

UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL
ÁREA DO CONHECIMENTO DE CIÊNCIAS EXATAS E ENGENHARIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
E CIÊNCIAS AMBIENTAIS – PPGECAM
MESTRADO PROFISSIONAL

GABRIELA TAVARES SANTIAGO

POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS E DIMENSIONAMENTO DE REATOR
ANAERÓBIO PARA TRATAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE
RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO

CAXIAS DO SUL

2026

GABRIELA TAVARES SANTIAGO

**POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS E DIMENSIONAMENTO DE REATOR
ANAERÓBIO PARA TRATAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE
RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais – PPGECAM, da Universidade de Caxias do Sul-RS, como requisito para a obtenção de grau de mestre em Engenharia e Ciências Ambientais.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Lademir Luiz Beal

CAXIAS DO SUL

2026

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Universidade de Caxias do Sul
Sistema de Bibliotecas UCS - Processamento Técnico

S235p Santiago, Gabriela Tavares

Potencial de produção de biogás e dimensionamento de reator anaeróbio para tratamento de resíduos orgânicos de restaurante universitário [recurso eletrônico] / Gabriela Tavares Santiago. – 2026.

Dados eletrônicos.

Dissertação (Mestrado) - Universidade de Caxias do Sul, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, 2026.

Orientação: Lademir Luiz Beal.

Modo de acesso: World Wide Web

Disponível em: <https://repositorio.ucs.br>

1. Biogás. 2. Digestão anaeróbia. 3. Resíduos orgânicos. 4. Reator UASB. I. Beal, Lademir Luiz, orient. II. Título.

CDU 2. ed.: 662.767.2

Catalogação na fonte elaborada pela(o) bibliotecária(o)
Márcia Servi Gonçalves - CRB 10/1500

GABRIELA TAVARES SANTIAGO

**POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS E DIMENSIONAMENTO DE REATOR
ANAERÓBIO PARA TRATAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE
RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais – PPGECAM, da Universidade de Caxias do Sul-RS, como requisito para a obtenção de grau de mestre em Engenharia e Ciências Ambientais.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Lademir Luiz Beal

Aprovada em: 15/04/2026

Banca Examinadora

Prof. Dr. Rogers Ribeiro
Universidade de São Paulo

Prof.^a Dr.^a Renata Cornelli
Universidade de Caxias do Sul

Prof. Dr. Juliano Rodrigues Gimenez
Universidade de Caxias do Sul

CAXIAS DO SUL

2026

AGRADECIMENTOS

A conclusão desta dissertação só foi possível graças ao apoio, incentivo e presença de pessoas fundamentais na minha trajetória. Agradeço aos meus pais, Fabiano e Odete, por todo amor e dedicação. Meu pai, com sua exigência e incentivo aos estudos, me ensinou o valor do esforço. Minha mãe, com seu apoio incondicional e celebração de cada pequena conquista, sempre foi minha maior motivadora. À minha irmã Rafaela, pelo apoio constante, e aos meus sobrinhos Heitor e Arthur, que são minha inspiração diária e minha principal motivação para construir um futuro melhor.

Aos meus amigos de longa data, Isabela Betiol, Rafaela Betiol, Agatha Deon e Matheus Vosgnach, agradeço por estarem ao meu lado, ter a amizade de vocês é essencial para mim. Aos amigos Patrícia Braz Martins e Nicolas Pedretti pelo o apoio e a força necessários para seguir em frente.

Sou profundamente grata ao meu orientador, Prof. Dr. Lademir Luiz Beal, por sua confiança, incentivo e generosidade. É uma honra ser sua orientanda. Mais do que um cientista notável, é um ser humano admirável, que trata seus orientandos com empatia e afeto, sempre nos incentivando a alcançar voos altos.

Agradeço ao Jeferson Alba, técnico do LATAM, por tudo que me ensinou dentro e fora do laboratório. Seu olhar investigativo e criatividade me mostraram que a ciência também se faz com adaptações, engenhosidade e coragem para construir com o que se tem.

Aos colegas do LATAM e mestrado, expresso minha sincera gratidão. Ao Francis, pelo companheirismo e incentivo constante, dividimos esse percurso impulsionando um ao outro, com mútua exigência e apoio, o que foi decisivo para a continuidade e conclusão desta etapa. Ao Rafael, pelas palavras que sempre me ajudaram a refletir e a encontrar novos sentidos. E a Isadora, amiga e colega de longa data, com quem compartilhei toda a caminhada acadêmica, aprendizados e desafios.

Às colegas do PPGECA, Caroline Viganó Rech, Fabiana Oliveira da Silva, Jéssica Pereira Gobi e Sara Stefanello Fischborn por dividirem comigo não só as aulas e os trabalhos, mas também pelo apoio mútuo e a amizade que nasceu dessa caminhada. Ao coordenador do programa, Prof. Dr. Vinicio Cecconello, pela condução dedicada do curso, e a todos os professores do PPGECA que contribuíram com minha formação acadêmica. A todas essas pessoas, meu muito obrigada.

RESUMO

Este estudo avaliou o potencial de produção de biogás a partir da fração orgânica dos resíduos de um restaurante universitário e estabeleceu os parâmetros para o dimensionamento de um reator anaeróbio dedicado ao seu tratamento. A metodologia consistiu na caracterização qualitativa e quantitativa dos resíduos, seguida por ensaios laboratoriais em reatores de bancada de 7,5 L para determinar a Atividade Metanogênica Específica (AME) do inóculo e o Potencial Bioquímico de Metano (BMP) do substrato, operando em condições mesofílicas (37 °C) e pH controlado. Os ensaios de BMP testaram diferentes relações de carga orgânica ($S_0/SSV = 1, 2 \text{ e } 4$) para identificar a melhor cinética de degradação. Os resultados da caracterização física indicaram que a fração orgânica biodegradável é predominante, apresentando elevada carga orgânica com estabilidade no perfil de Demanda Química de Oxigênio (DQO) ao longo das campanhas de coleta. Nos ensaios de BMP a relação $S_0/SSV = 2$ apresentou o melhor desempenho cinético, alcançando um rendimento de conversão de 92,1% e uma produção específica de 1,092 L $CH_4/gSSV$. Em contrapartida, a relação $S_0/SSV = 4$ evidenciou desaceleração metabólica por sobrecarga, com seu baixo rendimento final sendo agravado pela limitação temporal do ensaio, que foi encerrado antes da estabilização da metanogênese. Com base nos dados experimentais, realizou-se o dimensionamento de um reator de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) para a escala real, resultando em um volume útil de 48,25 m³. A estimativa do potencial energético indicou uma produção diária de 182,18 m³ de biogás. Este volume de combustível renovável possui capacidade para gerar 78.943,80 kWh/ano de energia elétrica ou, alternativamente, substituir integralmente o consumo de Gás Liquefeito de Petróleo (GLP) da cozinha do restaurante, o que representaria uma economia anual de aproximadamente R\$44.280,00. Conclui-se que a digestão anaeróbia é uma alternativa técnica e economicamente viável para a instituição, alinhada aos princípios da economia circular e da Política Nacional de Resíduos Sólidos. Além de transformar um passivo ambiental em ativo energético, a implementação do sistema contribui para o alcance de metas dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030, oferecendo uma solução estratégica para o saneamento e a sustentabilidade financeira institucional.

Palavras-chave: biogás; digestão anaeróbia; resíduos de restaurante; reator UASB.

ABSTRACT

This study evaluated the biogas production potential from the organic fraction of university restaurant waste and established the parameters for the design of an anaerobic reactor dedicated to its treatment. The methodology consisted of the qualitative and quantitative characterisation of the waste, followed by laboratory assays in 7.5 L bench-scale reactors to determine the Specific Methanogenic Activity (SMA) of the inoculum and the Biochemical Methane Potential (BMP) of the substrate, operating under mesophilic conditions (37 °C) and controlled pH. The BMP assays tested different organic loading ratios ($S_0/VSS = 1, 2, \text{ and } 4$) to identify the optimal degradation kinetics. The physical characterisation results indicated that the biodegradable organic fraction is predominant, presenting a high organic load with stability in the Chemical Oxygen Demand (COD) profile throughout the collection campaigns. In the BMP assays, the $S_0/VSS = 2$ ratio showed the best kinetic performance, achieving a conversion yield of 92.1% and a specific production of 1.092 $LCH_4/gVSS$. In contrast, the $S_0/VSS = 4$ ratio evidenced metabolic deceleration due to overloading, with its low final yield being exacerbated by the temporal limitation of the assay, which was terminated before the stabilisation of methanogenesis. Based on the experimental data, the design of an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor was carried out for full scale, resulting in a working volume of 48.25 m^3 . The energetic potential estimation indicated a daily production of 182.18 m^3 of biogas. This volume of renewable fuel is capable of generating 78,943.80 kWh/year of electrical energy or, alternatively, completely replacing the Liquefied Petroleum Gas (LPG) consumption of the restaurant's kitchen, which would represent an annual saving of approximately R\$ 44,280.00. It is concluded that anaerobic digestion is a technically and economically viable alternative for the institution, aligned with the principles of the circular economy and the National Solid Waste Policy. Besides transforming an environmental liability into an energy asset, the implementation of the system contributes to achieving the Sustainable Development Goals (SDGs) of the 2030 Agenda, offering a strategic solution for sanitation and institutional financial sustainability.

Keywords: biogas; anaerobic digestion; restaurant organic waste; UASB reactor.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Matriz energética global (ano base 2022)	16
Figura 2 - Matriz energética nacional (ano base 2024)	17
Figura 3 - Processos da digestão anaeróbia	25
Figura 4 - Curva de taxa de crescimento	31
Figura 5 - Curvas típicas de produção acumulada de metano	33
Figura 6 - Esquema do Reator UASB	39
Figura 7 - Fluxograma das atividades desenvolvidas.....	41
Figura 8 – Restaurante Universitário	42
Figura 9 – a) Processador utilizado (Cutter) e b) aspecto final da amostra homogeneizada.....	44
Figura 10 - Analisador de partículas por dispersão a laser HORIBA, modelo Partica LA-950 A	50
Figura 11 - Torre de Sedimentação.....	51
Figura 12 - Reator de Bancada <i>New Brunswick BioFlo/CelliGen 115</i>	52
Figura 13 - Cromatógrafo DaniMaster As.....	54
Figura 14 - Diagrama esquemático do balanço de massa da Demanda Química de Oxigênio (DQO) no reator anaeróbio.	57
Figura 15 - Diâmetro das partículas de lodo.....	70
Figura 16 - Resultado da AME e ajuste.....	71
Figura 17 - Variação de CH ₄ e CO ₂ durante ensaio de AME	72
Figura 18 - Comparação entre os dados experimentais de volume	73
Figura 19 - Comparação entre os dados experimentais de volume	74
Figura 20 - Comparação entre os dados experimentais de volume	75
Figura 21 - Composição de CH ₄ e CO ₂ ao longo do ensaio com relação S ₀ /SSV=1	78
Figura 22 - Composição de CH ₄ e CO ₂ ao longo do ensaio com relação S ₀ /SSV=2.	78
Figura 23 - Composição de CH ₄ e CO ₂ ao longo do ensaio com relação S ₀ /SSV=4	79
Figura 24 - Fluxograma operacional do sistema de tratamento anaeróbio	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Comparação de equivalência energética e aplicações entre	20
Tabela 2 - Porcentagem de matéria orgânica encontrada	24
Tabela 3 - Teores teóricos de CH ₄ e CO ₂ estimados a partir	35
Tabela 4 - Solução nutritiva utilizada no ensaio de AME	53
Tabela 5 - Composição gravimétrica dos resíduos	63
Tabela 6 - Distribuição da matéria orgânica de acordo com a origem da geração....	64
Tabela 7 - Geração <i>per capita</i> dos resíduos	64
Tabela 8 - Resultados dos ensaios de ST, SS e SD dos resíduos orgânicos do restaurante universitário	65
Tabela 9 - Resultado dos parâmetros químicos avaliados	66
Tabela 10 - Resultados da DQO para os resíduos de restaurante.....	67
Tabela 11 - Média e desvio padrão da DQO após exclusão de outliers.....	67
Tabela 12 - Comparativo de valores de DQO e métodos de processamento de resíduos alimentares relatados na literatura.....	68
Tabela 13 – Resultados da análise de sólidos do lodo anaeróbio.....	69
Tabela 14 - Parâmetros cinéticos obtidos pelo ajuste do modelo de Gompertz.....	71
Tabela 15 - Resumo dos parâmetros cinéticos estimados pelo modelo de Gompertz e indicadores de eficiência (produção e taxa específica) para as diferentes relações S ₀ /SSV avaliadas	76
Tabela 16 - Parâmetros de projeto do Reator dimensionado	81
Tabela 17 - Resultados do balanço de massa e potencial energético do reator anaeróbio	82

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV	Ácidos graxos voláteis
AME	Atividade Metanogênica específica
ANOVA	Análise de Variância
BMP	Potencial Bioquímico de Metano
C/N	Relação Carbono Nitrogênio
DA	Digestão Anaeróbia
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DP	Desvio Padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
GEE	Gases de Efeito Estufa
LATAM	Laboratório de Tecnologia Ambiental
LGR	Lista Geral de Resíduos
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
pH	Potencial Hidrogênionico
RE	Restaurante Escola
Rpm	Rotações por Minuto
RSO	Resíduos Sólidos Orgânicos
RSS	Soma Residual dos Quadrados
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
RU	Restaurante Universitário
SD	Sólidos Dissolvidos
SS	Sólidos Sedimentáveis
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
SV	Sólidos Voláteis
UASB	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVOS	14
2.1	OBJETIVO GERAL	14
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3	REFERENCIAL TEÓRICO	15
3.1	PANORAMA ENERGÉTICO	15
3.2	BIOGÁS	18
3.3	RESÍDUOS SÓLIDOS DE RESTAURANTE	20
3.3.1	Classificação dos Resíduos de Restaurante	21
3.3.2	Caracterização de Resíduos de Restaurante	22
3.4	DIGESTÃO ANAERÓBIA	24
3.4.1	Parâmetros de controle da digestão anaeróbia	27
3.4.1.1	Temperatura	27
3.4.1.2	Potencial Hidrogeniônico (pH)	28
3.4.2	Atividade metanogênica específica	29
3.4.3	Potencial Bioquímico de Metano	30
3.4.4	Cinética da Digestão Anaeróbia	30
3.5	DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE RESTAURANTE 34	
3.6	REATOR UASB	38
4	METODOLOGIA	41
4.1	LOCAL DE ESTUDO	41
4.2	COLETA DOS RESÍDUOS DE RESTAURANTE	42
4.3	CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO	44
4.4	ANÁLISE ESTATÍSTICA	45
4.4.1	Detecção de valores atípicos (<i>outliers</i>)	45
4.4.2	Verificação da normalidade	46
4.4.3	Análise de variância	47
4.5	CARACTERIZAÇÃO DO INÓCULO	49
4.5.1	Determinação de Sólidos	49
4.5.2	Determinação do Diâmetro médio das partículas	50
4.5.3	Determinação da velocidade de sedimentação	50

4.5.4	Atividade Metanogênica Específica (AME)	51
4.6	POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO (BMP)	54
4.7	DIMENSIONAMENTO DO REATOR UASB	55
4.8	ESTIMATIVA DO POTENCIAL ENERGÉTICO	56
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	63
5.1	COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA	63
5.2	CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS DO RESTAURANTE	65
5.3	CARACTERIZAÇÃO DO LODO ANAERÓBIO	69
5.4	POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO	72
5.5	REATOR UASB	80
5.6	POTENCIAL DE ENERGIA	82
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	84
7	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	86
	REFERÊNCIAS	87
	APÊNDICE A – QUANTIDADES ADICIONADAS AO REATOR PARA REALIZAÇÃO DO ENSAIO DE ATIVIDADE METANOGENICA ESPECÍFICA	100
	APÊNDICE B – QUANTIDADES ADICIONADAS AO REATOR PARA OS ENSAIOS DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO COM DIFERENTES RELAÇÕES DE S_0/SSV	101
	APÊNDICE C – PRANCHAS PROJETO REATOR UASB	102

1 INTRODUÇÃO

O cenário energético brasileiro, mais especificamente a matriz elétrica, destaca-se por apresentar um perfil majoritariamente renovável, com predominância da fonte hidrelétrica, responsável por cerca de 55,3% da geração nacional, entretanto, demonstra sinais de vulnerabilidade frente à instabilidade climática global (EPE, 2025c). Em 2021, o país enfrentou a pior seca em mais de 90 anos, com níveis críticos nos reservatórios das regiões Sudeste e Centro-Oeste, o que reduziu a capacidade de geração hidrelétrica e exigiu o acionamento de usinas termelétricas tornando o custo da energia elétrica mais alto e causando aumento das emissões de CO₂ (EPE, 2023). Mais recentemente, nos anos de 2023 e 2024, as enchentes que afetaram o estado do Rio Grande do Sul provocaram sérios danos à infraestrutura elétrica, como o alagamento de subestações e a interrupção do fornecimento para centenas de milhares de consumidores, evidenciando a fragilidade do sistema centralizado (EPE, 2025d).

Embora eventos dessa natureza possam comprometer diferentes formas de geração elétrica, os impactos sobre a hidreletricidade são relevantes no caso brasileiro, dada sua predominância na matriz elétrica nacional e sua localização frequentemente associada a bacias hidrográficas. Diante desse cenário, o Plano Nacional de Energia 2050 (PNE, 2020) reforça a urgência em diversificar a matriz com fontes resilientes e complementares a energia hidráulica, como o biogás, conectando a segurança energética às metas de descarbonização do Acordo de Paris.

Paralelamente à questão energética, a gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) impõe-se como um desafio de saúde pública e ambiental. Estima-se que, em 2024, a geração de RSU no Brasil tenha alcançado 81,6 milhões de toneladas, o que corresponde a cerca de 384 kg por habitante ao ano (ABREMA, 2024). Desse montante, a fração orgânica representa a maior parcela, compondo 45,3% da massa total (Brasil, 2024). Embora constituída majoritariamente por restos de alimentos e podas, materiais com alto potencial energético, essa fração é frequentemente subaproveitada.

No âmbito dos grandes geradores, como restaurantes e unidades de alimentação coletiva, o volume de resíduos orgânicos é substancial (Corrêa; Lange, 2011). O problema central reside na gestão ineficiente, a disposição final desses materiais conjuntamente com outros rejeitos em aterros sanitários ou lixões inviabiliza

sua valorização. Essa prática, fruto de uma cultura histórica de recursos insuficientes para a gestão ambiental (PWC, 2011), transforma um ativo energético em passivo ambiental. Ao serem confinados nessas unidades sem tratamento prévio, os resíduos orgânicos sofrem decomposição anaeróbia descontrolada, gerando lixiviado e emissões significativas de gases efeito estufa (GEE), como metano e dióxido de carbono, comprometendo a possibilidade de valorização energética dessa biomassa e contribuindo para o efeito estufa (Debiasi, 2019).

Para mitigar os impactos associados ao modelo linear de “extração–consumo–descarte”, a digestão anaeróbia apresenta-se como uma tecnologia viável e estratégica, alinhada aos princípios da Economia Circular. Esse processo possibilita o tratamento adequado da matéria orgânica e sua reinserção na cadeia produtiva, por meio da conversão dos resíduos em biogás, uma fonte de energia renovável e em digestato, passível de aplicação agrícola como biofertilizante (Lee *et al.*, 2009). A implementação dessa rota tecnológica, especialmente em estabelecimentos como restaurantes, permite o fechamento dos ciclos de nutrientes e energia, transformando o resíduo em insumo produtivo. Além disso, essa rota tecnológica atende às diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010), que preconiza a não geração, redução, reciclagem e tratamento, destinando aos aterros apenas os rejeitos que não possuem viabilidade técnica ou econômica de recuperação (Brasil, 2010).

Diante do exposto, este estudo propõe-se a quantificar o potencial de produção de biogás e estabelecer os parâmetros de dimensionamento para um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo dedicado ao tratamento desses resíduos. A hipótese que norteia esta pesquisa é de que a fração orgânica dos resíduos do restaurante universitário, quando adequadamente misturada e inoculada com biomassa anaeróbia ativa, é capaz de produzir biogás com teor de metano que permite a geração de energia elétrica e térmica em quantidade relevante para o próprio restaurante. A relevância desta pesquisa fundamenta-se na necessidade de diversificar a matriz energética nacional com fontes resilientes e descentralizadas, ao mesmo tempo em que se mitiga o impacto ambiental da disposição inadequada de matéria orgânica. Dessa forma, o trabalho busca contribuir para o avanço dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030, especificamente os ODS 7 (Energia Acessível e Limpa), ODS 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis), ODS 12 (Consumo e Produção Responsáveis) e ODS 13 (Ação Contra

a Mudança Global do Clima), consolidando a digestão anaeróbia como instrumento de saneamento e sustentabilidade energética.

2 OBJETIVOS

Os objetivos deste trabalho estão divididos em um objetivo geral e seus objetivos específicos.

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o potencial de produção de biogás a partir da fração orgânica dos resíduos de um restaurante universitário e dimensionar um reator anaeróbio para o seu tratamento.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos desse trabalho são os seguintes:

- a) identificar a composição gravimétrica e as características físico-químicas da fração orgânica dos resíduos do restaurante universitário;
- b) estabelecer uma formulação de substrato que atenda aos requisitos de equilíbrio nutricional para a digestão anaeróbia;
- c) determinar a qualidade da biomassa anaeróbia (inóculo) disponível, por meio de sua atividade metanogênica específica (AME);
- d) quantificar o potencial de produção de metano (BMP) do substrato;
- e) dimensionar um reator anaeróbio em escala real e
- f) estimar o potencial de geração de energia elétrica e térmica decorrente da produção de biogás.

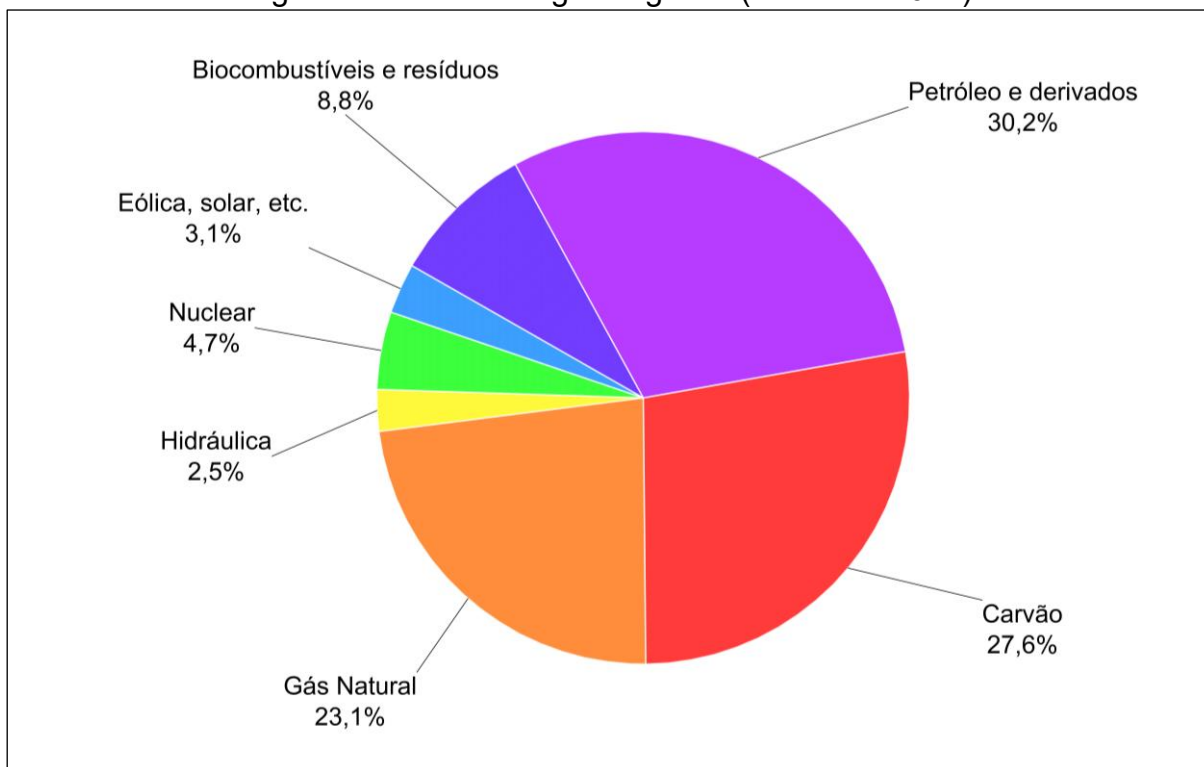
3 REFERENCIAL TEÓRICO

Neste capítulo, apresentam-se as referências que fundamentaram o desenvolvimento desta dissertação. As obras selecionadas foram essenciais para a construção dos conceitos teóricos e para a análise crítica dos temas abordados, oferecendo um suporte sólido à argumentação e garantindo consistência às discussões propostas. Para assegurar a abrangência do estado da arte, o levantamento bibliográfico foi conduzido em bases de dados como Portal de Periódicos da CAPES, SciELO e Science Direct. Adicionalmente, buscou-se mapear a produção acadêmica nacional por meio de consultas a teses e dissertações disponíveis na Plataforma Sucupira. As buscas foram norteadas pela combinação das palavras-chave “digestão anaeróbia” (*anaerobic digestion*), “biogás” (*biogas*), “resíduos sólidos” (*solid waste*) e “resíduos de restaurante” (*food waste*).

3.1 PANORAMA ENERGÉTICO

Relatórios recentes da Agência Internacional de Energia (IEA, 2024), apontam que a volatilidade dos preços dos combustíveis fósseis e os conflitos geopolíticos em regiões produtoras evidenciaram a fragilidade da dependência global de fontes não renováveis. Ao se analisar a composição da matriz energética global, verifica-se a predominância absoluta dos combustíveis fósseis, conforme a Figura 1. Dados mais recentes da Agência Internacional de Energia indicam que, em 2022, o fornecimento total de energia no mundo foi atendido por aproximadamente 30,2% de petróleo e derivados, 27,6% de carvão mineral e 23,1% de gás natural, somando cerca de 81% do total energético global oriundo de fontes fósseis. As demais frações distribuem-se entre biocombustíveis e resíduos, energia nuclear, hidráulica e fontes como eólica e solar (IEA, 2024).

