023.

VALENÇA, R. B. **Avaliação da geração de biometano em diferentes cenários de biodegradação de resíduos alimentares**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

VALENTE, B. S. *et al.* Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. **Archivos de Zootecnia**, [s. l.], v. 58, p. 59-85, 2009.

VAZ, C. S. **Alimentação de coletividade**: uma abordagem gerencial. Brasília, DF: Produção Independente, 2002.

VIEIRA, A. O. P. **A relação entre resíduos do pós-consumo e energia**: estudo de caso de viabilidade da utilização de energia renovável em cooperativa de catadores. 2018. Dissertação (Mestrado em Tecnologia para o Desenvolvimento Social) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFG, 2005. v. 1.

WANG, K. *et al.* Anaerobic digestion of food waste for volatile fatty acids (VFAs) production with different types of inoculum: Effect of pH. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 161, p. 395–401, 2014.

WANG, Q.; PENG, L.; SU, H. The effect of a buffer function on the semi-continuous anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 139, p. 43-49, 2013.

WANG, T. *et al.* Anaerobic codigestion of excess sludge with chicken manure with a focus on methane yield and digestate dewaterability. **Bioresource Technology Reports**, [s. l.], v. 19, p. 1-8, 2022.

WANG, Y. *et al.* Effects of volatile fatty acid concentrations on methane yield and methanogenic bacteria. **Biomass and bioenergy**, [s. l.], v. 33, n. 5, p. 848-853, 2009.

WARD, A. J. *et al.* Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource technology**, [s. l.], v. 99, n. 17, p. 7928-7940, 2008.

WEINRICH, S.; NELLES, M. **Basics of anaerobic digestion: biochemical conversion and process modelling**. Germany: Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH, 2021.

WELJIE, A. M. *et al.* Evaluating low intensity unknown signals in quantitative proton NMR mixture analysis. **Analytical Chemistry**, [s. l.], v. 80, n. 23, p. 8956-8965, 2008.

XAVIER, C. F. **Avaliação da influência do uso e ocupação do solo e de características geomorfológicas sobre a qualidade das águas de dois reservatórios da região metropolitana de Curitiba - Paraná**. 2005. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

XU, F. *et al.* Anaerobic digestion of food waste—Challenges and opportunities. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 247, p. 1047-1058, 2018.

XU, S. *et al.* Comparing univariate filtration preceding and succeeding PLS-DA analysis on the differential variables/metabolites identified from untargeted LC-MS metabolomics data. **Analytica Chimica Acta**, [s. l.], v. 1287, p. p. 1-10, 2024.

YANG, G. *et al.* Biochemical methane potential prediction for mixed feedstocks of straw and manure in anaerobic co-digestion. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 326, p. 1-10, 2021.

YE, J. *et al.* Improved biogas production from rice straw by co-digestion with kitchen waste and pig manure. **Waste Management**, [s. l.], v. 33, n. 12, p. 2653-2658, 2013.

YE, M. *et al.* Improving the stability and efficiency of anaerobic digestion of food waste using additives: a critical review. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 192, p. 316-326, 2018.

YEKTA, S. S. *et al.* Molecular characterization of particulate organic matter in full scale anaerobic digesters: an NMR spectroscopy study. **Science of the total environment**, [s. l.], v. 685, p. 1107-1115, 2019.

YENİGÜN, O.; DEMİREL, B. Ammonia inhibition in anaerobic digestion: a review. **Process biochemistry**, [s. l.], v. 48, n. 5-6, p. 901-911, 2013.

ZAGO, V. C. P.; BARROS, R. T. V. Gestão dos resíduos sólidos orgânicos urbanos no Brasil: do ordenamento jurídico à realidade. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 24, n. 2, p. 219-228, mar./abr., 2019.

ZALA, M. *et al.* Experimental investigation on anaerobic co-digestion of food waste and water hyacinth in batch type reactor under mesophilic condition. **Biomass Conversion and Biorefinery**, [s. l.], v. 10, p. 707-714, 2020.

ZHANG, C. *et al.* Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 38 p. 383-392, 2014.

ZHANG, L.; LEE, Y.-W.; JAHNG, D. Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: focusing on the role of trace elements. **Bioresource technology**, [s. l.], v. 102, n. 8, p. 5048-5059, 2011.

ZHANG, Q. *et al.* Optimization of bioethanol production using whole plant of water hyacinth as substrate in simultaneous saccharification and fermentation process. **Frontiers in Microbiology**, [s. l.], v. 6, p. 1-9, 2016.

ZHEN, G. *et al.* Anaerobic co-digestion on improving methane production from mixed microalgae (*Scenedesmus* sp., *Chlorella* sp.) and food waste: Kinetic modeling and synergistic impact evaluation. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 299, p. 332-341, 2016.

APÊNDICE A - RECOMENDAÇÕES PARA ESTUDOS FUTUROS

1. Testar as configurações estudadas, com aumento de carga orgânica nas etapas 3 e 4;
2. Testar a monodigestão da mistura de aguapé não-tratado e tratado, para avaliar o efeito apenas da biodigestão da macrófita;
3. Caracterizar a macrófita aguapé quanto aos teores de lignina, celulose e fósforo;
4. Testar a realização da secagem de aguapé utilizando a luz solar;
5. Realizar análises do digestato por RMN durante todo o período da biodigestão, mas sob o regime de batelada, para avaliar com precisão a ocorrência e quantidades de compostos orgânicos presentes;
6. Estudar mais detalhadamente a presença de compostos orgânicos no lodo de fundo e as possíveis relações destes compostos com a estabilidade do lodo.

APÊNDICE B – PRODUÇÃO CIENTÍFICA

Artigo Publicado em Periódico Nacional

Revista: Caderno Pedagógico

Qualis Capes: A2

MACHADO, F. L. O.; SOUZA, D. N.; GUIMARÃES, G. V. V.; ALVES FILHO, E. G.; SILVA, F. L.; SILVA, L. M. A.; STEFANUTTI, R. Anaerobic sludge from a full-scale biodigester: physico-chemical and organic characterization, and principal component analysis (PCA). **Caderno Pedagógico**, Curitiba, v. 21, n. 5, p. 1-19, 2024.

DOI: <https://doi.org/10.54033/cadpedv21n5-066>.