Figura 1 - Matriz energética global (ano base 2022)

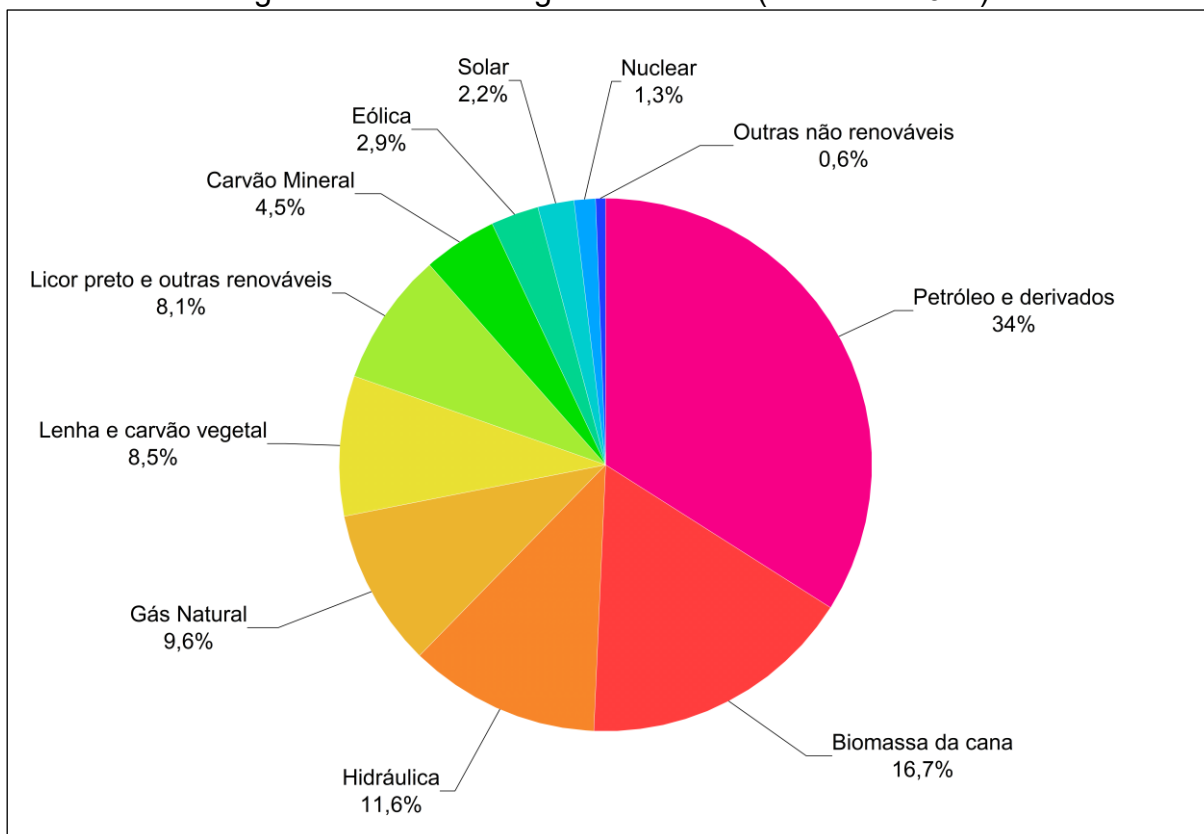


Fonte: Adaptado de IEA (2024).

Esse panorama demonstra que o consumo energético mundial continua majoritariamente sustentado em petróleo, carvão e gás, resultando em emissões crescentes de CO₂ e novos recordes de concentração atmosférica. Em contraponto, a matriz energética brasileira apresenta uma configuração substancialmente mais renovável (EPE, 2025c).

Conforme o Balanço Energético Nacional, ano base 2024, apresentado na Figura 2, aproximadamente 50% da energia ofertada no Brasil tem origem em fontes renováveis, destacando-se a biomassa da cana-de-açúcar (16,7%), a energia hidráulica (11,6%), a lenha e o carvão vegetal (8,5%), o licor preto e outras renováveis (8,1%), além de contribuições menores da energia eólica e solar. No entanto, o país ainda mantém significativa dependência dos fósseis, com 34% provenientes de petróleo e derivados, 9,6% de gás natural e 4,5% de carvão mineral (EPE, 2025c).

Figura 2 - Matriz energética nacional (ano base 2024)



Fonte: Adaptado de EPE (2025c).

Em contraste com o cenário global, no qual os combustíveis fósseis ainda predominam (Figura 1), o Brasil apresenta uma matriz energética com maior participação de fontes renováveis (Figura 2), o que posiciona o país de forma favorável ao desenvolvimento de novas rotas de bioenergia.

Embora a matriz energética agregue todas as formas de uso da energia, a matriz elétrica corresponde especificamente às fontes utilizadas na geração de eletricidade. No Brasil, quando se trata de eletricidade, a fonte hidráulica representa cerca de 55,3% da capacidade instalada de geração elétrica no país (EPE, 2025c). Entretanto, dados recentes indicam uma queda relativa da participação da fonte hidráulica na matriz elétrica brasileira, associada ao crescimento das fontes eólica, solar e do gás natural ao longo de 2024. Diante disso, surgem desafios operacionais, uma vez que o aumento de oferta de fontes renováveis como eólica e fotovoltaica não foi suficiente para suprir integralmente a queda de oferta hídrica e o aumento de demanda, ademais, a intermitência característica dessas fontes exige maior flexibilidade do sistema elétrico (EPE, 2025c).

Em contrapartida a essa variabilidade, o biogás destaca-se como uma alternativa estratégica. Segundo a EPE (2025a), a geração de biogás pode ser considerada mais controlável e determinística, devido, principalmente, à possibilidade de estocagem do combustível. Este é um atributo fundamental para o setor elétrico, contribuindo para o aumento da segurança energética e confiabilidade sistêmica em um momento de transição.

Essa característica é tecnicamente definida como despachabilidade. Diferente das fontes intermitentes, o biogás é passível de armazenamento e utilizado à conveniência da demanda energética, podendo ser acionado e desligado de acordo com a disponibilidade. Trata-se de uma característica muito valorizada e presente majoritariamente em hidrelétricas ou termelétricas convencionais (gás natural, diesel, carvão), posicionando o biogás como uma fonte renovável capaz de prover serviços de suporte à operação do sistema elétrico e estabilidade à rede (Gil; Bernardo, 2022; Marques, 2021).

Apesar dessas vantagens técnicas, o potencial energético contido nos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e, especificamente, nos resíduos alimentares do setor de serviços, permanece subexplorado no Brasil, visto que o licor preto e outras fontes renováveis representa 8,1% da matriz energética nacional, o biogás corresponde a 1,8% desse grupo, o que equivale a aproximadamente 0,15% da matriz energética total (EPE, 2025c).

3.2 BIOGÁS

O biogás é um gás resultante da degradação biológica de materiais orgânicos (substratos) em ambiente sem presença de oxigênio. Sua composição é predominantemente formada por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), com a presença, em menores proporções, de gás sulfídrico (H_2S), vapor de água (H_2O) e outros gases como o nitrogênio (N_2) (Souza *et al.*, 2010). O componente determinante para o aproveitamento energético do biogás é o metano, pois confere ao biogás poder calorífico (Brasil, 2015). Sua concentração pode variar entre 60% e 80%, dependendo das características dos substratos utilizados e das condições do processo de degradação (Souza *et al.*, 2010).

Conforme categorizado por Lobato (2011), o biogás com teor de metano entre 60% e 70% oferece versatilidade operacional, podendo ser recuperado através de quatro vias principais:

- a) Conversão térmica: queima direta em caldeiras e processos industriais.
- b) Conversão elétrica: produção de energia para autossuficiência ou venda à rede.
- c) Cogeração: aproveitamento simultâneo de energia elétrica e térmica.
- d) Biocombustível/Biometano: tratamento para injeção em gasodutos ou abastecimento de frotas veiculares.

O aproveitamento direto do biogás, mesmo sem purificação, pode ocorrer em sistemas simples, como em fogões e iluminação a gás. Entretanto, para aplicações mais sofisticadas, especialmente em motores e turbinas, é necessário realizar um processo de limpeza que remove umidade e impurezas como o H_2S . Quando o CO_2 também é removido, obtém-se o biometano, um combustível com alto teor de metano, comparável ao gás natural veicular (GNV), e que pode ser usado em todas as suas aplicações (Miyawaki, 2014).

A purificação do biogás pode ser realizada por diferentes métodos, cada um com características e eficiências específicas. Entre os processos mais utilizados destacam-se: membranas seletivas, purificação criogênica, absorção física ou química, lavagem com água e purificação biológica. Tais processos visam isolar o metano das demais substâncias e impurezas presentes no biogás bruto, garantindo maior rendimento energético e viabilidade comercial (Miyawaki, 2014).

Na conversão direta em eletricidade, o biogás é submetido à queima controlada, gerando energia térmica que, por sua vez, é convertida em energia mecânica e posteriormente em eletricidade. Os equipamentos mais utilizados são os motores de combustão interna, com ciclos Otto (ignição por centelha) ou Diesel (compressão) e as turbinas a gás. (Milanez; Maia; Guimarães, 2021).

Para mensurar a eficiência do biogás em relação às fontes tradicionais, especialmente quando comparado às fontes de energia derivadas de combustíveis fósseis, o biogás apresenta desempenho competitivo nas diferentes aplicações, conforme equivalências demonstradas na Tabela 1.

Tabela 1 - Comparação de equivalência energética e aplicações entre biogás e outros combustíveis

Fonte Energética	Equivalência a 1m³ de Biogás	Aplicação Principal / Tipo de Energia
Gasolina	0,61 L	Combustível (Veicular)
Querosene	0,57 L	Combustível / Iluminação
Óleo Diesel	0,55 L	Combustível (Veicular/Mecânico)
Etanol	0,79 L	Combustível (Veicular)
Gás de Cozinha (GLP)	0,45 kg	Energia Térmica (Cocção)
Lenha	1,536 kg	Energia Térmica (Calor)
Eletricidade	1,428 kWh	Energia Elétrica

Fonte: Adaptado de Deganutti *et al.* (2002)

Sendo assim, a recuperação energética do biogás configura-se como uma ferramenta fundamental para o desenvolvimento sustentável, pois permite a oxidação do metano em dióxido de carbono, ao mesmo tempo em que aproveita seu poder calorífico para a geração de energia, contribuindo para o aumento da segurança energética (IPCC, 2014; Machado, 2011). Do ponto de vista estratégico, trata-se de uma fonte renovável, de baixo custo e produzida de forma descentralizada, próxima aos locais de geração, além de reduzir de maneira significativa as emissões de gases poluentes (Schuch, 2012).

3.3 RESÍDUOS SÓLIDOS DE RESTAURANTE

Conforme o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil (ABREMA, 2025), o volume total de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) gerados no país alcançou aproximadamente 81,6 milhões de toneladas em 2024. Deste total, a fração orgânica representa a maior parcela, compondo cerca de 45,3% da massa gravimétrica (ABRELPE, 2020). Essa fração de resíduos orgânicos, quando descartada de forma adequada, é destinada a aterros sanitários que, em sua maioria, não dispõem de sistemas de recuperação energética, considerando que apenas cerca de 10% das plantas de biogás instaladas no país utilizam como substrato resíduos provenientes do saneamento, incluindo unidades localizadas em aterros sanitários e estações de tratamento de efluentes (CIBiogás, 2024).

Os resíduos sólidos orgânicos (RSO) são gerados por múltiplas fontes e estão presentes em resíduos de origem domiciliar, comercial (incluindo estabelecimentos de alimentação, como restaurantes), de serviços de saúde, de limpeza urbana e de

saneamento, entre outros (Melo, 2014). Dentre os diferentes componentes dos RSO, os restos de alimentos destacam-se como insumos para processos de digestão anaeróbia, por representarem a maior fração dos resíduos sólidos urbanos e apresentarem elevado teor de matéria orgânica prontamente biodegradável (Xu *et al.*, 2018).

A quantidade média anual de perdas e desperdício de alimentos no Brasil ainda não é precisamente quantificada, havendo estimativas que variam entre 23 milhões de toneladas (Canatella, 2021 apud PNUMA, 2024) e 82,1 milhões de toneladas (Dal' Magro; Talamini, 2019). Esse volume expressivo de desperdício converte-se diretamente em resíduos sólidos orgânicos. Entre os principais geradores dessa fração destacam-se os estabelecimentos do setor de alimentação, especialmente os restaurantes, frequentemente apontados como atividades econômicas com elevado índice de desperdício ao longo de seus processos produtivos (Lins, 2022).

Nos restaurantes, Clercq *et al.* (2016) apontam que dentre a variedade de resíduos sólidos gerados são encontradas sobras das refeições de clientes, restos de preparação, resíduos secos, materiais recicláveis provenientes das etapas de produção e consumo, bem como resíduos de produtos de limpeza usados na higienização de utensílios e instalações. Verifica-se que, em torno de 90% dos resíduos sólidos produzidos em restaurante consiste em matéria orgânica putrescível (Pistorello; Conto; Zaro, 2015).

3.3.1 Classificação dos Resíduos de Restaurante

A Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, no artigo 13, inciso 1, alíneas “a” até “k” classifica os resíduos sólidos quanto a sua origem. Os resíduos de restaurante enquadram-se na alínea “d” por se tratarem de resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços (Brasil, 2010). Ainda, os resíduos podem ser classificados de acordo com os riscos potenciais de contaminação do meio ambiente.

De acordo com a ABNT NBR 10004:2024, os resíduos provenientes de restaurantes são classificados como resíduos não perigosos, o que significa que não apresentam potencial de causar efeitos adversos à saúde humana e/ou ao meio ambiente, por não possuírem características de periculosidade associadas, tais como inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade. Esse

enquadramento decorre da origem urbana do resíduo e do processo gerador associado à atividade de serviços de alimentação, sendo classificados no grupo 20: resíduos sólidos urbanos e equiparados, subcapítulo 01: resíduos sólidos urbanos de origem doméstica ou equiparada, conforme a Lista Geral de Resíduos (LGR). Quando segregados na fonte, esses resíduos podem ser classificados em diferentes subcódigos da LGR, destacando-se: 20 01 43 00, referente aos resíduos orgânicos biodegradáveis ou equiparados (restos de alimentos), 20 01 42 00, correspondente à fração seca destinada a coleta seletiva, e 20 01 44 00, relativo aos rejeitos não recicláveis ou não aproveitáveis (ABNT, 2024).

Entretanto, a classificação como resíduo não perigoso não isenta os geradores da responsabilidade de gerenciá-los corretamente. À luz da Lei nº 12.305/2010, a destinação deve respeitar a ordem de prioridade estabelecida no Art. 9º, que antepõe o tratamento à disposição final. A legislação determina que o encaminhamento para aterros deve se restringir aos rejeitos (Art. 3º, XV), ou seja, materiais cujas possibilidades de recuperação técnica ou econômica já foram esgotadas. Assim, a gestão adequada torna-se crucial não apenas para o cumprimento legal, mas para evitar passivos ambientais, como a emissão de GEE em aterros sanitários, e para aproveitar o potencial de valorização desses recursos (Brasil, 2010).

3.3.2 Caracterização de Resíduos de Restaurante

De acordo com Firmeza (2005), os resíduos sólidos podem ser caracterizados segundo suas características físicas, químicas e biológicas. O Quadro 1 apresenta uma síntese dos parâmetros utilizados para realização da caracterização.

Quadro 1 - Parâmetros utilizados na caracterização dos resíduos sólidos

Parâmetro	Descrição
CARACTERÍSTICAS FÍSICAS	
Geração <i>per capita</i> (kg/pessoa.dia)	Quantidade de resíduo gerado por pessoa em um período de tempo especificado.
Composição gravimétrica	Percentual de cada componente em relação ao peso total da amostra de resíduo analisada.
Peso específico aparente (kg/m³)	Massa de resíduo solto em função do volume ocupado livremente, sem qualquer compactação.
Teor de Umidade	Quantidade de água contida na massa de resíduo.
Compressividade	Grau de compactação, indica a diminuição de volume que uma massa de resíduo pode sofrer ao ser submetida a determinada pressão.
CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS	
Poder calorífico	Capacidade de um material desprender determinada quantidade de calor quando submetido à queima.
Composição Química	Teor de N, P, K, S, C, relação C/N, pH e sólidos voláteis.
CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS	
Teor de matéria orgânica	Quantidade de matéria orgânica contida na amostra de resíduo. Inclui matéria orgânica não-putrescível (papel, papelão, etc.) e putrescível (verduras, alimentos, etc.)

Fonte: Adaptado de Firmeza (2005) e Vilhena (2018)

Quanto à geração per capita de resíduos sólidos em restaurantes, a literatura evidencia valores variáveis, fortemente influenciados pelo tipo de serviço prestado, pelo número de refeições servidas e pelos hábitos alimentares dos usuários. Peruchin *et al.* (2013), ao avaliarem a geração de resíduos em um Restaurante Escola (RE) de uma universidade localizada na região Sul do Brasil, identificaram uma taxa média de 0,15 kg/pessoa.dia. Forner e De Conto (2020), também em um restaurante universitário da região Sul, observaram uma geração per capita média superior, de 0,24 kg/pessoa.dia.

No mesmo estudo, Forner e De Conto (2020) realizaram a composição gravimétrica dos resíduos gerados durante o preparo das refeições e a partir das sobras do almoço e do jantar, constatando que 89,19% da massa total correspondia à fração orgânica, seguida por 5,01% de plástico e 1,31% de vidro. De modo geral, restaurantes universitários apresentam percentuais elevados de matéria orgânica em relação às demais frações, padrão que se repete em diferentes regiões do país, conforme evidenciado na Tabela 2.

Tabela 2 - Porcentagem de matéria orgânica encontrada em composições gravimétricas de RU's

Local do RU	Matéria orgânica	Referência
Universidade Federal de Pelotas (RS)	82,14%	Peruchin <i>et al.</i> (2013)
Universidade Federal do Oeste do Pará (PA)	87,3%	Martins <i>et al.</i> (2024)
Universidade do Sul do Brasil (RS)	89,19%	Fornier e De Conto (2020)
Universidade Federal de Campina Grande (PB)	94%	Silva <i>et al.</i> (2018)
Universidade Federal de Viçosa (MG)	97,70%	Silva, Soares e Rossoni (2021)

Fonte: Autora (2026)

A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos apresenta elevado teor de umidade, geralmente entre 85 e 90%, característica associada à predominância de resíduos alimentares biodegradáveis (Mata-Alvarez; Macé; Llabrés, 2000). Em termos energéticos, estudos indicam que o poder calorífico dos resíduos orgânicos alimentares se situa em torno de 14.566 kJ/kg, conforme observado por Gomes *et al.* (2017), e 14.905 kJ/kg, segundo Montejo *et al.* (2011).

Diante dessas características, a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, especialmente a proveniente de restaurantes, apresenta potencial para a produção de biogás por meio da digestão anaeróbia, possibilitando a recuperação energética e a mitigação de impactos ambientais (Gueri, 2017). Essa alternativa de tratamento está alinhada às diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010), que prioriza o tratamento e a valorização dos resíduos, destinando à disposição final apenas os rejeitos, além de contribuir para a diversificação da matriz energética (Brasil, 2010).

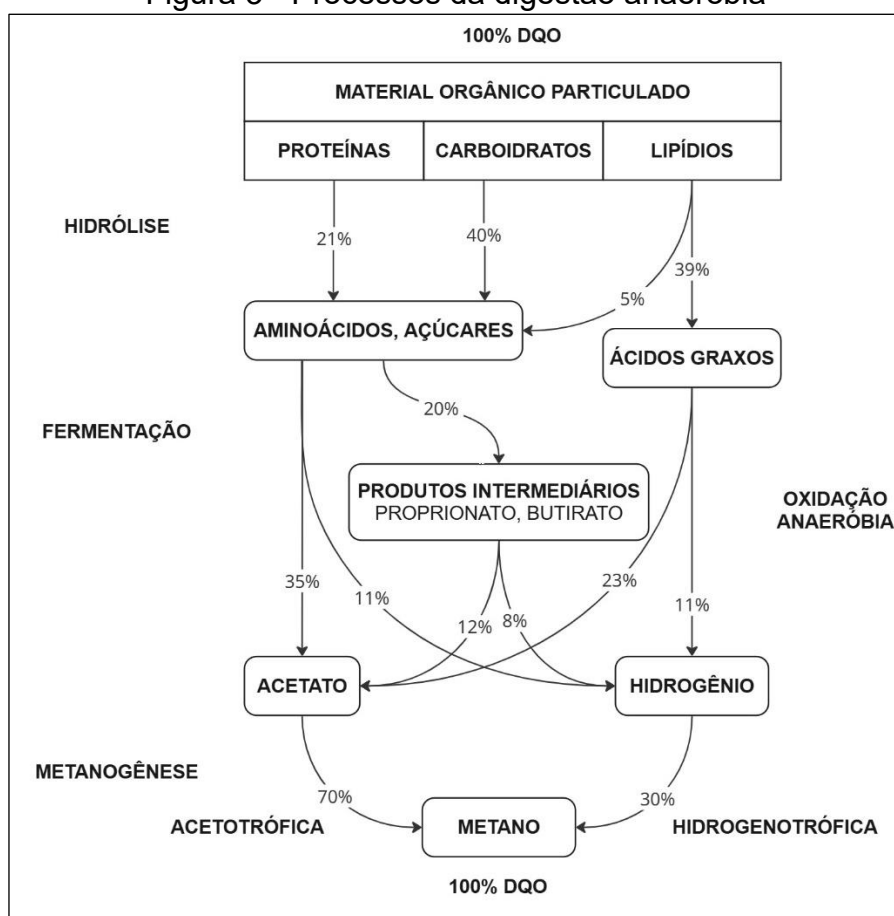
3.4 DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia (DA), é um processo biológico no qual o carbono orgânico é convertido, por meio de reações sucessivas de oxidação e redução, em seus estados mais oxidado (CO₂) e mais reduzido (CH₄). Esse processo é catalisado por uma ampla diversidade de microrganismos que atuam na ausência de oxigênio molecular. O produto gasoso gerado, conhecido como biogás, consiste primariamente em CH₄ e CO₂, com a presença minoritária de compostos como nitrogênio, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, cuja fração volumétrica raramente excede 1% (Angelidaki; Ellegaard; Ahring, 2003).

Uma das aplicações mais difundidas da digestão anaeróbia ocorre no setor de saneamento, especificamente no tratamento de lodos provenientes de Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs). Dessa forma, o processo confere ao lodo tratado características mais seguras e inertes, como a inativação de organismos patogênicos, diminuição do volume de sólidos e minimização da geração de odores (Appels *et al.*, 2008). Ainda, de acordo com Souza (1984), a digestão anaeróbia é aplicada a diversos resíduos urbanos, rurais ou industriais e seu propósito abrange o tratamento eficaz desses resíduos, removendo matéria orgânica poluente e microrganismos patogênicos, além da geração de biogás.

A conversão da matéria orgânica complexa em biogás é tradicionalmente dividida em quatro etapas bioquímicas e microbiológicas sequenciais denominadas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. A Figura 3 apresenta um esquema quantitativo das rotas bioquímicas da digestão anaeróbia, ilustrando a conversão de matéria orgânica até a sua transformação final em metano.

Figura 3 - Processos da digestão anaeróbia



Fonte: Adaptado de Gujer e Zehnder (1983)

A hidrólise representa a etapa inicial e essencial do processo de digestão anaeróbia, sendo responsável pela despolimerização de macromoléculas orgânicas complexas e particuladas, como proteínas, carboidratos e lipídios, em polímeros solúveis ou monômeros mais simples. Essa transformação ocorre por meio da ação de exoenzimas liberadas no meio externo pelas bactérias fermentativas (Chernicharo, 2007).

Como os microrganismos não conseguem absorver diretamente os biopolímeros, eles secretam um conjunto de enzimas extracelulares que catalisam a quebra dessas estruturas em seus componentes básicos. Especificamente, lipases atuam sobre os lipídios, gerando ácidos graxos e glicerol; proteases e peptidases degradam proteínas em polipeptídeos, oligopeptídeos e aminoácidos; enquanto celulasas, amilases, hemicelulasas e xilanases convertem carboidratos em açúcares simples, como polissacarídeos, oligossacarídeos, glicose, hexoses e pentoses (Beal, 2004). O principal objetivo dessa fase é dissolver o substrato sólido e converter compostos de difícil degradação em moléculas mais acessíveis, disponibilizando a matéria orgânica para o metabolismo dos microrganismos que atuam na etapa subsequente, a acidogênese.

A acidogênese, também conhecida como fase fermentativa, é a segunda etapa da digestão anaeróbia, conduzida por um grupo diversificado de bactérias acidogênicas. Nesta fase, os monômeros solubilizados durante a hidrólise são rapidamente convertidos em uma mistura de Ácidos Graxos Voláteis (AGV), ou ácidos orgânicos de cadeia curta. Entre os principais AGV produzidos estão os ácidos acético, propiônico e butírico. Simultaneamente, são gerados outros produtos intermediários, como álcoois, dióxido de carbono (CO_2) e hidrogênio (H_2) (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

A acetogênese representa a etapa intermediária que sucede a acidogênese, sendo conduzida por um grupo especializado conhecido como bactérias acetogênicas. A função primordial desses microrganismos é oxidar os produtos gerados na acidogênese, especialmente os Ácidos Graxos Voláteis (AGV) de cadeia mais longa, como o propionato e o butirato, que não podem ser diretamente metabolizados pela maioria das arqueias metanogênicas. Essa conversão resulta na formação de acetato, dióxido de carbono e hidrogênio. Portanto, a acetogênese atua como uma ponte metabólica indispensável, transformando os intermediários

fermentativos nos substratos diretos e fundamentais para a posterior formação de metano (Metcalf; Eddy, 2016).

A metanogênese constitui a etapa final e biologicamente mais complexa da digestão anaeróbia, sendo conduzida exclusivamente por um grupo de microrganismos do reino *Archaea*. Sua função é converter os produtos de baixo peso molecular gerados na acetogênese principalmente acetato, hidrogênio e dióxido de carbono em metano. Essa conversão ocorre por duas rotas: a via acetotrófica (ou acetoclástica), na qual o acetato é clivado em CH_4 e CO_2 , e a via hidrogenotrófica, que utiliza H_2 para reduzir o CO_2 a CH_4 (Metcalf; Eddy, 2016). Dentre as duas, a rota acetotrófica é a dominante na maioria dos sistemas, respondendo por cerca de 65% a 70% de todo o metano produzido (Jeris; McCarty, 1965; Smith; Mah, 1966).

3.4.1 Parâmetros de controle da digestão anaeróbia

O desempenho da digestão anaeróbia é altamente sensível às condições ambientais, operacionais e químicas e o controle destes fatores é essencial para a estabilidade e eficiência do processo (Angelidaki; Ellegaard; Ahring, 2003). Entre os fatores que interferem no processo da digestão anaeróbia, destacam-se: o potencial hidrogeniônico (pH), os ácidos graxos voláteis, a alcalinidade total, a temperatura, os nutrientes e a toxicidade (Rizk, 2009).

3.4.1.1 Temperatura

A temperatura é um dos fatores de influência mais críticos na digestão anaeróbia, pois afeta diretamente as taxas de crescimento microbiano, a cinética das reações bioquímicas e a eficiência geral do processo (Angelidaki; Ellegaard; Ahring, 2003; Chernicharo, 2007). A atividade metabólica de toda população microbiana anaeróbia especialmente das arqueias metanogênicas, é altamente dependente de condições térmicas estáveis, sendo que flutuações bruscas podem levar à inibição (Appels *et al.*, 2008).

O processo é geralmente classificado em três faixas operacionais:

- psicrófilas: ocorre em temperaturas menores que 20°C ;

- mesofílicas: faixa de operação entre 20 e 45°C, sendo a temperatura ótima entre 35 e 37°C e
- termofílicas: faixa de operação entre 45 e 60°C, sendo a temperatura ótima 55°C.

A operação na faixa termofílica apresenta vantagens como maiores taxas de reação, que permite a diminuição dos tempos de detenção hidráulica e, consequentemente, o uso de reatores mais compactos. Adicionalmente, as temperaturas elevadas otimizam a eficiência da hidrólise, resultando em maior decréscimo de sólidos e remoção mais eficiente de organismos patogênicos (Angelidaki; Ellegaard; Ahring, 2003).

No entanto, o processo termofílico exige maior gasto energético para aquecimento e é intrinsecamente instável, pois os microrganismos são muito mais sensíveis a flutuações de temperatura e a inibidores (como a amônia livre), aumentando o risco de acidificação (Mao *et al.*, 2015). Sendo assim, a faixa mesofílica, embora mais lenta, é a mais utilizada na maioria das aplicações práticas, pois oferece melhor estabilidade, sustenta uma maior diversidade microbiana e é significativamente menos sensível a perturbações, garantindo uma operação mais confiável e de controle menos complexo (Appels *et al.*, 2008).

3.4.1.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico (pH) exerce influência direta sobre a cinética da metanogênese. As arqueias metanogênicas, que realizam a etapa final de produção de metano, são particularmente sensíveis, operando de forma mais eficiente em pH neutro e sofrendo uma queda de sua atividade metabólica em valores de pH inferiores a 6,6, o que compromete a conversão de acetato e hidrogênio em metano (Angelidaki; Ellegaard; Ahring, 2003). De acordo com Mao *et al.*, 2015 a literatura aponta com frequência que o intervalo ótimo de pH para produção de metano situa-se entre 6,8 e 7,4.

A estabilidade do pH e a concentração de Ácidos Graxos Voláteis (AGV) possuem forte relação no processo. Os AGVs (como os ácidos acético, propiônico e butírico) são intermediários essenciais formados na acidogênese, sendo o acetato o substrato necessário para a produção de metano. Em condições estáveis, as bactérias

acidogênicas produzem AGVs em uma taxa equilibrada, que é prontamente consumida pelas arqueias metanogênicas, mantendo baixas concentrações de ácidos no meio (Chernicharo, 2007).

Quando esse equilíbrio é rompido, geralmente por sobrecargas orgânicas ou mudanças bruscas de temperatura, as bactérias acidogênicas aumentam a produção de AGVs, enquanto as metanogênicas, mais sensíveis e de metabolismo mais lento, não conseguem acompanhar o consumo. Esse acúmulo gradual de AGVs consome a alcalinidade do sistema, responsável pela capacidade de tamponamento do meio. Quando a capacidade de tamponamento é superada, ocorre uma queda acentuada do pH, que inibe significativamente a atividade das arqueias metanogênicas e compromete a estabilidade do processo e, por sua vez, a produção de metano (Chernicharo, 2007; Beal, 2004).

3.4.2 Atividade metanogênica específica

A Atividade Metanogênica Específica (AME) representa a capacidade máxima de produção de metano por microrganismos anaeróbios sob condições controladas de laboratório, como temperatura e pH. A determinação da AME é fundamental para avaliar o potencial metanogênico do inóculo e a eficiência da população microbiana em reatores anaeróbios (Aquino *et al.*, 2007). Ela permite estimar a capacidade máxima de remoção de matéria orgânica (DQO), definir cargas orgânicas seguras, monitorar a estabilidade do processo, e dimensionar a massa mínima de lodo necessária para um desempenho adequado. Além disso, o teste de AME é amplamente utilizado para avaliar a qualidade e a atividade da biomassa (Hussain; Dubey, 2015).

Conforme descrito por Monteggia (1997), a AME é um ensaio laboratorial realizado em batelada, sendo a quantidade de biomassa utilizada é um fator determinante e, geralmente, é quantificada por meio da análise dos Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) (Poetsch; Koetz, 1998). A concentração inicial de lodo nos ensaios costuma variar entre 2 e 5 g.SSV/L, enquanto o substrato deve ser adicionado em excesso, de modo a não representar um fator limitante à atividade microbiana. O acetato é o substrato mais utilizado para a avaliação específica da atividade metanogênica acetoclástica, uma vez que aproximadamente 70% do metano produzido na digestão anaeróbia se origina dessa via metabólica (Monteggia, 1997).

3.4.3 Potencial Bioquímico de Metano

O Potencial Bioquímico de Metano (BMP) quantifica o rendimento máximo de metano que pode ser gerado a partir de um substrato, sendo o seu objetivo primário determinar a biodegradabilidade desse material sob tratamento anaeróbio. Este rendimento é tipicamente expresso por unidade de massa de matéria orgânica, seja em função dos Sólidos Voláteis (SV) ou da Demanda Química de Oxigénio (DQO) adicionada (Koch, 2020). O conceito original para este teste foi descrito pela primeira vez por Owen *et al.* (1979).

Os ensaios de AME e de BMP possuem semelhanças metodológicas, sendo ambos tipicamente realizados em batelada sob condições controladas, no entanto, seus objetivos diagnósticos são distintos e complementares. Conforme descrito, o teste de AME foca na biomassa (inóculo), avaliando a taxa máxima de conversão, ou seja, a capacidade cinética e a atividade dos microrganismos. Em contrapartida, o teste de BMP foca no substrato, determinando o rendimento máximo de metano, o que reflete diretamente sua biodegradabilidade (Hafner *et al.*, 2020). Portanto, a análise conjunta de ambos os parâmetros é essencial para a otimização de sistemas anaeróbios: a AME avalia a eficiência do agente conversor, enquanto o BMP quantifica o potencial energético do material a ser convertido em metano.

3.4.4 Cinética da Digestão Anaeróbia

O estudo da cinética da digestão anaeróbia é um campo fundamental para otimizar, simular e monitorar o desempenho dos reatores, visto que a DA é um processo biológico complexo, dinâmico, não linear e facilmente afetado por fatores incertos (Xie *et al.*, 2016). A compreensão da cinética microbiana é crucial, pois as taxas de desempenho variam amplamente dependendo da comunidade microbiana e do tipo de substrato (Basak *et al.*, 2018).

Para descrever matematicamente esse comportamento, os modelos cinéticos se baseiam no perfil clássico de crescimento microbiano, descrito por Monod (1949), o qual é dividido em fases distintas: (1) fase lag (adaptação, crescimento nulo); (2) fase de aceleração; (3) fase logarítmica ou exponencial (crescimento constante e máxima conversão de substrato); (4) fase de retardo; (5) fase estacionária

(esgotamento do substrato e cessação do crescimento); e (6) fase de declínio (crescimento negativo).

O modelo de Monod (1949) propõe que a taxa de crescimento (μ) é constante e máxima ($\mu_{\text{máx}}$) durante a fase exponencial, pois todos os nutrientes estão em excesso. Contudo, μ torna-se dependente da concentração de um único nutriente limitante (S) quando este começa a se esgotar. Essa relação é descrita pela Equação (1) e ilustrada graficamente pela Figura 4 que mostra a taxa de crescimento (μ) em função da concentração do substrato (S).

$$\mu = \mu_{\text{máx}} \frac{S}{K_s + S} \quad (1)$$

Em que:

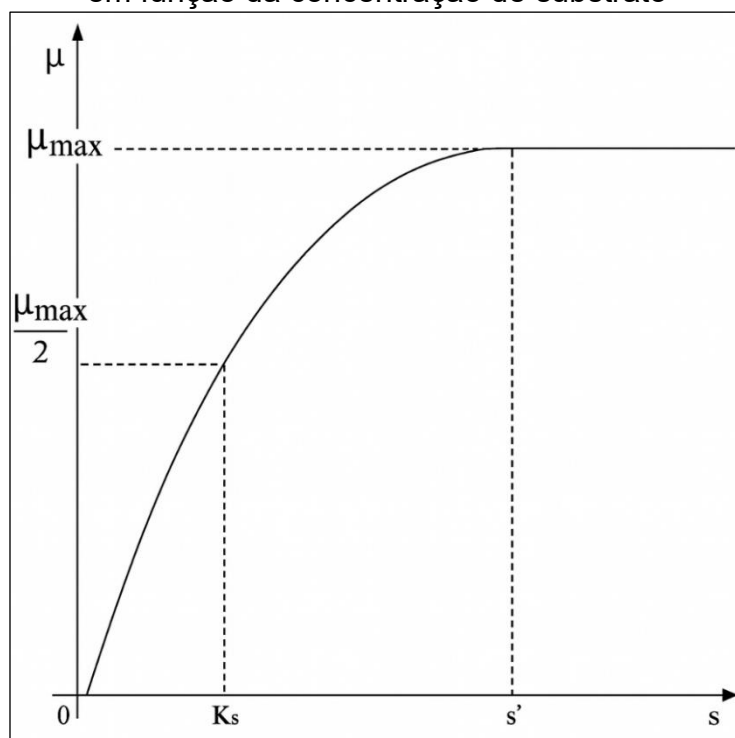
μ : taxa de crescimento (/dia);

$\mu_{\text{máx}}$: taxa máxima de crescimento (/dia);

S: concentração do substrato (g/L);

K_s : constante de saturação (g/L).

Figura 4 - Curva de taxa de crescimento em função da concentração de substrato



Fonte: Adaptado de Scriban (1984 apud Carbuloni, 2020)

Na Equação (1), K_s é a constante de saturação, que representa a concentração de substrato (S) na qual a velocidade de crescimento é metade da máxima. A análise da equação em suas condições extremas permite compreender o comportamento do sistema. Na fase exponencial, quando S é muito maior que K_s , ou seja, há excesso de substrato, no denominador da equação o valor de K_s torna-se desprezível e a equação se simplifica para:

$$\mu = \mu_{m\acute{a}x} \frac{S}{K_s + S} = \mu_{m\acute{a}x} \frac{S}{S} \rightarrow \mu_{m\acute{a}x} = \mu$$

Isso demonstra que, com substrato em excesso, a velocidade de crescimento é máxima e independente da concentração de S (cinética de ordem zero). Já fase de retardo, quando S é muito menor que K_s , ou seja, há escassez de substrato, no denominador o termo S torna-se desprezível, logo, a equação se simplifica para:

$$\mu = \mu_{m\acute{a}x} \frac{S}{K_s + S} = \mu_{m\acute{a}x} \frac{S}{K_s}$$

Como $\mu_{m\acute{a}x}$ e K_s são constantes, a velocidade de crescimento torna-se diretamente proporcional à concentração do substrato (cinética de primeira ordem). Isso explica matematicamente por que a velocidade diminui à medida que o substrato acaba, causando a desaceleração do crescimento. Para a determinação experimental dos parâmetros cinéticos a Equação (1) é frequentemente linearizada conforme as seguintes etapas (Equações 2 e 3)

$$\frac{1}{\mu} = \frac{K_s + S}{\mu_{m\acute{a}x} \cdot S} \tag{2}$$

$$\frac{1}{\mu} = \left(\frac{K_s}{\mu_{m\acute{a}x}} \right) \frac{1}{S} + \frac{1}{\mu_{m\acute{a}x}} \tag{3}$$

Esta equação assume a forma de uma reta, $y = ax + b$, onde:

$y = 1/\mu$ (variável dependente);

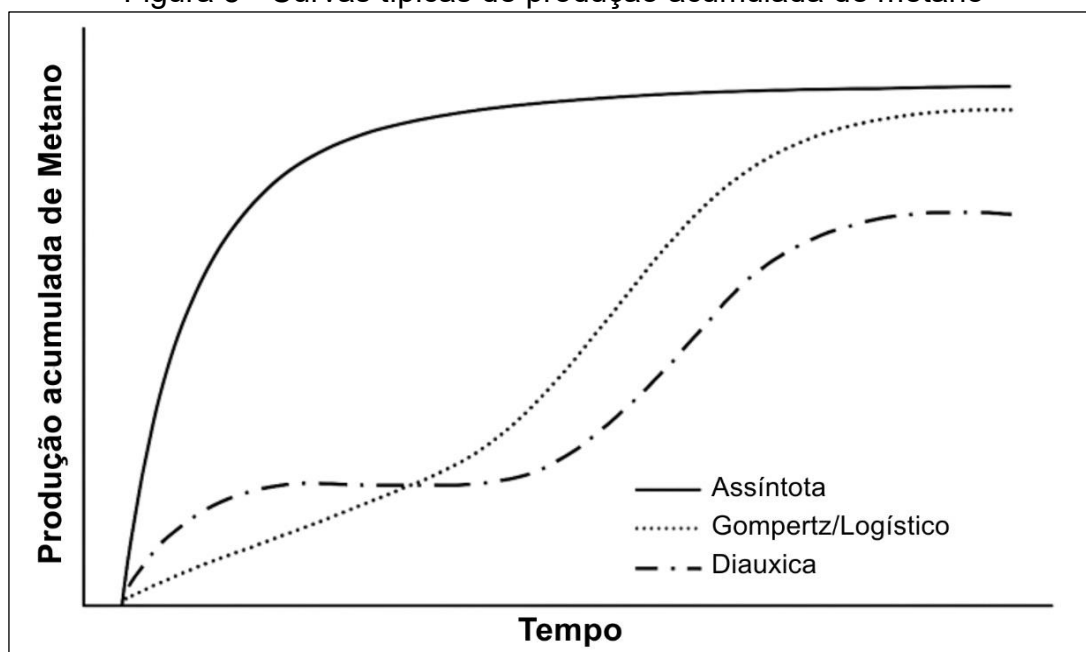
$x = 1/S$ (variável independente);

$a = K_s/\mu_{m\acute{a}x}$ (coeficiente angular da reta);

$b = 1/\mu_{\text{máx}}$ (intercepto linear no eixo y).

Ao plotar os dados experimentais de $1/\mu$ (eixo y) versus $1/S$ (eixo x), obtém-se uma reta. O valor de $\mu_{\text{máx}}$ é determinado pelo inverso do intercepto linear (b), e o valor de K_s é determinado pelo produto do coeficiente angular (a) com o $\mu_{\text{máx}}$ previamente encontrado. De modo geral, as curvas de produção acumulada de metano seguem um padrão sigmoidal análogo a esse perfil de crescimento, conforme ilustrado na Figura 5.

Figura 5 - Curvas típicas de produção acumulada de metano



Fonte: Autora (2026)

A validação da adequação do modelo é realizada estatisticamente, priorizando-se altos coeficientes de determinação (R^2) e baixos valores de Soma Residual dos Quadrados (RSS). O Modelo de Gompertz Modificado, apresentado na Equação (4) é frequentemente destacado como o mais utilizado para descrever a cinética de produção de metano (Ware; Power, 2017). Sua aplicação é particularmente comum em estudos com resíduos alimentares, onde demonstra um ajuste superior para substratos de complexidade simples ou intermediária.

$$y = A \exp \left\{ -\exp \left[\frac{\mu_m e}{A} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad (4)$$

Em que:

Y: produção específica acumulada de metano (LCH₄);

A: potencial máximo específico de produção de metano (LCH₄);

μ_m : taxa máxima específica de produção de metano (LCH₄/dia);

e: número de Euler;

λ : fase lag (dias);

t: tempo de incubação (dias).

Evidências científicas confirmam essa tendência. Um estudo de Pramanik *et al.* (2019), ao analisar resíduos alimentares em um reator de estágio único, comparou o Modelo de Gompertz Modificado com o modelo Logístico. Gompertz apresentou o melhor ajuste aos dados cumulativos de produção de biogás, obtendo o maior R² (0,997) e o menor Erro Quadrático Médio, o que significa que o modelo foi capaz de explicar mais de 99% das variações nos resultados. Na mesma linha, outra pesquisa sobre a produção de metano de resíduos alimentares (com e sem pré-tratamento) em ensaios em batelada também apontou o Gompertz como um preditor confiável (Yahya *et al.*, 2022).

3.5 DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE RESTAURANTE

A composição química dos resíduos alimentares e de restaurante é altamente variável e heterogênea, pois depende diretamente de fatores como origem, hábitos culturais, estilo de vida e sazonalidade (Blasius, 2019). Apesar dessa variabilidade, tais resíduos são ricos em carboidratos, proteínas e lipídeos, as principais macromoléculas de matéria orgânica facilmente biodegradável (Kiran *et al.*, 2014). Essa composição, por sua vez, representa uma significativa fonte de substrato, passível de conversão em energia, conforme indicam estudos na literatura (Clercq *et al.*, 2016; Azevedo *et al.*, 2020; Kuczman *et al.*, 2018).

Em termos quantitativos, Fisgativa, Tremier e Dabert (2016), ao analisarem as características de resíduos alimentares em escala global, apontaram faixas de composição de 41 - 62% para carboidratos, 15 - 25% para proteínas e 13 - 30% para lipídeos. A proporção desses macronutrientes é crucial, pois define o potencial metanogênico do substrato. Os lipídeos apresentam o maior rendimento teórico, com

1,01 m³CH₄/kgSV, seguidos pelas proteínas, com 0,74 m³CH₄/kgSV. Os carboidratos possuem o menor potencial entre os três, gerando 0,37 m³CH₄/kgSV (Xu *et al.*, 2018).

A decomposição desses componentes, que se inicia na fase de hidrólise da digestão anaeróbia, também impacta diretamente a composição percentual do biogás gerado, sendo que substratos mais reduzidos (como os lipídeos) resultam em maior teor de metano conforme apresentado na Tabela 3 (Daniel, 2021).

Tabela 3 - Teores teóricos de CH₄ e CO₂ estimados a partir da degradação anaeróbia de carboidratos, proteínas e lipídeos

Substrato	Composição Elemental	% CH ₄	% CO ₂
Carboidrato	C ₆ H ₁₀ O ₅	50	50
Proteína	C ₅ H ₇ O ₂ N	60	40
Lípido	C ₅₇ H ₁₀₄ O ₆	72	28

Fonte: Adaptado de Daniel (2021)

Apesar do elevado potencial metanogênico evidenciado pela composição química dos resíduos (Tabela 3), a presença de macromoléculas altamente energéticas também introduz complexidades operacionais significativas no processo de digestão anaeróbia. Os mesmos constituintes que conferem alto valor energético são responsáveis por potenciais fatores de instabilidade que podem comprometer o desempenho do reator.

A elevada fração de carboidratos de rápida degradação, embora represente uma fonte prontamente disponível de substrato (Xu *et al.*, 2018), acelera as etapas de hidrólise e acidogênese, resultando em produção intensa de Ácidos Graxos Voláteis (AGV). Quando a taxa de geração desses compostos supera a capacidade de consumo das arqueias metanogênicas, ocorre o acúmulo de ácidos, promovendo uma queda acentuada do pH e, consequentemente, a inibição da metanogênese (Ferreira, 2021).

Paralelamente, a decomposição das proteínas, ricas em nitrogênio, associada à baixa relação Carbono/Nitrogênio (C/N) típica desses resíduos, leva à formação de amônia. Em concentrações elevadas, o nitrogênio amoniacal torna-se tóxico, inibindo severamente a atividade metanogênica. Os lipídeos, que apresentam o maior potencial teórico, representam um risco, pois sua decomposição gera Ácidos Graxos

de Cadeia Longa que, em excesso, podem afetar negativamente a cinética das reações e ser tóxicos para a biomassa (Blasius, 2019).

Diante desse cenário de instabilidade bioquímica intrínseca aos resíduos, estudos recentes sobre a produção de biogás a partir de resíduos de restaurante apresentam uma base metodológica convergente, pautada na utilização de resíduos alimentares frescos, geralmente classificados conforme a etapa de geração, seja durante o preparo das refeições ou no momento do consumo (Amorim, 2023; Magalhães, 2018; Proença, 2017), linha metodológica que fundamenta a estratégia operacional de pré-tratamento proposta neste trabalho. Os resíduos geralmente passam por etapas de coleta e trituração, visando à homogeneização do substrato e à otimização das condições para a digestão anaeróbia (Amorim, 2023; Proença, 2017; Velho, 2016). Em termos de composição, os resíduos de restaurante apresentam, em geral, teores de sólidos voláteis (SV) entre 65% e 90% dos sólidos totais (Ferreira, 2021; Daniel, 2019; Paixão, 2018).

Para garantir a estabilidade do processo frente à rápida degradação dos carboidratos e proteínas, a escolha do inóculo e o controle operacional são fundamentais. Os inóculos empregados variam entre lodo proveniente de biodigestores de dejetos suínos (Magalhães, 2018; Amorim, 2023) e lodo oriundo de estações de tratamento de efluentes (Proença, 2017), permitindo a avaliação de diferentes comunidades microbianas e seus efeitos sobre a degradação da matéria orgânica.

Os experimentos são conduzidos tanto em reatores de bancada (Amorim, 2023; Proença, 2017; Magalhães, 2018), sob controle operacional, quanto em unidades em escala piloto, aproximando os resultados das condições reais de aplicação (Magalhães, 2018; Velho, 2016). As condições operacionais mais comuns incluem temperatura mesofílica, na faixa de 35 – 37 °C, pH entre 6,8 e 7,5 (Amorim, 2023; Magalhães, 2018), valores que guardam estrita semelhança com as premissas de projeto adotadas nesta pesquisa. O monitoramento contempla variáveis para a avaliação do desempenho, como volume de biogás produzido, teor de metano (CH₄), pH, alcalinidade e quantificação de sólidos totais e voláteis, assegurando a comparabilidade dos resultados e a identificação dos parâmetros mais determinantes para a eficiência do processo (Amorim, 2023; Magalhães, 2018; Proença, 2017; Velho, 2016).

A eficiência do processo de digestão anaeróbia revelou-se dependente das condições iniciais de carga. Conforme observado por Magalhães (2018), os resultados satisfatórios concentraram-se principalmente na relação S_0/SSV de 1, a qual proporcionou os maiores valores de produção específica de metano. Corroborando a afirmação, Blasius (2019) indica que há uma relação inversa no processo, quanto menor a relação S_0/SSV aplicada, maior tende a ser o índice de Potencial Bioquímico de Metano (BMP) encontrado.

Esses resultados indicam que proporções equilibradas favorecem a degradação da matéria orgânica e reduzem riscos de sobrecarga ácida no sistema. Nos experimentos conduzidos por Proença (2017), a digestão anaeróbia dos resíduos alimentares do restaurante universitário resultou em biogás com composição média de 48,55% de CH_4 , 37,8% de CO_2 , 2,35% de O_2 . Já no estudo de Magalhães (2018), o teor de CH_4 foi de aproximadamente 52%.

Baseando-se em dados experimentais, Daniel (2021) estimou uma produção anual entre 5.600 e 7.700 m^3 de metano. Segundo a análise energética do autor, esse volume seria suficiente para gerar de 14 a 19 MWh de eletricidade (suprindo 5 a 8% da demanda do RU), ou atuar como substituto de combustíveis fósseis, equivalendo a até 7.600 L de diesel ou 6.000 kg de GLP. Ainda, o autor concluiu que, embora todos os cenários apontem para a viabilidade econômica, o mérito do projeto transcende o retorno financeiro, fundamentando-se principalmente no desenvolvimento tecnológico e na capacitação científica para o tratamento de resíduos e geração de bioenergia.

Entretanto, Santos (2021) e Ferreira (2021) destacam que a implantação de sistemas em escala real depende de práticas adequadas de segregação de resíduos, controle operacional e manutenção periódica. Apesar dos resultados positivos, desafios operacionais são apontados de forma recorrente. Uma das principais limitações relatadas é a instabilidade do processo em cargas orgânicas mais elevadas, com acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGV) e queda de pH, exigindo ajustes na alimentação ou no tempo de detenção hidráulica para evitar a inibição da atividade metanogênica (Magalhães, 2018).

Outra dificuldade comum é a variação na composição dos resíduos, especialmente quando provenientes de refeições prontas ou sobras, que apresentam maior heterogeneidade e contaminação por materiais indesejados, afetando a previsibilidade e o desempenho do processo (Amorim, 2023; Proença, 2017). Além disso, são relatadas limitações estruturais e operacionais nos sistemas piloto,

incluindo a necessidade de monitoramento contínuo de pH, alcalinidade e COV para prevenir falhas no processo e garantir estabilidade, além de manutenção e limpeza periódicas para evitar acúmulo de crostas e sedimentos (Ferreira, 2021).

De forma geral, a digestão anaeróbia de resíduos alimentares é uma alternativa sustentável, capaz de reduzir a destinação para aterros, mitigar emissões de gases de efeito estufa e gerar energia renovável (Pôncio, 2022). No entanto, como apontado pelos autores, a eficiência do processo depende diretamente do controle dos parâmetros operacionais, da qualidade e homogeneidade do substrato e da adoção de rotinas adequadas de monitoramento e manutenção.

3.6 REATOR UASB

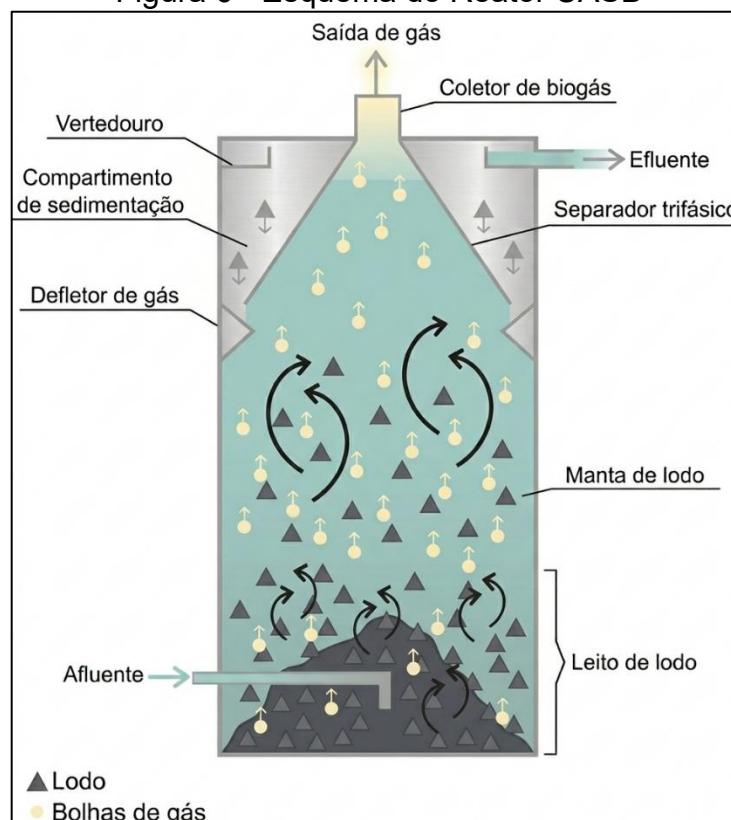
O reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), ou reator anaeróbio de manto de lodo de fluxo ascendente, foi concebido na Holanda por Lettinga et al. (1980). O surgimento desta tecnologia no final da década de 1970 foi impulsionado pela crise energética da época, que demandava alternativas aos sistemas aeróbios convencionais, dependentes de alto consumo de eletricidade para aeração (Souza, 1986).

O uso disseminado do reator UASB deve-se a um conjunto de vantagens operacionais e econômicas. Segundo Lettinga et al. (1993) e Chernicharo (2007), destacam-se:

- baixo custo de implantação e operação;
- simplicidade operacional;
- baixa produção de lodo e boa estabilização do mesmo.

Em termos de desempenho, Chernicharo (2007) aponta que a eficiência de remoção desses reatores situa-se entre 65% e 75%. Contudo, o sistema apresenta limitações, como uma menor eficiência de remoção de carga orgânica quando comparado a processos aeróbios e uma dependência significativa da temperatura. Lobato (2011) ressalta que a atividade dos microrganismos anaeróbios é prejudicada em temperaturas inferiores a 20 °C, o que pode restringir sua aplicabilidade em climas frios. No Brasil, o dimensionamento e os parâmetros de projeto para reatores UASB aplicados ao tratamento de efluentes domésticos são regidos pela NBR 12.209/2011 (ABNT, 2011). A Figura 6 ilustra a configuração de um reator UASB.

Figura 6 - Esquema do Reator UASB



Fonte: Adaptado de Chernicharo (2007)

O princípio de funcionamento do reator baseia-se no fluxo ascendente do efluente, que é introduzido pela parte inferior e distribuído de forma a garantir o contato com a biomassa retida. O processo inicia-se com o contato do efluente com o leito de lodo, onde a matéria orgânica em suspensão ou dissolvida é degradada pela atividade metabólica dos microrganismos (Souza, 1986). Acima do leito, situa-se a manta de lodo, caracterizada por um crescimento bacteriano mais disperso e velocidades de sedimentação de sólidos mais baixas. De acordo com Mello (2007), a biomassa tende a se organizar na forma de pequenos grânulos que servem de suporte para os microrganismos, facilitando a retenção de sólidos no interior do sistema.

A dinâmica interna do reator é influenciada tanto pelo fluxo hidráulico quanto pela formação de biogás resultante da digestão anaeróbia. As bolhas de gás geradas possuem um movimento ascensional devido à diferença de massa específica em relação ao líquido, o que contribui para a mistura do sistema, mas também pode provocar o indesejado arraste de lodo (Van Haandel; Lettinga, 1994). Para gerenciar essa complexidade, o UASB utiliza um separador trifásico na sua parte superior, que permite a coleta do biogás e a separação dos sólidos e líquidos. Os defletores

direcionam o gás para o coletor, impedindo que as bolhas entrem no compartimento de sedimentação (Souza, 1986).

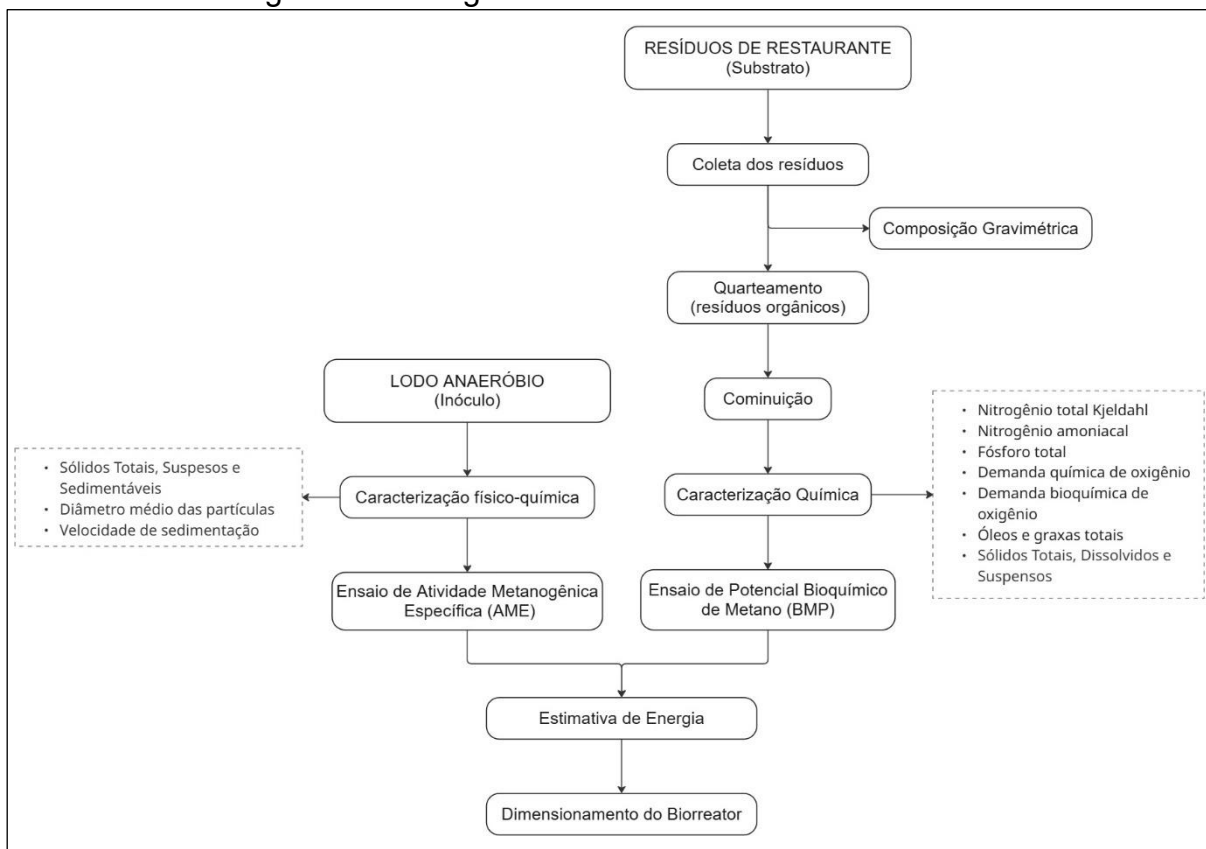
Na zona de sedimentação, que circunda o separador trifásico, as partículas sólidas mais pesadas retornam por gravidade ao compartimento de digestão, reintegrando-se ao leito e à manta de lodo (Hamoda; Berg, 1984). Enquanto isso, a fração líquida tratada segue para a parte superior e deixa o reator através de vertedores. Esse ciclo contínuo de retenção de biomassa e separação de fases permite que o UASB mantenha uma elevada idade do lodo, mesmo com tempos de detenção hidráulica relativamente baixos, consolidando sua eficiência no tratamento de efluentes (Van Haandel; Lettinga, 1994).

A escolha do reator UASB como objeto de dimensionamento nesta pesquisa justifica-se pela necessidade de conciliar alta eficiência de conversão metanogênica com viabilidade econômica e simplicidade operacional na escala real do campus universitário. Embora majoritariamente aplicado a efluentes líquidos, a literatura aponta o potencial do UASB no tratamento de frações orgânicas sólidas previamente trituradas e solubilizadas. O sistema aproveita a robustez do separador trifásico e a elevada retenção de biomassa granular para mitigar as variações de carga orgânica e os riscos de acidificação característicos dos resíduos de restaurantes, operando como uma alternativa descentralizada de baixo custo (Tanguay-Rioux *et al.*, 2025; Latif *et al.*, 2011)

4 METODOLOGIA

Nesta seção, será abordada a metodologia utilizada nesta pesquisa. A Figura 7 apresenta o fluxograma das atividades desenvolvidas.

Figura 7 - Fluxograma das atividades desenvolvidas



Fonte: Autora (2025)

4.1 LOCAL DE ESTUDO

O Restaurante Universitário da Universidade de Caxias do Sul (UCS) está localizado no Bloco 59 do Campus-Sede, no bairro Petrópolis, em Caxias do Sul (RS), conforme ilustrado na Figura 8. O estabelecimento atende tanto a comunidade acadêmica quanto o público em geral, funcionando de segunda a sexta-feira. O serviço de almoço ocorre das 11h15min às 13h45min, com buffet por quilo em duas modalidades (tradicional e universitário), e o serviço de jantar é oferecido das 18h às 19h30min, com cardápio tradicional.

Figura 8 – Restaurante Universitário



Fonte: Autora (2024)

De acordo com informações fornecidas pela coordenação do restaurante, em 2024 o estabelecimento serviu, em média, 230 refeições por dia. Esse volume de atendimento resulta em uma geração expressiva de resíduos orgânicos, provenientes tanto das etapas de preparo quanto do consumo de alimentos.

4.2 COLETA DOS RESÍDUOS DE RESTAURANTE

As coletas dos resíduos sólidos gerados no RU foram realizadas em três campanhas distintas, nos dias 03 de abril, 12 de junho e 27 de agosto de 2024. A escolha destas datas se deu de forma estratégica para abranger diferentes momentos do fluxo acadêmico (período regular, final de semestre e início de semestre, respectivamente). Os resíduos foram inicialmente segregados em duas categorias: (i) resíduos provenientes do preparo dos alimentos e (ii) resíduos provenientes do refeitório, incluindo as sobras de alimentos nos pratos dos usuários e os resíduos remanescentes nas cubas do *buffet*.

Em seguida, foi realizada a caracterização física dos resíduos sólidos por meio de composição gravimétrica, utilizando as categorias propostas por De Conto (2009), conforme detalhado no Quadro 2. A geração per capita de resíduos (kg/pessoa·dia)

foi determinada pela relação entre o número de refeições servidas em cada dia de coleta e a massa total de resíduos sólidos gerados no respectivo dia.

Quadro 2 - Categorias da composição gravimétrica

Categoria	Resíduos Presentes
Matéria orgânica putrescível	Restos alimentares de origem animal e vegetal (cascas de frutas, erva-mate, preparo da alimentação), podas de árvores, flores, folhas e grama.
Plástico	Sacos; sacolas; embalagens de refrigerantes, de água, de leite, de iogurte, de sorvete, de margarina, de óleo; de azeite; de biscoitos e de bombons; copos de água e café; isopor; esponjas; papéis de balas; embalagens de cosméticos, e de produtos de limpeza; engradados; cabide e pás de veneziana.
Papel e papelão	Caixas de alimentos, de bebidas, de ovos, de filtro de café, de chá, de medicamentos, jornais, revistas, sacolas (principalmente oriundas de feiras de negócios) e livros.
Vidro	Garrafas de bebidas (cerveja, vinho), copos, embalagens de produtos alimentícios e de medicamentos.
Metal Ferroso	Enlatados de produtos alimentícios, palha de aço e tampas.
Metal não ferroso	Latas de bebidas, de leite e achocolatados.
Madeira	Amostras de madeira oriundas de feiras de negócios, caixas e palitos de fósforo.
Panos, trapos, couro e borracha	Restos de tecido provenientes da secadora, velcro, peças de vestuário, pedaços de tecido, panos de limpeza, luvas e touca.
Contaminante químico	Pilhas, tinta de sapato, embalagens de medicamentos, embalagens pressurizadas, embalagens de veneno, panos impregnados com produtos químicos, canetas com tinta, cosméticos em geral e lâmpadas.
Misto	Embalagem longa vida (leite, suco, entre outros), blister, embalagens laminadas de alimentos (salgadinhos, café, biscoitos), embalagem papel A4, fita adesiva, crachá, mouse pad, fiação, embalagem de creme dental, papel alumínio, isqueiro e esponja de limpeza.
Diversos	Pontas de cigarro, restos de sabonete e sabão, rolhas, fita de impressora, papel carbono, prendedor de roupa, escova de dentes, cartão telefônico, protetor auricular, filtros de água, raio-X, fitas k-7e porcelana

Fonte: Adaptado de De Conto (2009)

Devido ao grande volume de resíduos gerados, somente parte da fração de interesse foi utilizada para os ensaios. Para garantir a representatividade e homogeneidade das amostras, seguiu-se o procedimento descrito na norma NBR 10007/2004 (ABNT, 2004), que recomenda o uso de quarteamento para amostragem de resíduos sólidos. A fração de matéria orgânica putrescível foi separada das demais frações e submetida ao processo de quarteamento, que consiste na divisão da amostra homogênea em quatro partes iguais, com seleção de duas partes opostas, repetindo-se o processo até atingir o volume desejado (ABNT, 2004).

A preparação das amostras foi realizado por meio de trituração e homogeneização em um processador industrial do tipo *Cutter* (Modelo Epóxi, marca

G. Paniz), com capacidade para 5 litros. O equipamento opera com motor de 1/2 CV e rotação de 1.729 rpm. O processamento foi mantido até que o material adquirisse consistência pastosa e aspecto visual homogêneo. Este processo teve como objetivo padronizar o tamanho das partículas para os ensaios subsequentes. Após o preparo, as amostras foram acondicionadas em recipientes fechados e armazenadas em câmara fria, com temperatura entre 4 °C e 6 °C, visando preservar as características originais do material e minimizar a degradação biológica prévia aos ensaios.

Figura 9 – a) Processador utilizado (Cutter) e b) aspecto final da amostra homogeneizada



Fonte: Autora (2024)

4.3 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO

Após a triagem, trituração e armazenamento refrigerado, as amostras de resíduos orgânicos coletadas no RU foram submetidas a uma caracterização físico-química detalhada. Os ensaios laboratoriais foram conduzidos no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM) da Universidade de Caxias do Sul (UCS), utilizando as metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2022). O Quadro 3 apresenta os parâmetros analisados, suas respectivas unidades e os métodos empregados para cada determinação. Vale ressaltar que os ensaios foram realizados em triplicata, com exceção da Demanda

Química de Oxigênio (DQO) que para cada uma das três campanhas de coleta, foram conduzidas 15 repetições analíticas ($n = 15$). Adotou-se esse controle, uma vez que os resultados de DQO seriam utilizados como base para o cálculo das proporções de substrato a serem aplicadas nos ensaios de Potencial Bioquímico de Metano (BMP). Ainda, no ensaio de DQO as amostras foram submetidas a uma diluição inicial em água destilada, na proporção 1:10 (g/mL). Devido aos elevados valores esperados para a DQO nesta matriz, foi realizada uma segunda diluição de 1:1000 (mL/mL), de modo a assegurar que as leituras permanecessem dentro da faixa de precisão do método.

Quadro 3 - Metodologias utilizadas na caracterização das amostras

Parâmetro	Metodologia
Sólidos Totais, totais voláteis e totais fixos	SMWW-Método 2540-B
Sólidos dissolvidos totais, dissolvidos voláteis, dissolvidos fixos	SMWW-Método 2540-C
Sólidos suspensos totais, suspensos voláteis, suspensos fixos	SMWW-Método 2540-B
Nitrogênio total kjeldahl	SMWW-Método 4500 Norg-B
Nitrogênio Amoniacal	SMWW-Método 4500 NH3 B-C
Fosforo total	SMWW-Método 4500-P B e E
Demanda Química de Oxigênio	SMWW-Método 5220-C
Demanda Bioquímica de Oxigênio	SMWW-Método 5210-B
Óleos e graxas totais	SMWW-Método 5520-D

Fonte: Autora (2024)

4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

De maneira geral, todos os resultados analíticos obtidos no monitoramento do processo foram tratados por meio de estatística descritiva, sendo expressos em termos de medidas de tendência central (média aritmética) e medidas de dispersão (desvio-padrão), permitindo a caracterização do perfil físico-químico das amostras. Para o parâmetro de Demanda Química de Oxigênio (DQO), em virtude de o delineamento experimental contar com um número elevado de repetições ($n=15$ por campanha), adotou-se um protocolo estatístico específico visando a validação e o refinamento do conjunto amostral.

4.4.1 Detecção de valores atípicos (*outliers*)

Visando assegurar a homogeneidade do conjunto de dados, aplicou-se o Teste G de Grubbs com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$) para a identificação de valores

atípicos. A estatística de teste (G) baseia-se na diferença máxima entre o valor suspeito e a média, normalizada pelo desvio-padrão, conforme a Equação (5):

$$G = \frac{|x_i - \bar{x}|}{s} \quad (5)$$

Sendo:

G: valor calculado;

x_i : valor testado como possível *outlier*;

$\bar{x}$: média aritmética da amostra;

s: desvio-padrão da amostra.

O critério de decisão fundamentou-se na comparação entre o valor calculado e o valor crítico tabelado (G_{crit}). Para o delineamento experimental adotado, constituído por 15 repetições ($n=15$), o valor crítico tabelado é de 2,409. Portanto, adotou-se a seguinte regra de rejeição:

- Se $G > 2,409$: a observação foi classificada como *outlier* estatístico e removida das análises subsequentes;
- Se $G < 2,409$: a observação foi mantida no conjunto de dados.

4.4.2 Verificação da normalidade

A pressuposição de distribuição normal foi verificada pelo Teste de Shapiro-Wilk, utilizando o software Origin. A estatística W foi calculada conforme a Equação (6), que avalia a correlação entre os dados ordenados e os escores normais esperados:

$$W = \frac{(\sum_{i=1}^n a_i x_{(i)})^2}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (6)$$

Em que:

W: estatística do teste de Shapiro-Wilk;

$x_{(i)}$: valores da amostra ordenados de forma crescente (estatística de ordem);

a_i : coeficientes tabelados baseados na ordem do valor e no tamanho da amostra;

$\bar{x}$: média aritmética dos dados;

n: tamanho da amostra.

Para a interpretação do resultado, estabeleceu-se as hipóteses:

- Hipótese Nula (H_0): a amostra provém de uma população com distribuição normal;
- Hipótese Alternativa (H_1): a amostra não segue uma distribuição normal.

A decisão baseou-se no nível descritivo (valor-p) calculado pelo software, adotando-se um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$):

- Se valor-p $\geq 0,05$: Não se rejeita H_0 (assume-se normalidade);
- Se valor-p $< 0,05$: Rejeita-se H_0 (assume-se não normalidade).

4.4.3 Análise de variância

Para a verificação de diferenças significativas entre as médias das campanhas, utilizou-se a Análise de Variância simples (*ANOVA one-way*). O teste baseou-se nas seguintes hipóteses estatísticas:

- Hipótese Nula (H_0): não há diferenças significativas entre os grupos;
- Hipótese Alternativa (H_1): há diferenças significativas entre os grupos.

Para a obtenção da estatística de teste, calculou-se inicialmente o Termo de Correção (TC) e as somas de quadrados que descrevem a variabilidade do sistema. A Variação Total (SQT) foi decomposta em Variação Entre Grupos (SQG) e Variação Dentro dos Grupos (SQR), aplicando-se as Equações (7), (8), (9) e (10):

$$TC = \frac{(T_{..})^2}{N} \quad (7)$$

$$SQT = \sum (y_{ij}^2) - TC \quad (8)$$

$$SQG = \sum \frac{(T_{.j})^2}{n_j} - TC \quad (9)$$

$$SQR = SQT - SQG \quad (10)$$

Sendo:

TC: termo de correção;

T...: soma de todas as observações;

N: total de observações;

SQT: soma dos quadrados totais;

y_{ij} : observação 'j' medida no tratamento 'i';

SQG: soma dos quadrados dos grupos/tratamentos;

T_j : soma das observações do grupo 'j';

n_j : número de observações no grupo 'j';

SQR: soma dos quadrados dos resíduos.

Com base nas somas quadradas e nos graus de liberdade, determinaram-se as Médias Quadradas (MQ), conforme as Equações (11) e (12):

$$MQG = \frac{SQG}{k-1} \quad (11)$$

$$MQR = \frac{SQR}{N-1} \quad (12)$$

Em que:

MQG: média quadrada dos grupos;

SQR: soma dos quadrados dos resíduos;

MQR: média quadrada dos resíduos;

k: número de grupos (tratamentos);

N: total de observações.

A estatística de teste (F_{calc}) foi obtida pela razão entre as médias quadradas, conforme Equação (13):

$$F_{calc} = \frac{MQG}{MQR} \quad (13)$$

O critério de decisão utilizou a distribuição F de Fisher-Snedecor, comparando o valor calculado com o valor crítico (F_{crit}) para um nível de significância $\alpha = 0,05$. A regra de decisão adotada foi:

- Se $F_{calc} \leq F_{crit}$: Aceita-se a hipótese nula (H_0);
- Se $F_{calc} > F_{crit}$: Rejeita-se a hipótese nula (H_0), indicando diferença significativa entre pelo menos um par de médias.

A verificação destas hipóteses foi conduzida priorizando-se a Análise de Variância (ANOVA). No entanto, reconhecendo que os dados podem apresentar

desvios da distribuição normal, adotou-se um protocolo de validação cruzada. Caso o teste de Shapiro-Wilk indicasse não normalidade ($p < 0,05$), os resultados da ANOVA seriam confrontados com o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Se ambos os testes (paramétrico e não paramétrico) convergissem para a mesma conclusão (aceitação ou rejeição de H_0), os resultados da ANOVA seriam mantidos como referência final, devido à sua maior potência estatística.

4.5 CARACTERIZAÇÃO DO INÓCULO

As amostras de lodo anaeróbio, utilizadas como inóculo para os ensaios de biodegradabilidade, foram coletadas em janeiro de 2023, diretamente do reator do tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) de uma Estação de Tratamento de Efluentes (ETE). Após a coleta, as amostras foram armazenadas em câmara fria, sob temperatura controlada na faixa de 4 °C a 6 °C.

O lodo foi selecionado por se tratar de um inóculo anaeróbio previamente utilizado em estudos de digestão anaeróbia no Laboratório de Tecnologia Ambiental - LATAM. Sua disponibilidade e caracterização prévia garantiram a adequação como inóculo para os ensaios desta pesquisa.

4.5.1 Determinação de Sólidos

As amostras foram submetidas a uma caracterização físico-química detalhada, contemplando a determinação de:

- Sólidos Totais (ST);
- Sólidos Totais Fixos (STF);
- Sólidos Totais Voláteis (STV);
- Sólidos Suspensos Totais (SST);
- Sólidos Suspensos Fixos (SSF);
- Sólidos Suspensos Voláteis (SSV);
- Sólidos Sedimentáveis (SS).

Os ensaios foram conduzidos em triplicata, segundo o Método 2540-B do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2022).

4.5.2 Determinação do Diâmetro médio das partículas

Foi realizada a análise do diâmetro médio das partículas do lodo, utilizando-se o analisador de partículas por dispersão a laser HORIBA, modelo Partica LA-950 A (Figura 10). Para cada amostra, foram efetuadas dez medições, permitindo a construção das curvas de distribuição granulométrica. Conforme Pol *et al.* (2004), partículas com diâmetro inferior a 200 μm são associadas a microflocos ou microrganismos, devido à diversidade microbiana do lodo (Van Lier *et al.*, 2015). Assim, foram considerados, para análise granulométrica, apenas os diâmetros superiores a 200 μm .

Figura 10 - Analisador de partículas por dispersão a laser HORIBA, modelo Partica LA-950 A



Fonte: Autora (2024)

4.5.3 Determinação da velocidade de sedimentação

A velocidade média de sedimentação foi determinada por meio de metodologia adaptada de Winkler *et al.* (2016). Utilizou-se uma coluna de sedimentação com altura de 2,25 m e diâmetro interno de 0,20 m. Para cada ensaio, foram preparadas dez alíquotas, compostas por 4 g de lodo e 100 mL de água destilada. A mistura foi cuidadosamente vertida no topo da coluna, sendo cronometrado o tempo necessário para que as partículas mais rápidas e mais lentas percorressem o trecho compreendido entre 1,20 m e 0,20 m da coluna.

Figura 11 - Torre de Sedimentação



Fonte: Autora (2024)

4.5.4 Atividade Metanogênica Específica (AME)

A determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) foi conduzida com o objetivo de avaliar a atividade do lodo anaeróbio e verificar sua adequação como inóculo para os ensaios subsequentes de Potencial Bioquímico de Metano (BMP).

Os ensaios foram realizados em reatores de bancada da marca *New Brunswick BioFlo/CelliGen 115* (Figura 12), com volume total de 7,5 L, operando com volume de trabalho de 4,5 L e *headspace* de 3 L. A agitação foi mantida a 50 rpm, a temperatura controlada a 37 °C, e o pH estabilizado na faixa de 6,9 a 7,1.

Figura 12 - Reator de Bancada New Brunswick BioFlo/CelliGen 115



Fonte: Autora (2024)

Como substrato, foi utilizado acetato de sódio a 10%, devido à sua rápida conversão por microrganismos metanogênicos. A concentração de sólidos voláteis (SV) do lodo no reator foi ajustada para 4000 mg SV/L.

Para o cálculo do volume de lodo a ser adicionado ao reator, considerou-se a concentração de SV previamente determinada no lodo anaeróbio. Inicialmente, a massa de SV requerida para o volume de trabalho do reator foi calculada pela Equação (14) e em seguida, o volume de lodo necessário para atingir essa massa de SV foi determinado pela Equação (15).

$$m_{SV} = V_{reator} \times [SV] \quad (14)$$

$$V_{Lodo} = \frac{m_{SV}}{SV} \quad (15)$$

Em que:

m_{SV} : massa de sólidos voláteis (mg);

V_{reator} : volume do reator (L);

$[SV]$: concentração de sólidos voláteis (mg/L);

V_{lodo} : volume do lodo (L);

SV: sólidos voláteis do lodo anaeróbio (mg/L).

Para assegurar que o crescimento microbiano e a produção de biogás não fossem limitados pela escassez de macro e micronutrientes essenciais, o meio reacional foi suplementado com a solução nutritiva mineral e vitamínica proposta por Monteggia (1991). A adição desta solução visa garantir um balanço nutricional adequado, fornecendo elementos fundamentais que, porventura, não estejam presentes em quantidades suficientes no substrato ou no inóculo. A composição dessa solução está detalhada na Tabela 4. No Apêndice A encontram-se as quantidades de lodo, acetato e solução nutritiva adicionada ao reator.

Tabela 4 - Solução nutritiva utilizada no ensaio de AME	
Nutriente	Concentração
KH ₂ PO ₄	1,5 g/L
K ₂ HPO ₄	1,5 g/L
NH ₄ Cl	0,5 g/L
Na ₂ S.9H ₂ O	0,059 g/L
Extrato de levedura	0,2 g/L

Fonte: Adaptado de Monteggia (1991).

Para a quantificação da produção de gás, foram utilizadas provetas invertidas com solução de hidróxido de sódio a 10%, permitindo a verificação do deslocamento da coluna d'água gerado pelo gás metano, uma vez que a soda solubiliza o CO₂, possibilitando a medição do metano puro.

Adicionalmente, a composição do biogás foi monitorada por cromatografia gasosa, utilizando um cromatógrafo DaniMaster AS (Figura 13), equipado com detector de condutividade térmica (TCD) e coluna Carboxen™ 1006 *Plot Capillary Column*. Como condições de operação para a corrida analítica, o injetor e o detector foram mantidos em temperatura isotérmica de 100°C, enquanto a coluna operou a 40°C e o gás hélio foi utilizado como gás de arraste. As medições volumétricas na proveta foram efetuadas a cada intervalo de 60 minutos, enquanto as análises de amostras de gás no cromatógrafo foram realizadas diariamente.

Figura 13 - Cromatógrafo DaniMaster As



Fonte: Autora (2024)

Esta abordagem permitiu a construção de curvas de produção acumulada de metano em função do tempo. Para a quantificação da Atividade Metanogênica Específica (AME), com auxílio do *software Origin 2024* ajustou-se o modelo de Gompertz modificado à curva experimental, a partir da Equação (4), para estimar os parâmetros cinéticos como volume acumulado máximo de metano (potencial de produção), fase de latência (*lag*) e taxa máxima de produção de metano.

4.6 POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO (BMP)

Os ensaios de Potencial Bioquímico de Metano (BMP) foram realizados com o objetivo de avaliar a capacidade de produção de metano a partir dos resíduos orgânicos provenientes do restaurante universitário.

As condições operacionais dos ensaios de BMP foram mantidas idênticas às dos ensaios de AME, visando garantir a consistência metodológica e a comparabilidade entre os resultados. Assim, os ensaios foram conduzidos em reatores de bancada da marca *New Brunswick BioFlo/CelliGen 115*, com volume total de 7,5 L, operando com volume de trabalho de 4,5 L e *headspace* de 3 L. A agitação foi mantida a 50 rpm, a temperatura controlada a 37 °C, e o pH estabilizado na faixa de 6,9 a 7,1.

Como substrato, foram utilizados os resíduos orgânicos de restaurante, previamente caracterizados. O volume de substrato adicionado foi calculado com base na concentração de DQO dos resíduos, determinada anteriormente, de forma a

estabelecer a carga orgânica desejada no sistema. O volume total do reator foi mantido em 4,5 L em todos os ensaios, e o volume restante foi completado com água da rede pública de abastecimento. Nos ensaios de BMP foram testadas diferentes relações de S_0/SSV , sendo elas: 1, 2, e 4. No Apêndice B estão apresentadas as quantidades adicionadas ao reator para cada relação S_0/SSV testada.

As medições volumétricas na proveta foram realizadas a intervalos de 30 minutos, e as análises de gás por cromatografia foram efetuadas diariamente. Os ensaios foram conduzidos por um período de aproximadamente 30 dias. Ao final dos experimentos, os dados coletados periodicamente durante os ensaios foram plotados no *software Origin 2024* para análise do perfil de produção acumulada de CH_4 do substrato. O modelo matemático de Gompertz modificado foi ajustado às curvas experimentais por meio da Equação (4).

$$y = A \exp \left\{ -\exp \left[\frac{\mu_m e}{A} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad (4)$$

Sendo:

Y : produção específica acumulada de metano (LCH_4);

A : potencial máximo específico de produção de metano (LCH_4);

μ_m : taxa máxima específica de produção de metano (LCH_4 /dia);

e : número de Euler;

λ : fase lag (dia);

4.7 DIMENSIONAMENTO DO REATOR UASB

Para realizar o dimensionamento do reator, foram seguidas as diretrizes da norma ABNT NBR 12.209:2011 e estabelecidos parâmetros operacionais de controle. Inicialmente, calculou-se a massa diária de resíduos alimentares através do produto entre o número de refeições servidas e a taxa de geração per capita.

Visando assegurar que a mistura apresentasse viscosidade adequada ao bombeamento e garantisse o contato eficiente com a biomassa, realizaram-se ensaios preliminares de bancada. A partir das observações desses testes, determinou-se empiricamente a proporção ideal, fixando-a em $0,60 \text{ m}^3$ de água por kg de resíduo. A partir dessa relação e da massa gerada, determinou-se a vazão afluyente de projeto (Q), variável essencial para o dimensionamento hidráulico.

Para essa proporção de mistura estabelecida, a concentração de matéria orgânica na entrada do reator (S_0) foi determinada experimentalmente, resultando em uma DQO média de 10.364 mg/L. Com a caracterização do afluente definida, fixou-se a Carga Orgânica Volumétrica (COV) em 8,0 kgDQO/m³.dia. O volume útil do reator foi então calculado por meio da Equação (16):

$$COV = \frac{Q \times S_0}{V_r} \rightarrow V_r = \frac{Q \times S_0}{COV} \quad (16)$$

Sendo:

COV: carga orgânica volumétrica (kgDQO/m³.dia);

Q: vazão (m³/dia);

S_0 : concentração do substrato (kgO₂/m³);

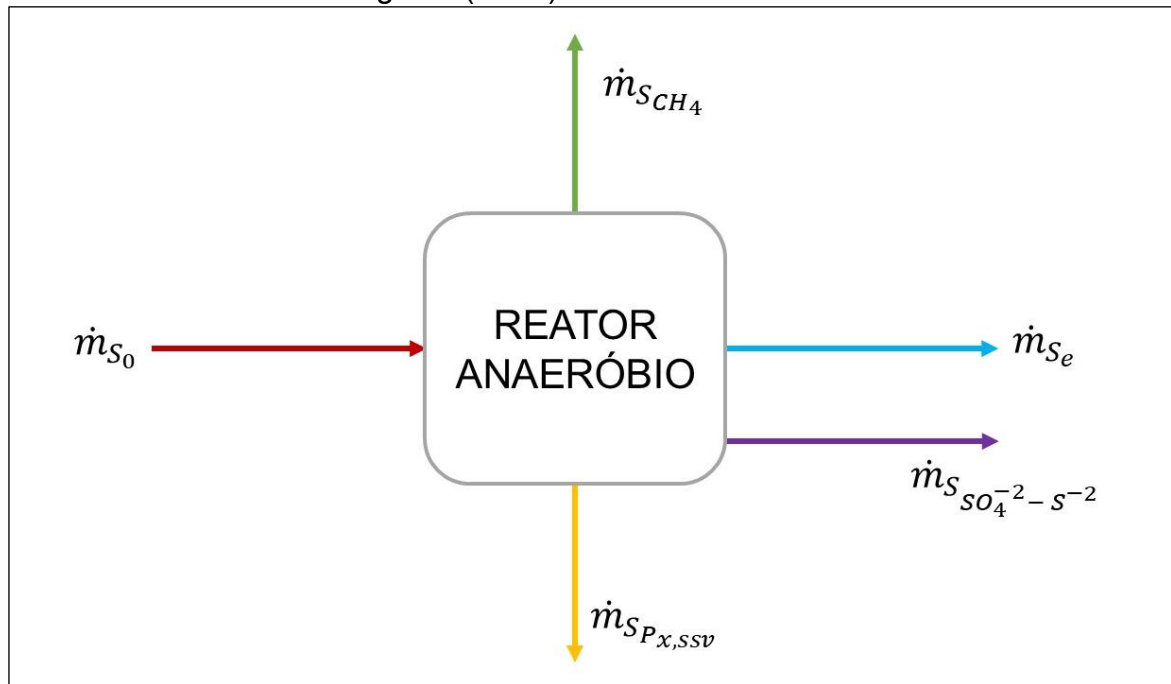
V_r : volume do reator (m³).

Para a definição da geometria do tanque, adotou-se o formato circular. Em conformidade com o item 6.4.5 da ABNT NBR 12.209:2011, que estabelece altura mínima de 4 m e máxima de 6 m, definiu-se a altura máxima de 6,0 m. Essa escolha possibilitou o cálculo da área da seção transversal e, consequentemente, a determinação do diâmetro interno do reator.

4.8 ESTIMATIVA DO POTENCIAL ENERGÉTICO

A estimativa do potencial de geração de energia do reator anaeróbio foi fundamentada no balanço de massa da Demanda Química de Oxigênio (DQO). A partir deste balanço de massa foi calculada a fração de matéria orgânica destinada à produção de metano, descontando as parcelas referentes à DQO não removida (efluente), à DQO assimilada para a síntese de novas células (produção de biomassa) e à DQO consumida na redução do enxofre oxidado, conforme apresentado na Figura 14 e nas equações 17 e 18.

Figura 14 - Diagrama esquemático do balanço de massa da Demanda Química de Oxigênio (DQO) no reator anaeróbico.



Fonte: Autora (2026)

Matematicamente, o balanço de massa no sistema é definido pela Equação (17):

$$\dot{m}_{S_0} = \dot{m}_{SCH_4} + \dot{m}_{S_e} + \dot{m}_{SP_{X,SSV}} + \dot{m}_{S_{SO_4^{-2} \rightarrow S^{-2}}} \quad (17)$$

Esta equação pode ser modificada para representar a vazão mássica de DQO destinada à produção de metano (Equação 18):

$$\dot{m}_{SCH_4} = \dot{m}_{S_0} - \left(\dot{m}_{S_e} + \dot{m}_{SP_{X,SSV}} + \dot{m}_{S_{SO_4^{-2} \rightarrow S^{-2}}} \right) \quad (18)$$

Em que:

$\dot{m}_{SCH_4}$: vazão mássica de DQO destinada a produção de metano (kgDQO/dia);

$\dot{m}_{S_0}$: vazão mássica de DQO afluyente (kgDQO/dia);

$\dot{m}_{S_e}$: vazão mássica de DQO efluente (kgDQO/dia);

$\dot{m}_{SP_{X,SSV}}$: vazão mássica de DQO para síntese de novas células (kgDQO/dia);

$\dot{m}_{S_{SO_4^{-2} \rightarrow S^{-2}}}$: vazão mássica de DQO consumida na redução do enxofre oxidado (kgDQO/dia).

A carga de DQO afluyente foi determinada conforme a Equação (19):

$$\dot{m}_{S_0} = \frac{Q \times S_0}{1000} \quad (19)$$

$\dot{m}_{S_0}$: vazão mássica de DQO afluente (kgDQO/dia);

Q: vazão afluente (m³/dia);

S₀: concentração de DQO afluente (mgO₂/L);

E: eficiência (%).

A carga de DQO efluente ($\dot{m}_{S_e}$) foi calculada pelas Equações (20) e (21).

$$S_e = S_0 \times \left(1 - \frac{E}{100}\right) \quad (20)$$

$$\dot{m}_{S_e} = \dot{m}_{S_0} \times \left(1 - \frac{E}{100}\right) \quad (21)$$

Em que:

$\dot{m}_{S_0}$: vazão mássica de DQO afluente (kgDQO/dia);

Q: vazão afluente (m³/dia);

S₀: concentração de DQO afluente (mgO₂/L);

S_e: concentração de DQO efluente (mgO₂/L);

E: eficiência (%);

$\dot{m}_{S_e}$: vazão mássica de DQO efluente (kgDQO/dia).

A síntese de novas células no reator, expressa em termos de Produção de Sólidos Suspensos Voláteis ($P_{x,ssv}$), representa a fração da matéria orgânica consumida pelos microrganismos para o seu próprio crescimento e multiplicação. A produção diária dessas novas células foi calculada em função da carga orgânica removida, do tempo de retenção celular (θ_c), do coeficiente de rendimento celular (Y) e do coeficiente de decaimento endógeno (k_d), conforme a Equação 22.

Para este estudo, foram adotados os coeficientes biocinéticos típicos para processos anaeróbios de culturas mistas, sendo atribuído para Y o valor de 0,08 kg SSV/kg DQO e K_d de 0,03 kg/kg.d, conforme estabelecido por Metcalf & Eddy (2016).

$$P_{x,ssv} = \frac{Q \times Y \times (S_0 - S_e)}{1000 \times (1 + k_d \times \theta_c)} \quad (22)$$

Sendo:

$P_{x,ssv}$: produção de biomassa em sólidos suspensos voláteis (kgSSV/dia);

Q: vazão afluente (m^3/dia);
 S_0 : concentração de DQO afluente (mgO_2/L);
 S_e : concentração de DQO efluente (mgO_2/L);
 Y : coeficiente de rendimento celular ($0,08 \text{ kgSSV/kgDQO}$);
 K_d : coeficiente de decaimento endógeno ($0,03 \text{ kg/kgdia}$);
 θ_c : tempo de retenção celular (100 dias).

Assim, a parcela de DQO assimilada para a formação desse novo material celular ($\dot{m}_{S_{P_{X,SSV}}}$) foi calculada pela Equação (23). O fator 1,42 presente na equação representa a equivalência em oxigênio da massa de microrganismos (g DQO/g SSV), valor obtido teoricamente a partir da estequiometria de oxidação da fórmula empírica global do material celular bacteriano ($\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$), conforme descrito por Chernicharo (2007) e Metcalf & Eddy (2014).

$$\dot{m}_{S_{P_{X,SSV}}} = 1,42 \times P_{X,SSV} \quad (23)$$

Em que:

$\dot{m}_{S_{P_{X,SSV}}}$: vazão mássica de DQO para síntese de novas células (kgDQO/dia);
 $P_{X,SSV}$: produção de biomassa em sólidos suspensos voláteis (kgSSV/dia).

Caso haja concentração significativa de sulfato no afluente, a massa de DQO consumida na sua redução ($\dot{m}_{S_{SO_4^{-2} \rightarrow S^{-2}}}$) é calculada pela Equação (24), no entanto, nesse estudo a concentração não foi considerada significativa. O coeficiente 0,67 presente na equação representa a relação estequiométrica teórica, indicando que são necessários 0,67 gramas de DQO (equivalente em oxigênio) para promover a redução de cada grama de enxofre oxidado no sistema.

$$\dot{m}_{S_{SO_4^{-2} \rightarrow S^{-2}}} = 0,67 \times Q \times \frac{\{[SO_4^{-2}]_0 - [SO_4^{-2}]_e\}}{1000} \quad (24)$$

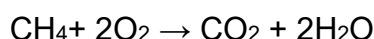
Em que:

$\dot{m}_{S_{SO_4^{-2} \rightarrow S^{-2}}}$: vazão mássica de DQO consumida na redução do enxofre oxidado (kgDQO/dia);
 Q : vazão afluente (m^3/dia);

$[SO_4^{-2}]_0$: concentração de sulfato afluente (mg/L);

$[SO_4^{-2}]_e$: concentração de sulfato efluente (mg/L);

A vazão volumétrica de metano nas Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP) foi calculada adotando o coeficiente estequiométrico teórico de 0,35 m³CH₄/kgDQO. Este valor é derivado da equação de oxidação completa do metano nas Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP):



Pela estequiometria da reação, 1 mol de metano (16g) consome 2 mols de oxigênio (64g) para ser totalmente oxidado. Sabendo que 1 mol de qualquer gás ideal nas CNTP (0°C e 1 atm) ocupa um volume de 22,4L, estabelece-se a seguinte relação: 64g de DQO equivalem a 22,4L de CH₄. Portanto, a divisão de 22,4L por 64g resulta no fator de conversão de 0,35m³CH₄/kgDQO. Assim, a vazão diária de metano produzida foi estimada conforme a Equação (25):

$$Q_{CH_4} = \dot{m}_{CH_4} \times 0,35 \quad (25)$$

Em que:

Q_{CH_4} : vazão de metano (m³CH₄/dia);

$\dot{m}_{CH_4}$: vazão mássica de DQO destinada a produção de metano (kgDQO/dia).

A vazão de biogás foi definida pela Equação (26), considerando a concentração volumétrica média de metano obtida nesse estudo:

$$Q_{biogás} = \frac{Q_{CH_4}}{\%CH_4} \quad (26)$$

Sendo:

$Q_{biogás}$: vazão de biogás (m³/dia);

Q_{CH_4} : vazão de metano (m³CH₄/dia);

%CH₄: porcentagem de metano (%).

Para a estimativa do potencial de produção de energia elétrica, utilizou-se uma relação direta baseada no poder calorífico inferior (PCI) do biogás e na eficiência média de grupos geradores. Adotou-se como premissa que 0,6 m³ de biogás são

necessários para gerar 1 kWh de energia elétrica. A energia elétrica diária disponível foi calculada através da Equação (27):

$$E_{el} = \left(\frac{Q_{biogás}}{0,6} \right) \quad (27)$$

Em que:

E_{el} : Energia elétrica gerada(kWh/dia);

$Q_{biogás}$: vazão de biogás (m³/dia).

A estimativa de receita financeira bruta foi projetada calculando-se a receita anual (Equação 29). Para este cálculo, considerou-se que o restaurante opera exclusivamente de segunda a sexta-feira, totalizando aproximadamente 260 dias operacionais por ano.

$$Receita\ anual = tarifa \times E_{el} \times 260 \quad (29)$$

Sendo:

Receita anual: Receita bruta estimada (R\$/ano);

E_{el} : Energia elétrica gerada (kWh/dia);

Tarifa: Tarifa de energia elétrica (R\$/kWh).

Como alternativa à geração de energia elétrica, avaliou-se o uso térmico do biogás para substituição do Gás Liquefeito de Petróleo (GLP). A metodologia baseou-se na equivalência do Poder Calorífico Inferior (PCI) entre os combustíveis, considerando que a presença de impurezas no biogás reduz seu poder calorífico à medida que a concentração de metano diminui.

O PCI do biogás foi determinado a partir da concentração volumétrica média de metano obtida experimentalmente neste estudo, que foi de 65%. Para o cálculo, adaptou-se o valor de referência de 5.134 kcal/m³, estabelecido para um biogás com 60% de metano (Brasil, 2017), para a realidade amostral de 65%. Considerando a relação linear entre o teor de metano e o poder calorífico, o PCI ajustado para este estudo foi de 5.562 kcal/m³.

A massa de GLP equivalente passível de substituição diária foi obtida dividindo-se a energia total contida na vazão diária de biogás pelo PCI do GLP comercial, estabelecido em 11.100 kcal/kg (EPE, 2025b), conforme a Equação (30):

$$M_{GLP} = \frac{Q_{biogás} \times PCI_{biogás}}{PCI_{GLP}} \quad (30)$$

Em que:

M_{GLP} : massa de GLP equivalente (kg/dia);

$Q_{biogás}$: vazão de biogás (m³/dia);

$PCI_{biogás}$: PCI do biogás com 65% de CH₄ (5.562 kcal/m³);

PCI_{GLP} : PCI do GLP (11.100 kcal/kg).

A estimativa de receita financeira bruta foi projetada considerando a operação do restaurante de segunda a sexta-feira, totalizando 260 dias operacionais por ano. O cálculo seguiu a Equação (31):

$$Receita_{anual} = M_{GLP} \times 260 \times R\$_{GLP} \quad (31)$$

Sendo:

$Receita_{anual}$: receita bruta estimada (R\$/ano);

$R\$_{GLP}$: preço médio de mercado do quilograma do GLP (R\$/kg).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo, são apresentados os resultados experimentais obtidos no desenvolvimento deste estudo. Para facilitar a compreensão e a análise, os dados foram organizados em subseções.

5.1 COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA

A Tabela 5 apresenta os resultados obtidos na composição gravimétrica das três coletas realizadas. Em todas as amostragens, verificou-se predominância da fração de matéria orgânica putrescível, que representou 86,9% do total dos resíduos sólidos gerados. Esse valor é semelhante ao encontrado por Forner e Conto (2020) em estudo conduzido em um restaurante de instituição de ensino superior, no qual foi registrada a proporção de 89,19% para essa categoria. A elevada participação dessa fração confirma a tendência de geração majoritária de resíduos orgânicos em estabelecimentos de alimentação.

Tabela 5 - Composição gravimétrica dos resíduos

Categoria	Coleta 1		Coleta 2		Coleta 3		Total	
	(kg)	(%)	(kg)	(%)	(kg)	(%)	(kg)	(%)
Plástico	3,20	4,40	4,10	6,58	4,50	4,66	11,80	5,10
Papel e papelão	2,05	2,82	4,80	7,70	4,85	5,02	11,70	5,05
Vidro	0,70	0,96	-	-	-	-	0,70	0,30
Panos, trapos, couro e borracha	0,40	0,55	0,45	0,72	0,60	0,62	1,45	0,63
Guardanapos	1,10	1,51	0,40	0,64	0,30	0,31	1,80	0,78
Metal	0,50	0,69	0,65	1,04	1,60	1,66	2,75	1,19
Misto	-	-	0,05	0,08	0,10	0,10	0,15	0,06
Madeira	-	-	0,05	0,08	-	-	0,05	0,02
Matéria orgânica putrescível	64,75	89,06	51,80	83,15	84,60	87,62	201,15	86,87
TOTAL	72,70	100,00	62,30	100,00	96,55	100,00	231,55	100,00

Fonte: Autora (2026)

Observou-se um acréscimo na fração plástica entre a primeira coleta (4,40%) e a segunda (6,58%). Essa variação pode estar associada ao uso variável de embalagens e utensílios descartáveis, influenciado pelo fluxo de refeições servidas e por períodos de maior demanda no restaurante.

A Tabela 6 apresenta a distribuição da matéria orgânica de acordo com a origem da geração. Destaca-se na Coleta 2 um valor atípico para os resíduos de refeitório (0,80 kg), resultando em uma geração per capita de resto-ingesta extremamente baixa para este dia específico. Tal fato pode estar relacionado a

características específicas do cardápio de alta aceitabilidade ou a variações operacionais na coleta deste fluxo.

Ainda assim, na média global, a maior parte é proveniente do preparo das refeições (83%), enquanto 17% têm origem nas sobras do refeitório. A diferença em relação ao refeitório deve-se às características do cardápio e do processamento *in loco*. A produção de suco natural de laranja durante o período monitorado resultou na geração de resíduos de processo (cascas e sementes). Dessa forma, a massa quantificada no preparo corresponde, em grande parte, a partes não comestíveis dos alimentos, diferindo qualitativamente das sobras de refeitório (restos de refeições prontas).

Tabela 6 - Distribuição da matéria orgânica de acordo com a origem da geração

Origem	Massa (kg)			%
	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	
Preparo	43,75	51,00	73,15	83%
Refeitório	21,00	0,80	11,45	17%
TOTAL	64,75	51,80	84,60	100%

Fonte: Autora (2026)

Resultados semelhantes foram encontrados por Peruchin *et al.* (2013), que verificaram predominância de resíduos orgânicos gerados no preparo, representando 99,81% do total, compostos principalmente por cascas, restos de vegetais e outros materiais de rápida degradação. A expressiva participação da matéria orgânica tanto no preparo quanto no total de resíduos evidencia seu potencial de aproveitamento para fins energéticos. Amorim (2023) constatou que resíduos oriundos do preparo das refeições apresentaram maior potencial energético do que sobras de pratos e buffets, devido à menor contaminação e composição mais homogênea.

A Tabela 7 apresenta a geração *per capita* de resíduos sólidos para cada coleta, com média de 0,27 kg/pessoa/dia, valor próximo aos observados por Carneiro *et al.* (2010) no restaurante universitário da UFRN (0,2 kg/pessoa/dia) e por Albertoni (2013) na UTFPR (0,2811 kg/pessoa/dia).

Tabela 7 - Geração *per capita* dos resíduos

Coleta	Massa (kg)	Refeições	Geração <i>per capita</i> (kg/pessoa.dia)
1	72,70	267	0,27
2	62,30	281	0,22
3	96,55	293	0,33
Média	77,18	280	0,27

Fonte: Autora (2026)

Na terceira coleta, registrou-se o maior índice de geração per capita (0,33 kg/pessoa/dia). Embora o número de refeições tenha sido o maior da série (293), a elevação do indicador *per capita* sugere que o cardápio deste dia possuía maior fator de geração de resíduos em comparação aos dias anteriores, independentemente do fluxo de pessoas.

5.2 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS DO RESTAURANTE

A Tabela 8 apresenta os resultados encontrados para os ensaios de sólidos totais (ST), suspensos (SS) e dissolvidos (SD). De forma geral, a caracterização apresentou variação considerada aceitável entre as coletas, com predominância de sólidos voláteis e maior estabilidade nas frações dissolvidas, enquanto as maiores oscilações ocorreram nas frações fixas.

Tabela 8 - Resultados dos ensaios de ST, SS e SD dos resíduos orgânicos do restaurante universitário

Parâmetro	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	Média	DP	%DP
Sólidos Totais Totais (mg/L)	183.467	261.320	246.613	230.467	33.772	15%
Sólidos Totais Fixos (mg/L)	12.467	12.360	14.280	13.036	881	7%
Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	171.000	248.960	232.333	217.431	33.526	15%
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	141.900	137.067	180.267	153.078	19.326	13%
Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)	1.200	733	2.367	1.433	687	48%
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	140.700	136.333	177.900	151.644	18.651	12%
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	80.833	80.272	76.995	79.367	1.693	2%
Sólidos Dissolvidos Fixos (mg/L)	17.130	13.264	30.704	20.366	7.478	37%
Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L)	63.704	67.008	46.292	59.001	9.088	15%

Fonte: Autora (2026)

Ao analisar os sólidos totais voláteis (STV) em relação aos sólidos totais (STT), observa-se que, em média, os STV (217.431 mg/L) representam aproximadamente 94,34% da massa de STT. Este valor alinha-se com o encontrado por Liu *et al.* (2016), que estimou uma relação de STV/STT de 95,2% em resíduos alimentares. Ainda, esse valor indica que a quase totalidade do resíduo é composta por matéria orgânica passível de volatilização e, conseqüentemente, com potencial de biodegradação. A fração inorgânica, correspondente aos Sólidos Totais Fixos (STF), compõe apenas 5,66% da amostra e é constituída por materiais inertes, como sais minerais. Isso pode ser considerado vantajoso operacionalmente, pois reduz o acúmulo de sedimentos

inertes no interior de reatores e maximiza o rendimento de conversão em biogás por unidade de massa alimentada.

A análise dos parâmetros químicos, detalhada na Tabela 9, evidencia a heterogeneidade intrínseca à geração de resíduos em unidades de alimentação, refletindo as variações diárias na composição dos cardápios. Ao relacionar a DBO e o NTK como uma estimativa da razão Carbono/Nitrogênio (C/N), verificaram-se valores de 14,2:1, 30,4:1 e 36,5:1 para as Coletas 1, 2 e 3, respectivamente. Observa-se que, embora a Coleta 1 apresente uma relação C/N inferior ao intervalo considerado ótimo pela literatura, estabelecido entre 20:1 e 30:1 por Rao e Singh (2004), e a Coleta 3 supere ligeiramente este limite, tal oscilação não compromete a viabilidade do tratamento biológico. Em escala real, a inclusão de um tanque de equalização como etapa preliminar permitiria o amortecimento dessas oscilações. Dessa forma, a mistura das cargas diárias resultaria em uma relação C/N média global próxima à ideal, estabilizando a alimentação do reator.

Tabela 9 - Resultado dos parâmetros químicos avaliados

Parâmetro	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	Média
Demanda Bioquímica de Oxigênio (g O ₂ /L)	87,82	149,83	279,29	172,32
Nitrogênio Amoniacal (g N-NH ₃ /L)	0,16	0,12	0,11	0,13
Nitrogênio Total Kjeldahl (g NH ₃ -N/ L)	6,16	4,93	7,64	6,25
Fósforo Total (g P/L)	0,28	0,66	0,32	0,42

Fonte: Autora (2026)

Ainda, em relação às formas de nitrogênio, nota-se a predominância do Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) sobre o Nitrogênio Amoniacal. O nitrogênio amoniacal representou em média apenas cerca de 2,1% do NTK. Isso sugere que o nitrogênio ainda está na forma orgânica e não sofreu degradação significativa. Adicionalmente, as concentrações de Fósforo Total e Nitrogênio evidenciam o potencial destes resíduos como fonte de nutrientes. A disposição final em aterro sanitário, portanto, representa não apenas um passivo ambiental pela geração de lixiviados, mas também uma perda de elementos agronômicos que poderiam ser recuperados via processos de compostagem ou digestão anaeróbia.

Quanto à Demanda Química de Oxigênio (DQO), os resultados, apresentados na Tabela 10, mostram que alguns valores se afastaram significativamente da tendência central o que motivou a aplicação do teste G de Grubbs para a identificação de possíveis *outliers*. Observou-se uma dispersão considerável nos dados brutos, com valores que variaram de 121 a 2.021 g O₂/L.

Tabela 10 - Resultados da DQO para os resíduos de restaurante

Amostra	DQO Coleta 1 (g O ₂ /L)	DQO Coleta 2 (g O ₂ /L)	DQO Coleta 3 (g O ₂ /L)
1	486	121	172
2	551	136	277
3	567	171	366
4	583	224	389
5	624	401	419
6	649	422	426
7	657	455	479
8	657	500	486
9	673	540	817
10	673	691	950
11	714	784	952
12	722	880	1027
13	771	927	1136
14	1007	1304	1383
15	1601	2021	1660
Média	729	638	729
Desvio Padrão	269	507	441

Fonte: Autora (2026)

A análise de consistência dos dados identificou a presença de valores discrepantes (*outliers*) nas concentrações máximas das Coletas 1 e 2 (amostra 15). Esses registros (1.601 e 2.021 g O₂/L) excederam os limites de dispersão do conjunto amostral e, portanto, foram excluídos para evitar distorções nas estimativas de tendência central. A Tabela 11 apresenta as médias recalculadas com base em 14 repetições, visando à homogeneização do conjunto amostral.

Tabela 11 - Média e desvio padrão da DQO após exclusão de outliers

Medidas estatísticas	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	Média
Média (g O ₂ /L)	667	540	663	623
Desvio padrão (g O ₂ /L)	123	345	372	280

Fonte: Autora (2026)

Ao realizar a análise de variância (ANOVA) com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), obteve-se em um valor de F calculado de 0,80, inferior ao F crítico de 3,24, e um valor-p de 0,46, indicando ausência de diferença estatisticamente significativa entre as médias de DQO das três campanhas de coleta. Esses resultados demonstram uma estabilidade no perfil da carga orgânica dos resíduos ao longo do período analisado, mesmo com a ocorrência de valores extremos em determinadas amostras.

Quanto à normalidade dos dados, o teste de Shapiro-Wilk indicou que os dados das três campanhas não seguem uma distribuição normal ($p < 0,05$). Apesar disso, optou-se por aplicar a ANOVA, considerando que este método é reconhecido por sua robustez frente a desvios moderados da normalidade, especialmente em conjuntos de amostras balanceados ($n = 14$). Para verificar a consistência dessa escolha, também foi realizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, cujos resultados foram equivalentes ($p > 0,05$) aos obtidos pela ANOVA. Essa concordância entre os métodos confirma que a utilização da ANOVA não comprometeu a validade da análise estatística. A estabilidade observada na composição dos resíduos ao longo das três campanhas indica que, além de apresentarem altos teores de matéria biodegradável, os resíduos orgânicos do Restaurante Universitário mantêm um perfil consistente ao longo do tempo, característica que favorece sua aplicação em processos biotecnológicos contínuos e passíveis de escalonamento.

Os resultados obtidos quando comparados com a literatura revelam que a DQO média deste estudo é superior aos valores reportados por autores como Ratanatamskul *et al.* (2015), Chan, Toledo e Shim (2018) e Zhang, Lee e Jahng (2011), que se situam na faixa de 200 a 240 g O₂/L. Essa discrepância pode ser atribuída às diferenças metodológicas na preparação das amostras. Conforme detalhado na Tabela 12, estudos como os de Chan, Toledo e Shim (2018) e Zhang, Lee e Jahng (2011) incluíram etapas de peneiramento após a trituração. Esse procedimento remove a fração particulada grosseira subestimando a carga orgânica total real, uma vez que parte da massa é descartada antes da análise química.

Tabela 12 - Comparativo de valores de DQO e métodos de processamento de resíduos alimentares relatados na literatura

Autor	Origem	Método de Processamento da Amostra	DQO Média (gO₂/L)
Ratanatamskul <i>et al.</i> (2015)	Tailândia	Triturador de alimentos (pedaços de 5 a 10 mm)	201,1
Chan, Toledo e Shim (2018)	China (Macau)	Liquidificador doméstico + Peneiramento (3 mm)	218,1
Granzotto <i>et al.</i> (2018)	Brasil	(não relatado)	228,5
Zhang, Lee e Jahng (2011)	Coreia do Sul	Liquidificador elétrico + Peneiramento (2 mm)	238,5
Presente estudo	Brasil	Processador Industrial (sem peneiramento)	623

Fonte: Autora (2026)

Em contrapartida, no presente trabalho, utilizou-se um processador industrial que promoveu a cominuição dos resíduos até a obtenção de uma pasta homogênea, sem etapa posterior de peneiramento. Esse método garante que a totalidade da matéria orgânica seja incorporada à alíquota de análise. Portanto, os valores observados refletem de forma mais fidedigna o potencial poluidor integral da massa de resíduos gerada, sem as perdas associadas à retenção de sólidos em peneiras.

5.3 CARACTERIZAÇÃO DO LODO ANAERÓBIO

A Tabela 13 apresenta a caracterização do lodo quanto às análises de sólidos, realizadas com o objetivo de avaliar sua adequação como inóculo. Em reatores de alta taxa empregados em digestão anaeróbia, a partida depende da disponibilidade de um inóculo com elevada concentração de biomassa e capacidade metabólica consistente (Van Lier *et al.*, 2015). A concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST) foi de 53.413,33 mg/L, dos quais 26.320 mg/L correspondem aos Sólidos Suspensos Voláteis (SSV).

Tabela 13 – Resultados da análise de sólidos do lodo anaeróbio

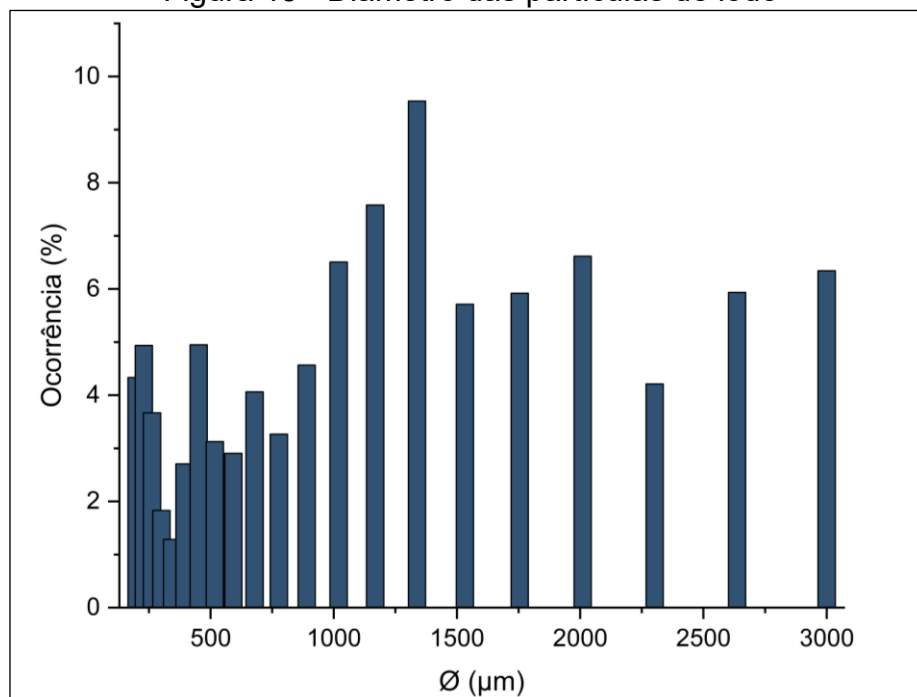
Parâmetro	Resultado
Sólidos Sedimentáveis (mg/L)	945,00
Sólidos Totais Totais (mg/L)	66.142,00
Sólidos Totais Fixos (mg/L)	32.238,00
Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	33.904,00
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	53.413,33
Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)	27.093,33
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	26.320,00

Fonte: Autora (2026)

A Figura 15 apresenta a distribuição granulométrica dos grânulos, indicando que aproximadamente 83,5% possuem diâmetros entre 0,2 e 2,2 mm, enquanto cerca de 16,5% estão na faixa de 2,3 a 3,0 mm. O Diâmetro Mediano da distribuição por volume reforça esta observação, resultando em D50=1.056 mm. Segundo Yan e Tay (1997), este valor enquadra o lodo na Fase de Granulação (crescimento ativo), que ocorre após a iniciação (abaixo de 0.25mm). A predominância de grânulos na faixa de 0,2 a 2,2 mm é característica do período onde a alta taxa de crescimento ainda não é significativamente limitada pela transferência de substrato, permitindo que a maioria do volume do lodo ainda esteja em um tamanho onde o substrato consegue atingir o

centro do grânulo com facilidade suficiente para sustentar a alta taxa de crescimento, antes que os mecanismos de decaimento/desintegração se equilibrem.

Figura 15 - Diâmetro das partículas de lodo

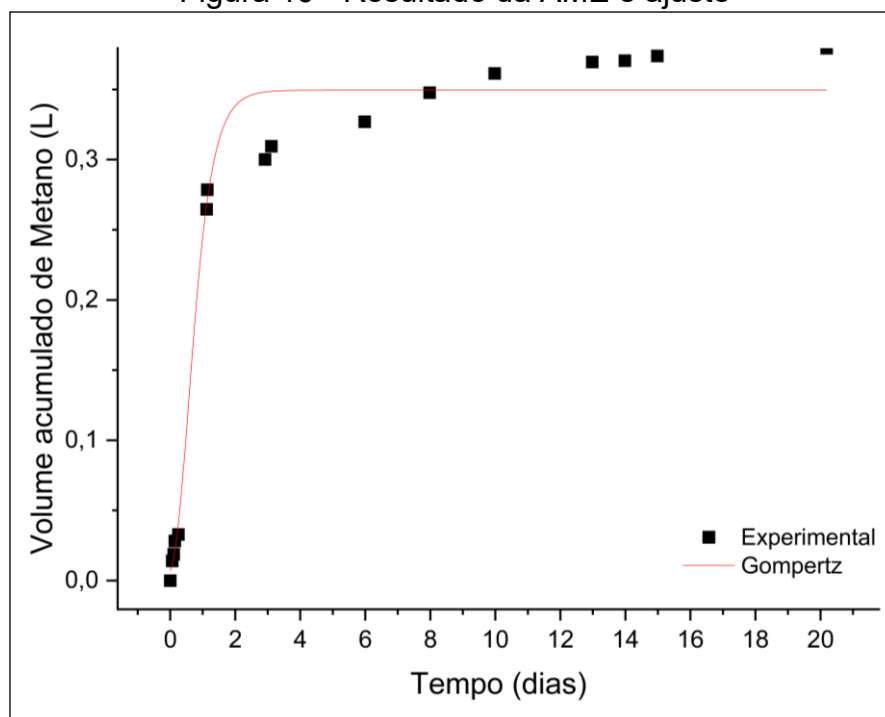


Fonte: Autora (2026)

Quanto à velocidade de sedimentação, observou-se que as partículas mais lentas apresentaram taxa de 29,2 m/h, enquanto as mais rápidas atingiram 61,45 m/h. Segundo Winkler *et al.* (2012), essa variação é esperada e está associada principalmente às diferenças de tamanho e massa específica dos grânulos. A velocidade média de sedimentação obtida foi de 45,3 m/h, valor compatível com as recomendações de Ghangrekar *et al.* (2005), que indicam velocidades superiores a 36 m/h como favoráveis para a retenção da biomassa ativa no reator e diminuição do risco de lavagem de microrganismos.

O resultado do ensaio de Atividade Metanogênica Específica (AME) é apresentado na Figura 16. A produção teórica de metano, calculada a partir da DQO do acetato, foi estimada em 630 mL. Já a produção acumulada de metano observada experimentalmente foi de 380 mL, resultando em um rendimento de aproximadamente 60%.

Figura 16 - Resultado da AME e ajuste



Fonte: Autora (2026)

Ainda, os parâmetros cinéticos obtidos pelo ajuste do modelo de Gompertz (Tabela 14) indicam um potencial máximo específico de produção de metano de 0,349 LCH₄, valor que reflete a capacidade de conversão do substrato em metano nas condições do ensaio. A taxa máxima específica de produção foi de 0,308 LCH₄/dia, evidenciando a velocidade máxima com que o sistema converte matéria orgânica em metano. A fase lag estimada foi de 0,153 dias (aproximadamente 3,7 horas), o que indica um rápido início da atividade metanogênica. O coeficiente de determinação ($R^2 = 0,98$) demonstra que o modelo de Gompertz apresentou um bom ajuste aos dados experimentais, conferindo confiabilidade às estimativas dos parâmetros cinéticos obtidos.

Tabela 14 - Parâmetros cinéticos obtidos pelo ajuste do modelo de Gompertz

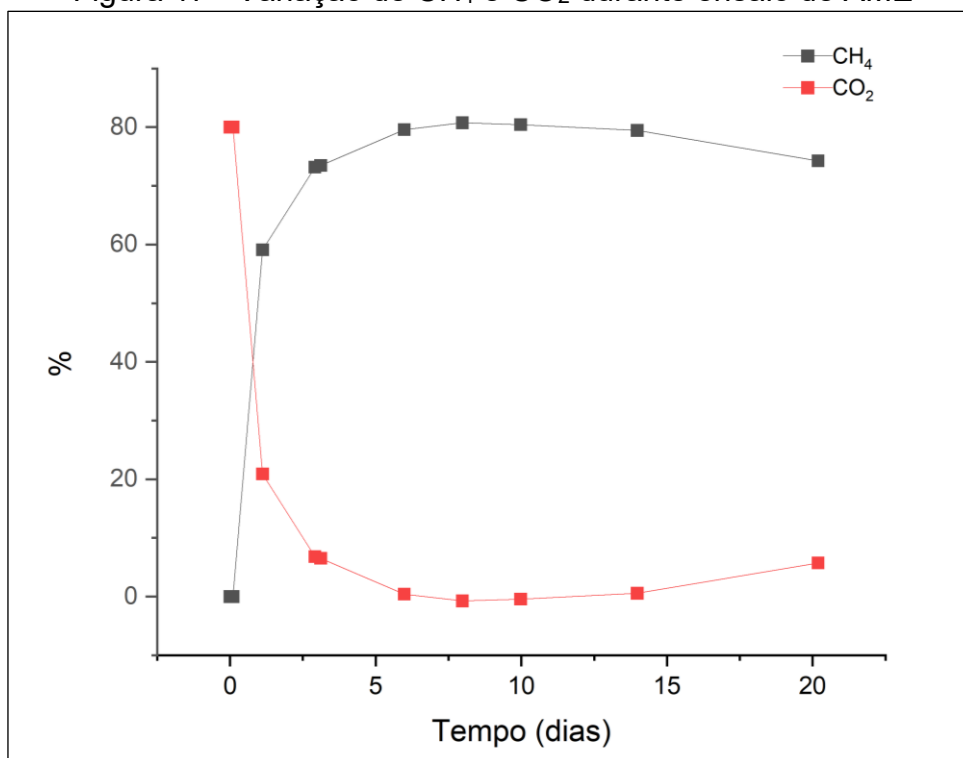
Parâmetro	Resultado
Potencial máximo específico de produção de metano (LCH ₄)	0,349
Taxa máxima específica de produção de metano (LCH ₄ /dia)	0,308
Fase lag (dia)	0,153
R^2	0,98

Fonte: Autora (2026)

No ensaio de AME com o lodo anaeróbico, o biogás apresentou cerca de 80% de metano e 20% de dióxido de carbono, evidenciando bom desempenho

metanogênico, já que a maior parte dos gases produzidos corresponde ao CH_4 , principal objetivo do processo. A evolução das concentrações de CH_4 e CO_2 ao longo do tempo é apresentada na Figura 17, na qual se observa a rápida elevação do teor de metano e a consequente decréscimo do dióxido de carbono nos primeiros dias, seguida por estabilização das concentrações durante a maior parte do ensaio.

Figura 17 - Variação de CH_4 e CO_2 durante ensaio de AME

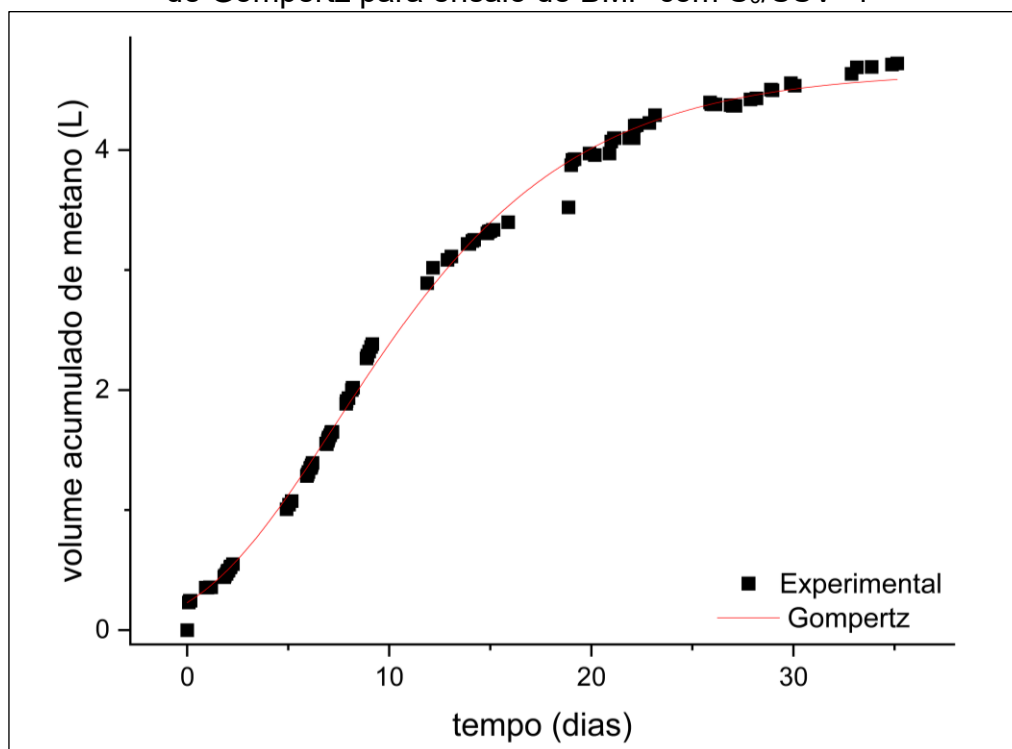


Fonte: Autora (2026)

5.4 POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO

A Figura 18 apresenta os resultados do ensaio de Potencial Bioquímico de Metano (BMP) conduzido com relação $S_0/\text{SSV} = 1$. O teste teve um tempo de incubação de 35 dias, ao final dos quais foi registrado um volume acumulado de 4,72 L de metano, o volume teórico esperado de metano era de 6,3 L. A partir desse valor, obteve-se um rendimento de conversão de aproximadamente 74,96%, indicando bom aproveitamento do substrato para a produção de biogás.

Figura 18 - Comparação entre os dados experimentais de volume acumulado de metano e a curva ajustada pelo modelo cinético de Gompertz para ensaio de BMP com $S_0/SSV=1$

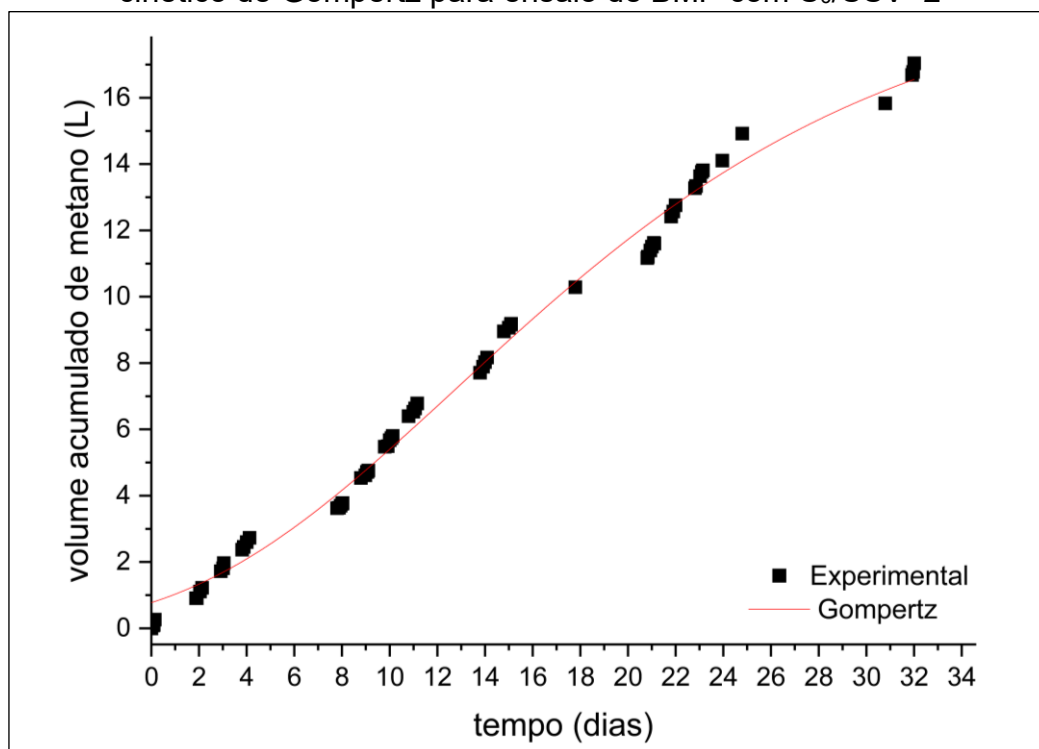


Fonte: Autora (2026)

A modelagem cinética dos dados experimentais pelo modelo de Gompertz permitiu estimar três parâmetros fundamentais para a avaliação do processo metanogênico. O ajuste permitiu estimar uma produção máxima de 4,66 L CH₄, uma taxa máxima de produção de 0,26 L CH₄/dia e uma fase lag de 0,68 dias. O modelo apresentou coeficiente de determinação (R^2) de 0,99, evidenciando ajuste adequado entre os dados experimentais e a curva teórica.

A Figura 19 apresenta os resultados do ensaio de Potencial Bioquímico de Metano (BMP) realizado com relação $S_0/SSV = 2$. O tempo de incubação foi de 21 dias, para esse ensaio, o volume teórico esperado de metano foi de 12,6 L, enquanto o volume experimental obtido correspondeu a 11,6 L, a partir desse valor, obteve-se um rendimento de conversão de aproximadamente 92,1%.

Figura 19 - Comparação entre os dados experimentais de volume acumulado de metano e a curva ajustada pelo modelo cinético de Gompertz para ensaio de BMP com $S_0/SSV=2$

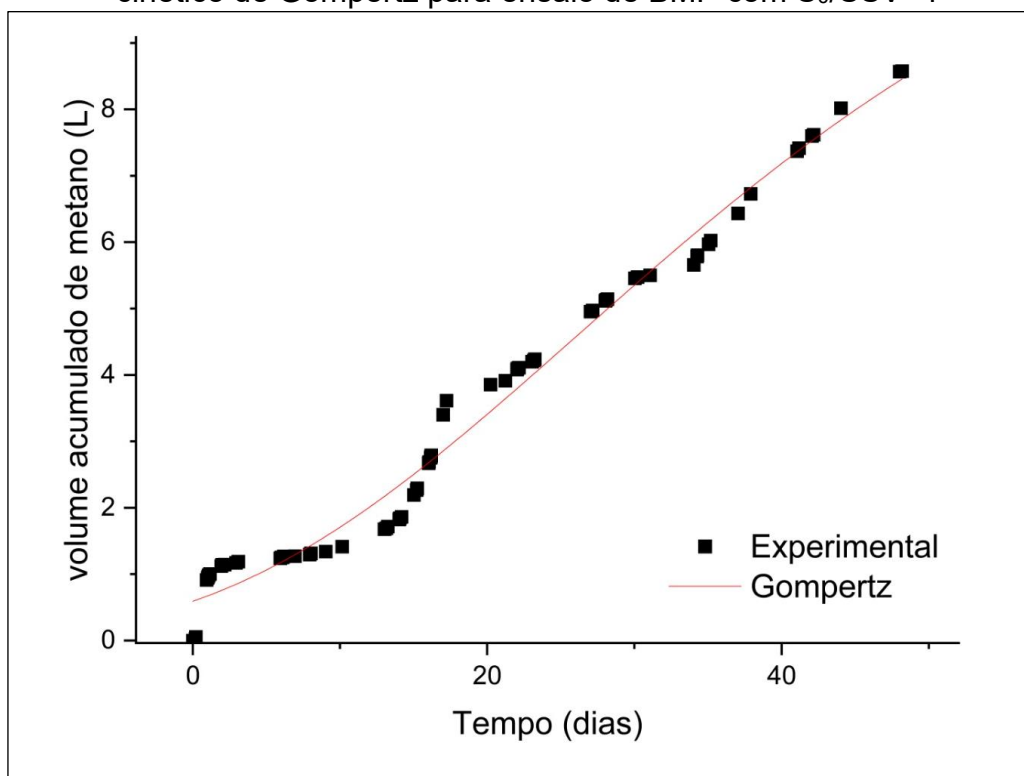


Fonte: Autora (2026)

Os parâmetros cinéticos foram obtidos a partir da modelagem dos dados experimentais utilizando o modelo de Gompertz. A produção máxima foi de 19,66 L CH_4 , a taxa máxima de produção foi de 0,66 L CH_4 /dia, indicando a velocidade máxima de conversão da matéria orgânica em metano ao longo do ensaio. A fase de latência foi estimada em 1,88 dias, correspondendo ao período inicial necessário para a adaptação da biomassa ao substrato antes do início da produção acelerada de CH_4 . O coeficiente de determinação ($R^2= 0,99$) demonstrou elevada aderência do modelo aos dados experimentais, conferindo robustez às estimativas obtidas.

A Figura 20 apresenta os resultados do ensaio de Potencial Bioquímico de Metano (BMP) realizado com relação $S_0/SSV = 4$. O tempo de incubação foi de 48 dias, para esse ensaio, o volume teórico esperado de metano foi de 25,2 L, enquanto o volume experimental obtido correspondeu a 8,58 L, a partir desse valor, obteve-se um rendimento de conversão de aproximadamente 34,03%.

Figura 20 - Comparação entre os dados experimentais de volume acumulado de metano e a curva ajustada pelo modelo cinético de Gompertz para ensaio de BMP com $S_0/SSV=4$



Fonte: Autora (2026)

Para esse ensaio obteve-se uma produção máxima de 12,49 LCH₄, uma taxa máxima de produção de 0,19 LCH₄/dia e uma fase lag de 2,69 dias. O modelo apresentou coeficiente de determinação (R^2) de 0,99, evidenciando ajuste adequado entre os dados experimentais e a curva teórica.

Na Tabela 15 estão apresentados os parâmetros cinéticos bem como a produção e taxa específica de metano das relações analisadas. A análise dos parâmetros cinéticos obtidos pelo modelo de Gompertz revela comportamentos distintos entre as cargas avaliadas. Ao observar a taxa máxima de produção de metano, nota-se um aumento ao passar da relação igual a 1 para a relação 2 (de 0,26 para 0,66 L/dia), indicando uma resposta positiva do sistema ao incremento de substrato. Em contrapartida, a fase de latência apresentou uma tendência linear de crescimento conforme o aumento da carga orgânica. Esse aumento progressivo no tempo de adaptação, especialmente na relação 4, reforça a dificuldade da biomassa em se aclimatar a concentrações mais elevadas, necessitando de um período maior para estabelecer as condições metabólicas ideais para a metanogênese.

Tabela 15 - Resumo dos parâmetros cinéticos estimados pelo modelo de Gompertz e indicadores de eficiência (produção e taxa específica) para as diferentes relações S_0/SSV avaliadas

Relação S_0/SSV	Produção máxima estimada (LCH_4)	Produção Específica ($LCH_4/gSSV$)	Taxa máxima (LCH_4/dia)	Taxa Específica ($LCH_4/gSSV.dia$)	Fase Lag (dia)	R^2
1	4,66	0,259	0,26	0,014	0,68	0,99
2	19,66	1,092	0,66	0,037	1,88	0,99
4	12,49	0,694	0,19	0,011	2,69	0,99

Fonte: Autora (2026)

A eficiência real da biomassa em cada condição é melhor evidenciada pela análise da produção específica. Observa-se um incremento de desempenho na relação $S_0/SSV = 2$, onde a produção específica aumentou de 0,259 para 1,092 $LCH_4/gSSV$. Este valor indica que a relação 2 proporcionou as melhores condições metabólicas, aliando o maior rendimento de conversão (92,1%) à maior velocidade de produção.

Por outro lado, o cenário na relação $S_0/SSV = 4$ confirma um quadro de inibição cinética. Apesar do maior potencial teórico energético, a taxa específica de produção atingiu apenas 0,011 $L/gSSV.dia$, valor inferior ao da relação 1. Esses dados sugerem que o aumento de carga causou uma desaceleração metabólica, isso é corroborado por Liu *et al.* (2009) que ao avaliarem resíduos alimentares sob relações S_0/SSV variando entre 1,6 e 5,0 reportaram que a eficiência de degradação diminuiu significativamente conforme se elevaram as relações aplicadas nos biorreatores, confirmando que o excesso de substrato atua como fator inibitório.

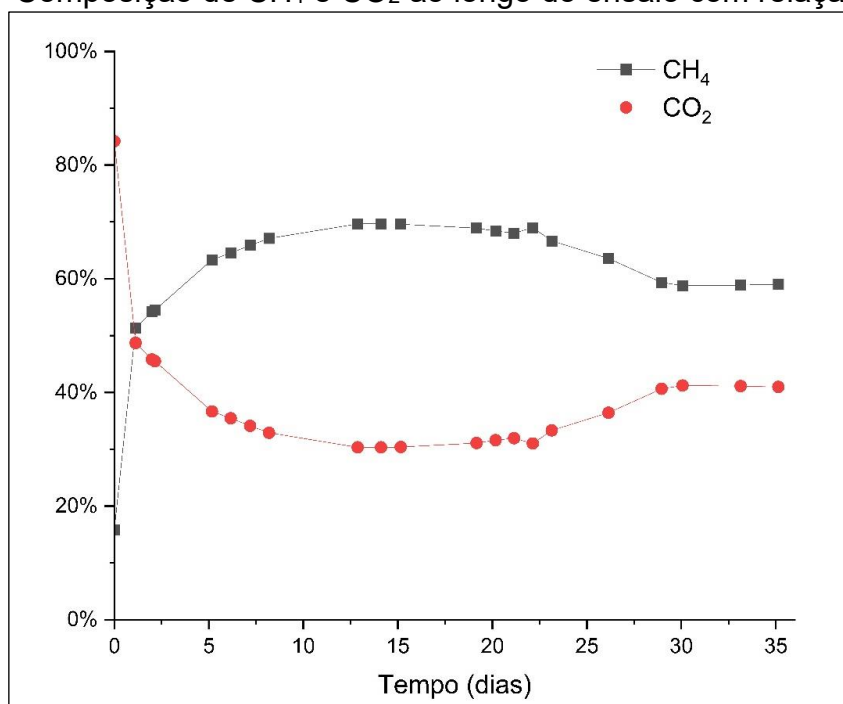
A magnitude da queda no rendimento global da relação 4 (para 34%) sugere a ocorrência de acidificação do meio por acúmulo de Ácidos Graxos Voláteis (AGV) ou metabólitos tóxicos. Segundo Zhang *et al.* (2007) o excesso de substrato em relação à biomassa resulta em uma baixa atividade metanogênica relativa, o que favorece o acúmulo de Ácidos Graxos Voláteis (AGV) produzidos rapidamente durante a etapa acidogênica. Contudo, ao analisar a curva ajustada pelo modelo de Gompertz (Figura 20) observa-se que, diferentemente dos ensaios anteriores, o teste não atingiu a fase estacionária ao final dos 48 dias. A tendência ascensional quase linear nos últimos pontos experimentais indica que a metanogênese, embora prejudicada e operando de forma lentificada pelo estresse orgânico, ainda estava em curso. Dessa forma, conclui-se que a obtenção de resultados volumétricos inferiores aos da relação $S_0/SSV = 2$ deve-se não apenas ao gargalo inibitório da metanogênese, mas também à própria

limitação temporal do ensaio, que foi interrompido antes do completo esgotamento da matéria orgânica disponível.

Ao confrontar os dados obtidos com os reportados na literatura, a taxa específica de produção obtida ($0,0143 \text{ LCH}_4/\text{gSSV.dia}$) mostrou-se coerente com o reportado por Daniel (2021), que encontrou $0,0139 \text{ LCH}_4/\text{gSSV.dia}$ para uma relação de 0,5. Já em termos de velocidade absoluta de reação, a taxa máxima para a relação 1 foi de $0,26 \text{ L/dia}$, valor acima do observado por Blasius (2019), que registrou $0,1911 \text{ L/dia}$ sob a mesma relação. Ainda, o desempenho na relação $S_0/\text{SSV} = 2$ torna-se evidente ao comparar a taxa máxima de produção de $0,66 \text{ L/dia}$ com os resultados de Blasius (2019) que para mesma relação reportou uma taxa de $0,10798 \text{ L/dia}$, valor inferior ao obtido neste estudo. Essa discrepância positiva atesta a atividade específica do inóculo utilizado e a rápida adaptação da biomassa ao substrato nesta concentração. Vale ressaltar que Blasius (2019) também observou um declínio na velocidade de reação ao elevar a carga, obtendo $0,07496 \text{ L/dia}$ para uma relação $S_0/\text{SSV} = 3$. Essa tendência de queda na cinética com o aumento da carga corrobora o comportamento observado neste trabalho, antecipando o colapso metabólico verificado na relação 4.

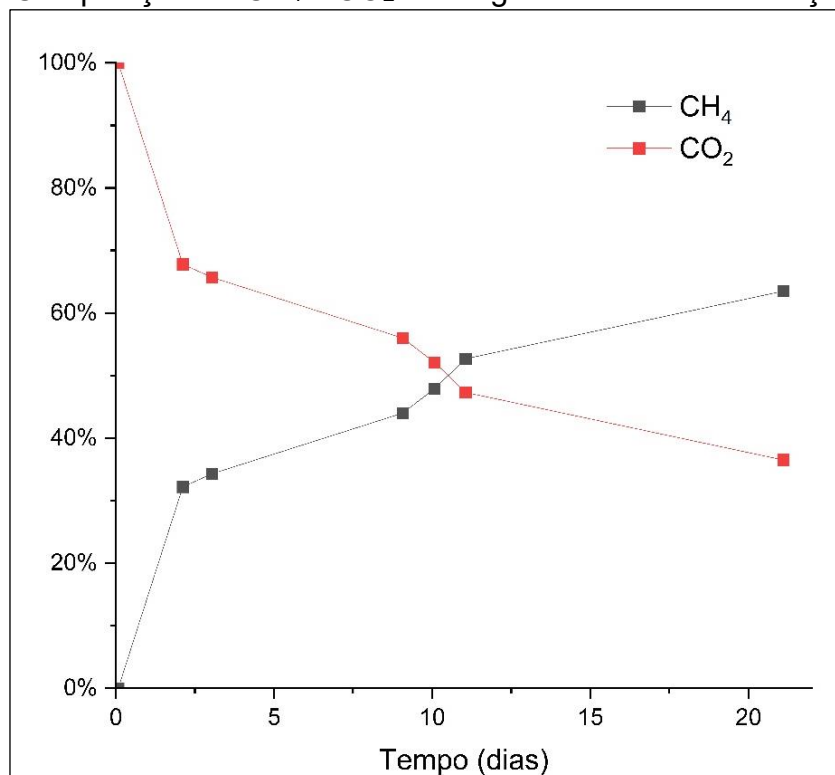
A evolução da composição do biogás, apresentada nas Figuras 21, 22 e 23, complementa os resultados cinéticos e volumétricos, evidenciando a influência da carga orgânica na dinâmica entre as fases acidogênica e metanogênica.

Figura 21 - Composição de CH₄ e CO₂ ao longo do ensaio com relação S₀/SSV=1



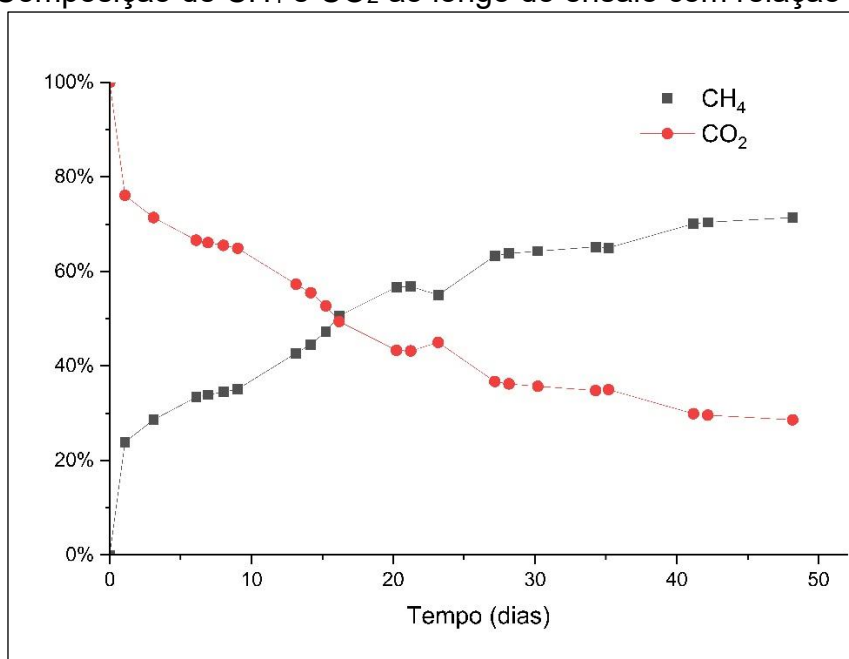
Fonte: Autora (2026)

Figura 22 - Composição de CH₄ e CO₂ ao longo do ensaio com relação S₀/SSV=2



Fonte: Autora (2026)

Figura 23 - Composição de CH₄ e CO₂ ao longo do ensaio com relação S₀/SSV=4



Fonte: Autora (2026)

Na relação S₀/SSV = 1 observou-se uma rápida estabilização do sistema. A predominância do metano sobre o dióxido de carbono ocorreu logo nos primeiros dias de operação (dia 2), atingindo no final do ensaio 60% de metano. Esse perfil indica um equilíbrio saudável entre as populações bacterianas, onde o consumo de ácidos voláteis pelas arqueas metanogênicas ocorreu de forma eficiente e imediata.

Já na relação S₀/SSV = 2, notou-se um comportamento distinto. O momento em que a concentração de CH₄ supera a de CO₂ ocorreu apenas no 11º dia. Esse atraso em relação à condição anterior reflete o tempo necessário para a adaptação da biomassa à maior disponibilidade de matéria orgânica. Inicialmente, a elevada produção de CO₂ sugere uma intensa atividade acidogênica, que foi gradualmente suplantada pela atividade metanogênica conforme o sistema se aclimatava, terminando o ensaio com teores de CH₄ de 63,5%.

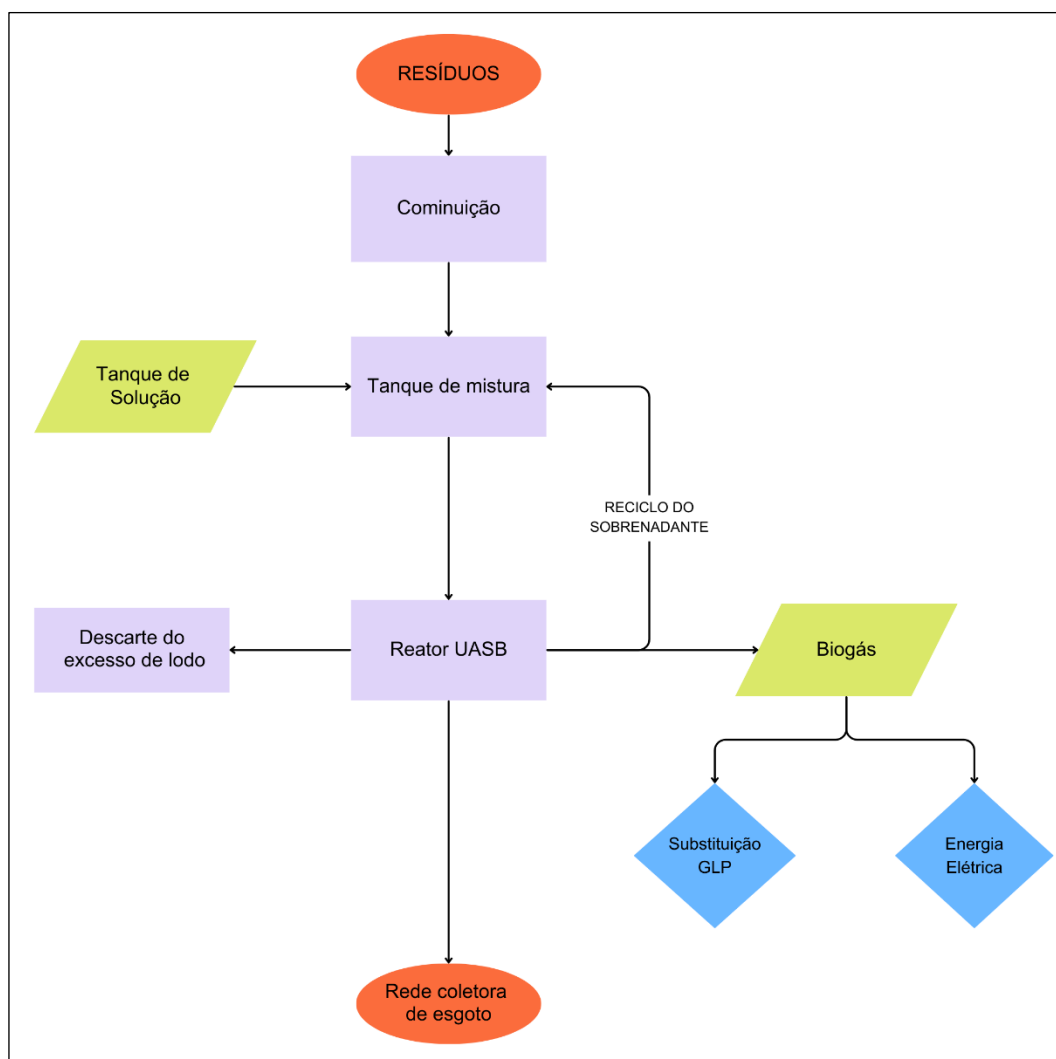
O efeito da sobrecarga tornou-se crítico na relação S₀/SSV = 4. O sistema permaneceu dominado por altas concentrações de CO₂ por um longo período, com a inversão do perfil ocorrendo tardiamente, por volta do 17º dia. Esse prolongamento da fase rica em CO₂ é um indicativo químico da acidificação temporária do meio. O acúmulo de ácidos graxos voláteis nas primeiras semanas inibiu parcialmente a metanogênese, retardando a produção de biogás de qualidade. Embora o teor de metano (71,4%) tenha eventualmente atingido níveis satisfatórios ao final do

monitoramento, o longo período de latência na qualidade do gás reforça a inviabilidade desta carga para partidas rápidas de reatores.

5.5 REATOR UASB

O sistema de tratamento proposto segue a sequência operacional detalhada no fluxograma da Figura 24. O processo inicia-se com a etapa de cominuição dos resíduos orgânicos, utilizando um Triturador de Resíduos Orgânicos Trapp, modelo TR-200, 1,5 cv, com capacidade de processamento de 271 kg/h, suportando a produção diária de resíduos prevista (62,1 kg), garantindo agilidade na etapa de pré-tratamento e padronização granulométrica do material.

Figura 24 - Fluxograma operacional do sistema de tratamento anaeróbio



Fonte: Autora (2026)

Na sequência, o material triturado será encaminhado ao tanque de mistura com volume de 50 m³. Este dimensionamento foi escolhido para garantir a compatibilidade com a capacidade do reator principal (48,25 m³). O tanque opera sob agitação mecânica, cujo dimensionamento seguiu o critério de densidade de potência (dp) de 5 W/m³, resultando em uma potência total de agitação de 2500 W(3,35 hp).

Interligado a este tanque, estará o sistema de ajuste de pH, composto por um tanque de solução de 1m³ para Hidróxido de Cálcio (Ca(OH)₂), equipado com agitador e uma bomba dosadora com capacidade de 100 L/h. Esta etapa permite o controle da alcalinidade e recebe o reciclo do sobrenadante proveniente do reator, conforme indicado no fluxograma.

Para o sistema de alimentação, o projeto prevê a utilização de três bombas submersas, em conformidade com a ABNT NBR 12209:2011, sendo uma delas definida como reserva técnica para casos de manutenção ou falha. As bombas deverão direcionar o afluente, considerando uma proporção de diluição de 0,60 m³ de água/kg para a coroa de distribuição do reator. Esta coroa foi dimensionada com 4 mangotes que conduzirão o fluxo até o fundo do reator a 0,2m da base, promovendo o regime ascendente através do manto de lodo. Cada ponto de entrada foi projetado para cobrir uma área de influência de 2,0 m². Para a manutenção, recomenda-se que a desobstrução dos mangotes seja realizada através de dispositivo mecânico. Para o monitoramento operacional e controle de sólidos, o projeto contempla a instalação de cinco pontos de amostragem distribuídos verticalmente na parede do reator. As tomadas foram posicionadas com espaçamento de 0,50m, iniciando-se na cota 0,50m em relação à base e estendendo-se até a cota 2,50m. Na Tabela 16 encontra-se um resumo dos parâmetros definidos e calculados para o reator.

Tabela 16 - Parâmetros de projeto do Reator dimensionado

Parâmetro	Valor	Unidade
Geração de resíduos orgânicos	62,1	kg/dia
Vazão de Projeto (Q)	1,55	m ³ /h
Carga Orgânica Volumétrica (COV)	8	kgDQO/m ³ .dia
Volume Útil do Reator (V)	48,25	m ³
Altura Útil (H _{útil})	6	M
Altura Total (com borda livre)	6,5	M
Diâmetro Interno (D)	3,2	M
Velocidade ascensional (v _{as})	0,19	M

Fonte: Autora (2026)

O separador trifásico foi dimensionado com paredes inclinadas a 60° e define uma zona de decantação com profundidade útil de 1,50m. A estrutura interna apresenta um transpasse horizontal de 0,15 m entre o defletor de parede e o cone central. O detalhamento gráfico completo e as cotas específicas deste e demais componentes estão apresentados no Apêndice C.

O biogás gerado no reator UASB piloto será armazenado em um balão de biogás até cerca de 10m^3 . A destinação final deste recurso é condicionada à escolha de uso, poderá ser direcionado para a geração de energia elétrica ou para a substituição de Gás Liquefeito de Petróleo (GLP). Por fim, o projeto prevê o descarte periódico do excesso de lodo e o encaminhamento do efluente líquido tratado para a rede coletora de esgoto.

5.6 POTENCIAL DE ENERGIA

A partir do balanço de massa da Demanda Química de Oxigênio (DQO) afluente ao reator anaeróbio, foi possível quantificar a distribuição da matéria orgânica entre a fração não tratada (efluente), a síntese de novas células e a parcela convertida em metano. Os resultados obtidos para uma vazão operacional de $37,33\text{ m}^3/\text{dia}$ e DQO afluente de 10.364 mg/L estão sintetizados na Tabela 17.

Tabela 17 - Resultados do balanço de massa e potencial energético do reator anaeróbio

Parâmetro	Descrição	Valor	Unidade
$\dot{m}_{S_0}$	vazão mássica de DQO afluente	386,91	kgDQO/dia
$\dot{m}_{S_e}$	vazão mássica de DQO efluente	38,69	kgDQO/dia
$\dot{m}_{P_{x,ssv}}$	vazão mássica de DQO para síntese de novas células	9,89	kgDQO/dia
$\dot{m}_{S_{CH_4}}$	vazão mássica de DQO destinada a produção de metano	338,33	kgDQO/dia
Q_{CH_4}	vazão de metano gerada	118,42	m^3/dia
$Q_{biogás}$	vazão de biogás	182,18	m^3/dia
E_{el}	Energia	303,63	Kwh/dia
Receita	receita bruta estimada	39.472,33	R\$/ano

Fonte: Autora (2026)

Com uma produção diária de biogás estimada em $182\text{ m}^3/\text{dia}$, o sistema requer a instalação de um moto-gerador com potência de aproximadamente 12,65 kW. Um aspecto fundamental para a estimativa econômica realística deste projeto é o regime de funcionamento do restaurante, que opera de segunda a sexta-feira. Adotando-se

260 dias anuais de alimentação de carga nominal, a geração de energia elétrica do sistema é projetada 78.943 kWh/ano. Considerando uma tarifa energética referencial de R\$ 0,50 por kWh, o aproveitamento do biogás traduz-se em uma mitigação de custos de R\$ 39.471,90 anuais.

Entretanto, a implementação desta rota enfrenta um entrave de mercado. Atualmente, a indústria foca na fabricação de moto-geradores específicos para biogás em escalas maiores, a partir de 30 kW. Esta lacuna impõe uma barreira ao projeto, a aquisição de um equipamento superdimensionado elevaria o investimento inicial sem um retorno proporcional. Assim, a geração de eletricidade, neste cenário de média escala, apresenta-se como uma alternativa menos atrativa frente às demais, devido à falta de equipamentos compatíveis com a escala do projeto no mercado brasileiro.

Ao avaliar a alternativa de uso térmico para substituição do Gás Liquefeito de Petróleo (GLP), os resultados demonstram uma viabilidade financeira superior. A coordenação do RU reportou um consumo mensal de 600 kg de GLP, o que corresponde a uma média operacional de 27,27 kg/dia. O potencial de produção diária equivale a 91,30 kg de GLP, valor que supera em 334% a demanda média operacional. Considerando que segundo a Petrobrás (2025) o preço médio de mercado no Rio Grande do Sul é de R\$ 114,27 por botijão de 13 kg (R\$ 8,79/kg), a economia anual com a substituição do gás de cozinha atingiria R\$ 208.657,80.

De acordo com informações fornecidas pela coordenação do RU, o custo real com GLP é de R\$ 6,15/kg. Sob essa perspectiva, a substituição integral do consumo mensal geraria uma economia direta de R\$ 3.690,00/mês, totalizando R\$ 44.280,00 anuais. Em termos comparativos, a queima direta para cocção é a alternativa de maior valor agregado para a instituição e a que apresenta o retorno financeiro mais imediato.

Além do suprimento da cozinha, o excedente de biogás (aproximadamente 64 kg/dia de equivalente GLP) desempenha um papel estratégico na manutenção da estabilidade biológica do sistema. Em regiões com invernos rigorosos, como o Rio Grande do Sul, a queda na temperatura do afluente pode reduzir a atividade das arqueas metanogênicas. Desse modo, para evitar a redução na eficiência de remoção de DQO e a possível acidificação do reator, propõe-se a utilização de parte deste excedente energético para o aquecimento do próprio sistema.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo atingiu seu objetivo geral ao demonstrar a viabilidade técnica da produção de biogás a partir da fração orgânica dos resíduos do restaurante universitário, fornecendo subsídios para o dimensionamento de um reator anaeróbio adequado ao tratamento desse substrato. A pesquisa confirmou que a digestão anaeróbia representa uma rota tecnológica eficiente para a valorização energética desses resíduos, alinhando-se aos princípios da sustentabilidade e da economia circular.

A caracterização qualitativa e quantitativa dos resíduos identificou um substrato com elevada carga orgânica e predominância de fração putrescível, ideal para processos biológicos. A caracterização da biomassa anaeróbia e os ensaios de Atividade Metanogênica Específica (AME) validaram a qualidade do inóculo utilizado, o qual demonstrou adaptação adequada e capacidade de degradação.

Os ensaios de Potencial Bioquímico de Metano (BMP) foram determinantes para compreender a cinética do processo. Concluiu-se que a relação $S_0/SSV = 2$ apresentou o melhor desempenho, aliando alta conversão de matéria orgânica a uma elevada taxa de produção de metano. Em contrapartida, a relação $S_0/SSV = 4$ sofreu severa desaceleração metabólica por sobrecarga orgânica. Contudo, a ausência de uma fase estacionária na curva de ajuste indica que a metanogênese continuava ativa nos dias finais, sugerindo que o baixo rendimento foi agravado pela limitação temporal do ensaio. Recomenda-se, portanto, tempos de incubação prolongados em estudos futuros com cargas elevadas.

A viabilidade técnica do uso dos resíduos de restaurante foi corroborada pelos resultados experimentais, que indicaram não apenas a estabilidade do processo, mas também um potencial energético significativo capaz de ser convertido em benefícios operacionais para a instituição.

Ainda, o dimensionamento em escala real resultou em um reator UASB com volume útil de 48,25 m³. A estimativa do potencial energético indicou uma produção diária de 182 m³ de biogás, o que permite a geração de 78.943,80 kWh/ano de energia elétrica ou a substituição integral do GLP utilizado na cozinha, gerando uma economia anual de aproximadamente R\$ 44.280,00. Desse modo, o estudo evidencia que a proposta não apenas resolve um passivo ambiental, mas oferece retorno econômico direto para a sustentabilidade financeira e ambiental do restaurante e da universidade.

Adicionalmente, a viabilidade da implementação deste sistema de tratamento é reforçada pelo seu potencial de enquadramento na Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (Lei nº 14.119/2021), uma vez que o desvio de resíduos orgânicos de aterros sanitários e a consequente mitigação das emissões de gases de efeito estufa (GEE) configuram serviços de regulação climática. Dessa forma, a certificação do sistema para a obtenção de PSA ou créditos de carbono, amparada por regulamentações locais, representa uma importante fonte de subsídio adicional, tornando a instalação do reator UASB ainda mais atrativa e juridicamente viável para restaurantes e instituições de ensino.

7 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Como sugestões para trabalhos futuros, visando o aprimoramento e a aplicação prática dos resultados aqui obtidos, recomenda-se:

- **Análise em fluxo contínuo:** realização de estudos experimentais em uma unidade piloto de reator UASB operando em regime contínuo. Essa etapa é fundamental para avaliar o comportamento do sistema sob condições dinâmicas de carga e variações hidráulicas reais.
- **Viabilidade econômica:** desenvolvimento de uma análise detalhada da viabilidade econômica do projeto, considerando os custos de implantação e operação frente à economia gerada pela substituição energética.
- **Impacto ambiental:** estimativa quantitativa das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) evitadas. Tal análise permitirá mensurar o benefício ambiental do projeto em termos de "créditos de carbono" ou mitigação do impacto climático, fortalecendo a justificativa ecológica da tecnologia proposta.
- **Protocolos Operacionais:** Elaborar manuais de procedimentos padrão para a triagem e pré-tratamento dos resíduos na fonte, assegurando a manutenção das condições ideais de operação identificadas nesta pesquisa.

REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10007: Amostragem de resíduos sólidos. 2 ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 21 p.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12209: Elaboração de projetos hidráulico sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários. Rio de Janeiro, 2011.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: Resíduos sólidos - Classificação - Parte 1: Requisitos de classificação. 1 ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2024.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: Resíduos sólidos - Classificação - Parte 2: Sistema Geral de Classificação de Resíduos (SGCR). 1 ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2024.

ABREMA - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE (Brasil) (org.). Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2024. ABREMA, 2024. 81 p.

ABREMA - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE (Brasil) (org.). Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2025. ABREMA, 2025. 82 p. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/panorama/>. Acesso em: 20 dez. 2025.

ALBERTONI, Tais Andrea. Caracterização física dos resíduos sólidos gerados em restaurante universitário. 2013. 78 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2013. Disponível em: https://riut.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/11953/2/LD_COEAM_2013_1_11.pdf. Acesso em: 24 nov. 2024.

AMORIM, Miriam Cleide Cavalcante de. Potencial de geração de biometano de resíduos alimentares de restaurante universitário. Revista Tecnologia e Sociedade, v. 20, n. 61, p. 159-179, 25 nov. 2024. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3895/rts.v20n61.17214>. Acesso em: 24 nov. 2025.

ANEEL - AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (Brasil). Matriz Elétrica Brasileira. 2025. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjojNGE3NjVmYjAtNDZkZC00MDY4LTliNTItMTVkZTU4NWYzYzFmIiwidCI6IjQwZDZmOWI4LWVjYTctNDZhMi05MmQ0LWVhNGU5YzAxNzBIMSIsImMiOiR9>. Acesso em: 15 mar. 2024.

ANGELIDAKI, Irini; ELLEGAARD, Lars; AHRING, Birgitte Kiør. Applications of the Anaerobic Digestion Process. Advances In Biochemical Engineering/Biotechnology, p. 1-33, 2003. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/3-540-45838-7_1. Acesso em: 15 mar. 2024.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 24 ed. Washington. 2022.

APPELS, Lise *et al.* Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress In Energy And Combustion Science*, v. 34, n. 6, p. 755-781, dez. 2008. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0360128508000312?via%3Dihub>. Acesso em: 15 mar. 2024.

AQUINO, Sérgio F. *et al.* Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 12, n. 2, p. 192-201, jun. 2007. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/rnJVzVS3RgG3BthVkh64PHQ/?format=html&lang=pt#>. Acesso em: 15 mar. 2024.

AZEVEDO, Afonso R. G. de *et al.* Characterization of solid waste of restaurant and its energy generation potential: case study of Niterói, RJ, Brazil. *Biomass Conversion And Biorefinery*, v. 12, n. 7, p. 2477-2486, 4 abr. 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s13399-020-00705-1>. Acesso em: 15 mar. 2024.

BASAK, Bikram *et al.* Process kinetic studies of biohydrogen production by co-fermentation of fruit-vegetable wastes and cottage cheese whey. *Energy For Sustainable Development*, v. 47, p. 39-52, dez. 2018.

BEAL, Lademir Luiz. Tratamento anaeróbio de efluente de curtume de acabamento associado a membranas de micro e ultrafiltração. 2004. 313 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/6895>. Acesso em: 15 mar. 2024.

BLASIUS, Jandir Pereira. Influência de diferentes composições de resíduos alimentares no processo de biometanização. 2019. 128 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geociências e Meio Ambiente, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2019. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/f12bc5c3-16f2-4b78-a9f6-f764ba6efae7/content>. Acesso em: 15 mar. 2024.

BRASIL. Congresso. Câmara dos Deputados. 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. *Política Nacional de Resíduos Sólidos*. Brasília, 03 ago. 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 15 mar. 2024.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE E MUDANÇA DO CLIMA. (org.). Resíduos Sólidos Urbanos - RSU. Disponível em: [https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/meio-ambiente-urbano-recursos-hidricos-qualidade-ambiental/residuos-solidos-urbanos#:~:text=Os%20res%C3%ADduos%20recicl%C3%A1veis%20secos%20somam,multicamadas%20\(1%2C4%25\)](https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/meio-ambiente-urbano-recursos-hidricos-qualidade-ambiental/residuos-solidos-urbanos#:~:text=Os%20res%C3%ADduos%20recicl%C3%A1veis%20secos%20somam,multicamadas%20(1%2C4%25)). Acesso em: 15 mar. 2024.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Probiogás. Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto / Probiogás; organizadores, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ); autores, Bruno Silveira ... [et al.]. – Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015. Disponível em: <https://www.giz.de/en/downloads/probiogas-guia-etes.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2025.

CARBULONI, Rodrigo. Detecção, diagnóstico e proposta de soluções baseadas em modelos matemáticos para falhas na etapa de propagação do inóculo do bioprocessamento industrial de produção de farneseno. 2020. 48 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós Graduação em Engenharia de Biomateriais e Bioprocessos, Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2020. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/1d92e658-ac43-4d26-ab74-002764b2433d/content>. Acesso em: 15 mar. 2025.

CARNEIRO, Cláudia Maria Leite *et al.* DIAGNÓSTICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS PRODUZIDOS NO RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO DA UFRN. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 30., 2010, São Carlos. Anais [...]. São Carlos: Abepro, 2010. p. 1-13. Disponível em: https://www.abepro.org.br/biblioteca/enegep2010_TN_STO_121_788_17487.pdf. Acesso em: 1 maio 2024.

CAVALEIRO, A.J.; PEREIRA, M.A.; ALVES, M.. Enhancement of methane production from long chain fatty acid based effluents. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 10, p. 4086-4095, jul. 2008. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852407007456?via%3Di> hub. Acesso em: 15 mar. 2025.

CHERNICHARO, C.A.L. Reatores anaeróbios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997. 2. ed. Belo Horizonte, 2007.

CIBIOGÁS (Brasil) (org.). Panorama do Biogás 2024. Foz do Iguaçu: Cibiogás, 2025. 30 p. Disponível em: <https://cibiogas.org/wp-content/uploads/2025/PANORAMA-DO-BIOGAS-2024.pdf>. Acesso em: 24 nov. 2025.

CLERCQ, Djavan de *et al.* Biomethane production potential from restaurant food waste in megacities and project level-bottlenecks: a case study in beijing. *Renewable And Sustainable Energy Reviews*, v. 59, p. 1676-1685, jun. 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364032115017062>. Acesso em: 24 nov. 2025.

CORREIA, Margareth da Silva; LANGE, Liséte Celina. GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO SETOR DE REFEIÇÃO COLETIVA. Pretexto, Belo Horizonte, v. 12, n. 1, p. 29-54, jan. 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.21714/pretexto.v12i1.659>. Acesso em: 24 nov. 2025.

DAL' MAGRO, Glenio Piran; TALAMINI, Edson. Estimating the magnitude of the food loss and waste generated in Brazil. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, [S.L.], v. 37, n. 7, p. 706-716, 28 mar. 2019.

Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1177/0734242x19836710>. Acesso em: 24 nov. 2025.

DANIEL, Sayuri Higo. Potencial de aproveitamento energético dos resíduos alimentares gerados no restaurante universitário da UNICAMP. 2021. 124 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Planejamento de Sistemas Energéticos, Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2021. Disponível em: <https://hdl.handle.net/20.500.12733/1642194>. Acesso em: 24 nov. 2025.

DEBIASI, Letícia Rech. Avaliação da etapa hidrolítica-acidogênica da digestão anaeróbia de resíduos alimentares em sistema de dois estágios. 2019. 132 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/215540/PGEA0643-D.pdf?sequence=-1>. Acesso em: 24 nov. 2025.

DE CONTO, S. M. et al. Geração de resíduos sólidos em um meio de hospedagem da Região Uva e Vinho no estado do Rio Grande do Sul. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25., 2009, Recife. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2009.

DEGANUTTI, Roberto *et al.* Biodigestores rurais: modelo indiano, chinês e batelada. In: ENCONTRO DE ENERGIA NO MEIO RURAL, 4., 2002, Campinas. Proceedings online. Campinas: 2002. p. 1-5. Disponível em: http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=MSC00000000223002000100031&lng=en&nrm=abn. Acesso em: 24 nov. 2025.

EIXOS. Eletrobras conclui manutenção de subestação afetada por enchentes no Rio Grande do Sul. 2024. Por Daniel Cardozo. Disponível em: <https://eixos.com.br/energia-eletrica/eletrobras-conclui-manutencao-de-subestacao-afetada-por-enchentes-no-rio-grande-do-sul/>. Acesso em: 15 mar. 2025.

EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (Brasil). Ministério de Minas e Energia (org.). Análise de Conjuntura dos Biocombustíveis – Ano 2024. Rio de Janeiro: Epe, 2025. 122 p. Disponível em: https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-904/NT-EPE-DPG-SDB-2025-06_An%C3%A1lise%20de%20Conjuntura_Ano%20base%202024.pdf. Acesso em: 24 nov. 2025a.

EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (Brasil). Ministério de Minas e Energia (org.). Balanço Energético Nacional 2025: Ano base 2024. Rio de Janeiro: Epe, 2025. 315 f. Disponível em: https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-885/topico-771/Relat%C3%B3rio%20Final_BEN%202025.pdf. Acesso em: 24 nov. 2025b.

EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (Brasil). Ministério de Minas e Energia (org.). Balanço Energético Nacional: relatório síntese, ano base 2024. Rio de Janeiro: EPE, 2025. 73 p. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites->

[pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-885/topico-767/BEN_S%C3%ADntese_2025_PT.pdf](https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-885/topico-767/BEN_S%C3%ADntese_2025_PT.pdf). Acesso em: 12 jun. 2025c.

EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (Brasil). Ministério de Minas e Energia (org.). Plano Nacional de Energia 2030. Rio de Janeiro: EPE, 2007. 408 p. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/Documents/Relat%C3%B3rio%20final%20PNE%202030.pdf>. Acesso em: 12 jun. 2025.

EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (Brasil). Ministério de Minas e Energia (org.). Plano Nacional de Energia 2050. Rio de Janeiro: EPE, 2020. 230 p. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-227/topico-563/Relatorio%20Final%20do%20PNE%202050.pdf>. Acesso em: 12 jun. 2025.

EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (Brasil). Ministério de Minas e Energia (org.). Enchentes que afetaram o estado do Rio Grande do Sul provocaram sérios danos à infraestrutura elétrica. Rio de Janeiro: EPE, 2023. Disponível em: www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-766/NT-EPE-DEE-DEA-001-2023_Escassez_Hidrica_2021_Diagnostico_e_Oportunidades.pdf. Acesso em: 04 set. 2025.

FERREIRA, Tiago Borges. Digestão anaeróbia de resíduos sólidos alimentares: avaliação de diferentes configurações de sistemas simplificados e estratégias operacionais no desempenho do processo. 2021. 193 f. Tese (Doutorado) - Curso de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2021. Disponível em: <https://repositorio.ufmg.br/items/09afbb9c-b935-46ed-b91a-f2f6499fe33e>. Acesso em: 24 nov. 2025.

FIRMEZA, Sérgio de Miranda. A caracterização física dos resíduos sólidos domiciliares de fortaleza como fator determinante do seu potencial reciclável. 2005. 145 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/1627>. Acesso em: 24 nov. 2025.

FISGATIVA, H.; TREMIER, A.; DABERT, P. Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion. *Waste Management*, v. 50, p. 264–274, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X16300411?via%3Di> hub. Acesso em: 24 nov. 2025.

FORNER, Júlia Wanner; DE CONTO, Suzana Maria. GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DE UM RESTAURANTE EM UMA INSTITUIÇÃO DE ENSINO SUPERIOR. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, v. 9, n. 1, p. 255-272, 20 abr. 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v9e12020255-272>. Acesso em: 24 nov. 2025.

G1. Nível dos reservatórios de Sudeste e Centro-Oeste em maio é o mais baixo para o mês desde 2001. 2021. Por Fábio Amato. Disponível em: <https://g1.globo.com/economia/noticia/2021/06/02/nivel-dos-reservatorios-de-sudeste-e-centro-oeste-em-maio-e-o-mais-baixo-para-o-mes-desde-2001.ghtml>. Acesso em: 15 mar. 2025.

GIL, Luís; BERNARDO, João. Transição energética e oportunidades de negócio. *Renováveis Magazine*, S.L., v. , n. , p. 38-45, maio 2022. Disponível em: <https://comum.rcaap.pt/entities/publication/7eadd776-2ec8-4bdd-9b5c-31930643a67a/full>. Acesso em: 24 nov. 2025.

GOMES, Simone *et al.* Potencial energético de resíduos sólidos domiciliares do município de Ponta Grossa, Paraná, Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 6, p. 1197-1202, 6 jul. 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017143432>. Acesso em: 24 nov. 2025.

GRANZOTTO, F. *et al.* Use of anaerobic biodigestor in the treatment of organic waste from a university restaurant. *Journal Of Environmental Chemical Engineering*, v. 9, n. 5, p. 105795, out. 2021. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2021.105795>. Acesso em: 24 nov. 2025.

GUERI, Matheus Vitor Diniz. Avaliação do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares em reatores batelada e semi-contínuo. 2017. 82 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Bioenergia, Centro de Engenharias e Ciências Exatas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2017. Disponível em: <https://tede.unioeste.br/handle/tede/2904>. Acesso em: 24 nov. 2025.

GUJER, W; ZEHNDER, A J B. Conversion Processes in Anaerobic Digestion. *Water Science And Technology*, v. 15, n. 8-9, p. 127-167, 1 ago. 1983. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.1983.0164>. Acesso em: 24 nov. 2025.

GZH. Veja os números mais recentes das enchentes no RS nesta terça-feira. 2024. Disponível em: <https://gauchazh.clicrbs.com.br/geral/noticia/2024/05/veja-os-numeros-mais-recentes-das-enchentes-no-rs-nesta-terca-feira-clvwaf3cb000a0152rvvf5m36.html>. Acesso em: 15 mar. 2025.

HAFNER, Sasha D. *et al.* Calculation of biochemical methane potential (BMP). *Standard BMP Methods Document*, v. 200, 2020.

HAMODA, M.F.; BERG, L. D. Effect of settling on performance of the upflow anaerobic sludge bed reactors. *Water Research*, [S.L.], v. 18, n. 12, p. 1561-1567, jan. 1984. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(84\)90131-3](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(84)90131-3).

HUSSAIN, Athar; DUBEY, Shashi Kant. Specific methanogenic activity test for anaerobic degradation of influents. *Applied Water Science*, v. 7, n. 2, p. 535-542, 8 jul. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s13201-015-0305-z>. Acesso em: 24 nov. 2025.

IEA - INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (França). World Energy Outlook 2024. 2024. Disponível em: <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2024>. Acesso em: 08 fev. 2025.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate Change 2014: mitigation of climate change. contribution of working group III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. New York: Ippcc, 2014. 1453 p. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ipcc_wg3_ar5_full.pdf. Acesso em: 24 nov. 2025.

JERIS, John S.; McCARTY, Perry L. 1965. The biochemistry of methane fermentation using C14 tracers. Journal. Water Pollution Control Federation, Washington, v. 37, n. 2, p. 178-192.

JORNAL DO COMÉRCIO. CEEE Equatorial projeta normalização de fornecimento pós-enchente neste final de semana. 2024. Disponível em: <https://www.jornaldocomercio.com/economia/2024/06/1157920-ceee-equatorial-projeta-normalizacao-de-fornecimento-pos-enchente-neste-final-de-semana.html?utm>. Acesso em: 15 mar. 2025.

KIRAN, U. E. *et al.* Bioconversion of food waste to energy: A review. Fuel, v. 134, p. 389–399, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2014.05.074>. Acesso em: 24 nov. 2025.

KOCH, Konrad *et al.* Power and Limitations of Biochemical Methane Potential (BMP) Tests. Frontiers In Energy Research, [S.L.], v. 8, p. 1-4, 23 abr. 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3389/fenrg.2020.00063>. Acesso em: 24 nov. 2025.

KUCZMAN, Osvaldo *et al.* Food waste anaerobic digestion of a popular restaurant in Southern Brazil. Journal Of Cleaner Production, v. 196, p. 382-389, set. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.282>. Acesso em: 24 nov. 2025.

KUNZ, Airton; STEINMETZ, Ricardo Luis Radis; AMARAL, André Cestonaro do (ed.). Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. 2. ed. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2022. 211 p.

LATIF, M.A. *et al.* Effect of temperature and organic loading rate on upflow anaerobic sludge blanket reactor and CH₄ production by treating liquidized food waste. Environmental Progress & Sustainable Energy, v. 31, n. 1, p. 114-121, 10 mar. 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1002/ep.10540>. Acesso em: 24 nov. 2025.

LEE, Dae Hee *et al.* Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: a lab-scale study. Waste Management, v. 29, n. 2, p. 876-882, fev. 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.06.033>. Acesso em: 24 nov. 2025.

LETTINGA, G. *et al.* 1983. The use of a floating settling granular sludge bed reactor on anaerobic treatment. In: European Symposium on Anaerobic Wastewater Treatment, 1., 1983, The Hague. Proceedings... The Hague: AWWt. P 411-429.

LETTINGA, G. *et al.* Use of the Upflow Sludge Blanket (USB) concept for biological waste water treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering*. V. 22, p. 699-734, 1980. Disponível em: <https://doi.org/10.1002%2Fbit.260220402>. Acesso em: 24 nov. 2025.

LINS, Eduardo. VALORAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS GERADOS EM RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO. In: CONGRESSO SUL-AMERICANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E SUSTENTABILIDADE, 5., 2022, Gramado. Anais - 5º Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade. Gramado: Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais, 2022. p. 1-6. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.55449/conresol.5.22.I-004>. Acesso em: 24 nov. 2025.

LIU, Chuanyang *et al.* Improve biogas production from low-organic-content sludge through high-solids anaerobic co-digestion with food waste. *Bioresource Technology*, v. 219, p. 252-260, nov. 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.130>. Acesso em: 24 nov. 2025.

LOBATO, Livia Cristina da Silva. Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico. 2011. 187 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

MACHADO, Luiz Leal Netto. Aspectos técnicos relacionados à geração de energia elétrica a partir do lodo de esgoto. 2011. 109 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: <http://www.repositorio.poli.ufrj.br/dissertacoes/dissertpoli512.pdf>. Acesso em: 24 nov. 2025.

MAGALHÃES, Geisa Vieira Vasconcelos. Avaliação da biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos: ensaios de potencial bioquímico de metano (BPM) e projeto piloto de um biodigestor em escala real. 2018. 131 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

MAO, Chunlan *et al.* Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable And Sustainable Energy Reviews*, v. 45, p. 540-555, maio 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>. Acesso em: 24 nov. 2025.

MARQUES, Felipe Souza. Energia elétrica com biogás no agronegócio do oeste do Paraná sob a ótica da nova economia institucional. 2021. 132 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Regional e Agronegócio, Centro de Ciências Sociais Aplicadas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2021. Disponível em:

https://tede.unioeste.br/bitstream/tede/5965/2/Felipe_Souza_Marques_2021.pdf. Acesso em: 24 nov. 2025.

MARTINS, Pedro *et al.* Composição gravimétrica e potencial de reciclagem de sólidos gerados em Restaurante Universitário. Anais - Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, p. 1-5, 5 nov. 2024. Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais e de Saneamento. <http://dx.doi.org/10.55449/congea.15.24.i-020>. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2024/I-020.pdf>. Acesso em: 24 nov. 2025.

MASSUGA, Flavia *et al.* GERAÇÃO E DESCARTE DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM RESTAURANTES: preocupações consumidoras. Revista Gestão e Desenvolvimento, v. 19, n. 2, p. 104-132, 30 ago. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.25112/rgd.v19i2.2915>. Acesso em: 24 nov. 2025.

MATA-ALVAREZ, J; MACÉ, S; LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. Bioresource Technology, v. 74, n. 1, p. 3-16, ago. 2000. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00023-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00023-7). Acesso em: 24 nov. 2025.

MELO, Simara Lôbo de. Análise do uso de compostagem doméstica em conjuntos habitacionais de interesse social na cidade de São Domingos – Bahia. 2014. 100 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Meio Ambiente, Águas e Saneamento, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2014. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/bitstream/ri/17374/1/Avalia%20a7%20a3o%20do%20u%20so%20de%20compostagem%20dom%20a9stica%20em%20conjuntos%20habit.pdf>. Acesso em: 24 nov. 2025.

MELLO, E.J.R. Tratamento de esgoto sanitário – Avaliação da estação de tratamento de esgoto do Bairro Novo Horizonte na cidade de Araguari – MG. 2007. 99 f. Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia Sanitária) – UNIMINAS, Uberlândia, 2007.

METCALF, Leonard; EDDY, Harrison P.. Tratamento de efluentes e recuperação de recursos. 5. ed. Porto Alegre: Amgh, 2016. 1980 p. Tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa.

MILANEZ, Artur Yabe; MAIA, Guilherme Baptista da Silva; GUIMARÃES, Diego Duque. Biogás: evolução recente e potencial de uma nova fronteira de energia renovável para o Brasil. BNDS Setorial, Rio de Janeiro, v. 27, n. 53, p. 177-216, mar. 2021. Disponível em: <https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/20801>. Acesso em: 24 nov. 2025.

MIYAWAKI, Bruno. Purificação de biogás através de cultivo de microalgas em resíduos agroindustriais. 2014. 137 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia e Ciência dos Materiais, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014. Disponível em: <https://hdl.handle.net/1884/35640>. Acesso em: 24 nov. 2025.

MONOD, J. The growth of bacterial cultures. Microbiology, v. 3, n. XI, p. 371–394,

1949. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.mi.03.100149.002103>. Acesso em: 24 nov. 2025.

MONTEGGIA, Luiz Olinto. Proposta de metodologia para avaliação do parâmetro Atividade Metanogênica Específica. Em: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES; 1997 Set 14-19; Foz do Iguaçu, Brasil: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES); 1997. p. 754-66.

MONTEGGIA, Luiz Olinto. 1991. The use of specific methanogenic activity for controlling anaerobic reactors. Newcastle: University of Newcastle-upon yne 307 f. Tese (Doutorado).

MONTEJO, Cristina *et al.* Analysis and comparison of municipal solid waste and reject fraction as fuels for incineration plants. Applied Thermal Engineering, v. 31, n. 13, p. 2135-2140, set. 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2011.03.041>. Acesso em: 24 nov. 2025.

OLIVEIRA, Ananda Ferreira de; MIRANDA, Rafael Abreu; SOARES, Laís Alves. IMPACTOS AMBIENTAIS EM ÁREAS DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM SANTA HELENA DE GOIÁS. Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental, v. 8, n. 3, p. 688-706, 3 out. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.19177/rgsa.v8e32019688-706>. Acesso em: 24 nov. 2025.

PETROBRÁS (Brasil). Como os preços são formados Gás de cozinha (GLP). 2024. Disponível em: <https://precos.petrobras.com.br/w/glp/rs>. Acesso em: 11 jan. 2026.

PISTORELLO, Josiane; CONTO, Suzana Maria de; ZARO, Marcelo. Geração de resíduos sólidos em um restaurante de um Hotel da Serra Gaúcha, Rio Grande do Sul, Brasil. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 20, n. 3, p. 337-346, set. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000133231>. Acesso em: 24 nov. 2025.

PNUA - PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O AMBIENTE (Kenya) (org.). Índice de desperdício alimentar do PNUA: relatório 2021. Nairobi: PNUA, 2021. 99 p.

PNUMA - PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE (Nairóbi) (org.). Relatório do Índice de Desperdício de Alimentos 2024. Nairóbi: PNUMA, 2024. 182 p. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/publication/food-waste-index-report-2024>. Acesso em: 24 nov. 2025.

POETSCH, Patrícia B.; KOETZ, Paulo R.. Sistema de determinação da atividade metanogênica específica de lodo anaeróbios. Revista Brasileira de Agrociência, v. 4, n. 3, p. 161-165, set. 1998.

POL, L.W Hulshoff; LOPES, S.I de Castro; LETTINGA, G; LENS, P.N.L. Anaerobic sludge granulation. Water Research, v. 38, n. 6, p. 1376-1389, mar. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.002>.

PONCIO, Anna Paula. Bioprocessos únicos e integrados na estabilização de resíduos de restaurante. 2022. 129 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Agrícola, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2022. Disponível em: <https://tede.unioeste.br/handle/tede/6196>. Acesso em: 24 nov. 2025.

PRAMANIK, Sagor Kumar *et al.* Performance and Kinetic Model of a Single-Stage Anaerobic Digestion System Operated at Different Successive Operating Stages for the Treatment of Food Waste. *Processes*, v. 7, n. 9, p. 600, 6 set. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/pr7090600>. Acesso em: 24 nov. 2025.

PWC - PRICE WATERHOUSE COOPERS (Brasil). Guia de orientação para adequação dos Municípios à Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). ABLP, 2011. 135 p. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/wp-content/uploads/2025/01/guia-orientacao-adequacao-dos-municipios.pdf>. Acesso em: 24 nov. 2025.

RAO, M. S.; SINGH, S. P. Bioenergy conversion studies of organic fraction of MSW: Kinetic studies and gas yield-organic loading relationships for process optimisation. *Bioresource Technology*, v. 95, n. 2, p. 173–185, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.02.013>. Acesso em: 24 nov. 2025.

RATANATAMSKUL, C.; WATTANAYOMMANAPORN, O.; YAMAMOTO, K.. An on-site prototype two-stage anaerobic digester for co-digestion of food waste and sewage sludge for biogas production from high-rise building. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 102, p. 143-148, ago. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.03.019>. Acesso em: 24 nov. 2025.

RIZK, Maria Cristina. Tratamento de resíduos frutihortícolas. 2009. 150 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Centro de Tecnologia Departamento de Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009. Disponível em: <http://repositorio.uem.br:8080/jspui/handle/1/3685>. Acesso em: 24 nov. 2025.

SCHUCH, Sérgio Luís. Condomínio de agroenergia: potencial de disseminação na atividade agropecuária. 2012. 41 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Agroenergia, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012. Disponível em: <http://tede.unioeste.br:8080/tede/bitstream/tede/829/1/Sergio+Luis+Schuch.pdf>. Acesso em: 24 nov. 2025.

SMITH, Paul H.; MAH, Robert A. Kinetics of Acetate Metabolism during Sludge Digestion. *Applied Microbiology*, v. 14, n. 3, p. 368-371, maio 1966. Disponível em: <https://doi.org/10.1128/am.14.3.368-371.1966>. Acesso em: 24 nov. 2025.

SOUZA, Marcos Eduardo de. Criteria for the utilization, design and operation of UASB reactors. *Water science and technology*, v.18, n. 12, p. 55-69.1986. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.1986.0163>. Acesso em: 24 nov. 2025.

SOUZA, Marcos Eduardo de. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. *Revista DAE, Viçosa*, v. 44, n. 137, p. 88-94, jun. 1984. Disponível em:

https://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_137_n_1173.pdf. Acesso em: 24 nov. 2025.xcz

TANGUAY-RIOUX, Fabrice *et al.* Advancing energy autonomy in Canadian Arctic: using a uasb digester for biogas production from food waste. *Arctic Science*, v. 11, p. 1-15, 1 jan. 2025. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1139/as-2025-0039>. Acesso em: 24 nov. 2025.

VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. “Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um Manual para Regiões de Clima Quente”, Epgraf, Campina Grande, 240 p. 1994.

VAN LIER, J. B.; *et al.* Celebrating 40 years anaerobic sludge bed reactors for industrial wastewater treatment. *Reviews In Environmental Science and Bio/Technology*, v. 14, n. 4, p. 681-702, 30 ago. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-015-9375-5>.

VELHO, Douglas Ferreira. Digestão anaeróbia de resíduos de restaurantes: partida do reator e avaliação do biofertilizante. 2016. 110 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2016. Disponível em: <http://www.repositorio.jesuita.org.br/handle/UNISINOS/5823>. Acesso em: 24 nov. 2025.

VILHENA, André (org.). Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado. 4. ed. São Paulo: Cempre, 2018. 316 p.

WAN, Caixia *et al.* Semi-continuous anaerobic co-digestion of thickened waste activated sludge and fat, oil and grease. *Waste Management*, v. 31, n. 8, p. 1752-1758, ago. 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.025>. Acesso em: 24 nov. 2025.

WARE, Aidan; POWER, Niamh. Modelling methane production kinetics of complex poultry slaughterhouse wastes using sigmoidal growth functions. *Renewable Energy*, v. 104, p. 50-59, abr. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.11.045>. Acesso em: 24 nov. 2025.

WINKLER, M.K.H. *et al.* Temperature and salt effects on settling velocity in granular sludge technology. *Water Research*, v. 46. p. 5445 - 5451. 2016.

XIE, Sihuang *et al.* Anaerobic co-digestion: a critical review of mathematical modelling for performance optimization. *Bioresource Technology*, v. 222, p. 498-512, dez. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.015>. Acesso em: 24 nov. 2025.

XU, Fuqing *et al.* Anaerobic digestion of food waste – Challenges and opportunities. *Bioresource Technology*, v. 247, p. 1047-1058, jan. 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.020>. Acesso em: 24 nov. 2025.

YAHYA, Mouna *et al.* Kinetic studies for hydrogen and methane co-production from food wastes using multiple models. *Biomass And Bioenergy*, v. 161, p. 1-9, jun.

Disponível em: 2022. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2022.106449>. Acesso em: 24 nov. 2025.

YAN, Y.G.; TAY, J.H. Characterization of granular process during UASB start up. 1997. In: Water Research. Vol. 31, n 7, 1573-1580.

ZHANG, Lei; LEE, Yong-Woo; JAHNG, Deokjin. Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: focusing on the role of trace elements. Bioresource Technology, v. 102, n. 8, p. 5048-5059, abr. 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2011.01.082>. Acesso em: 24 nov. 2025.

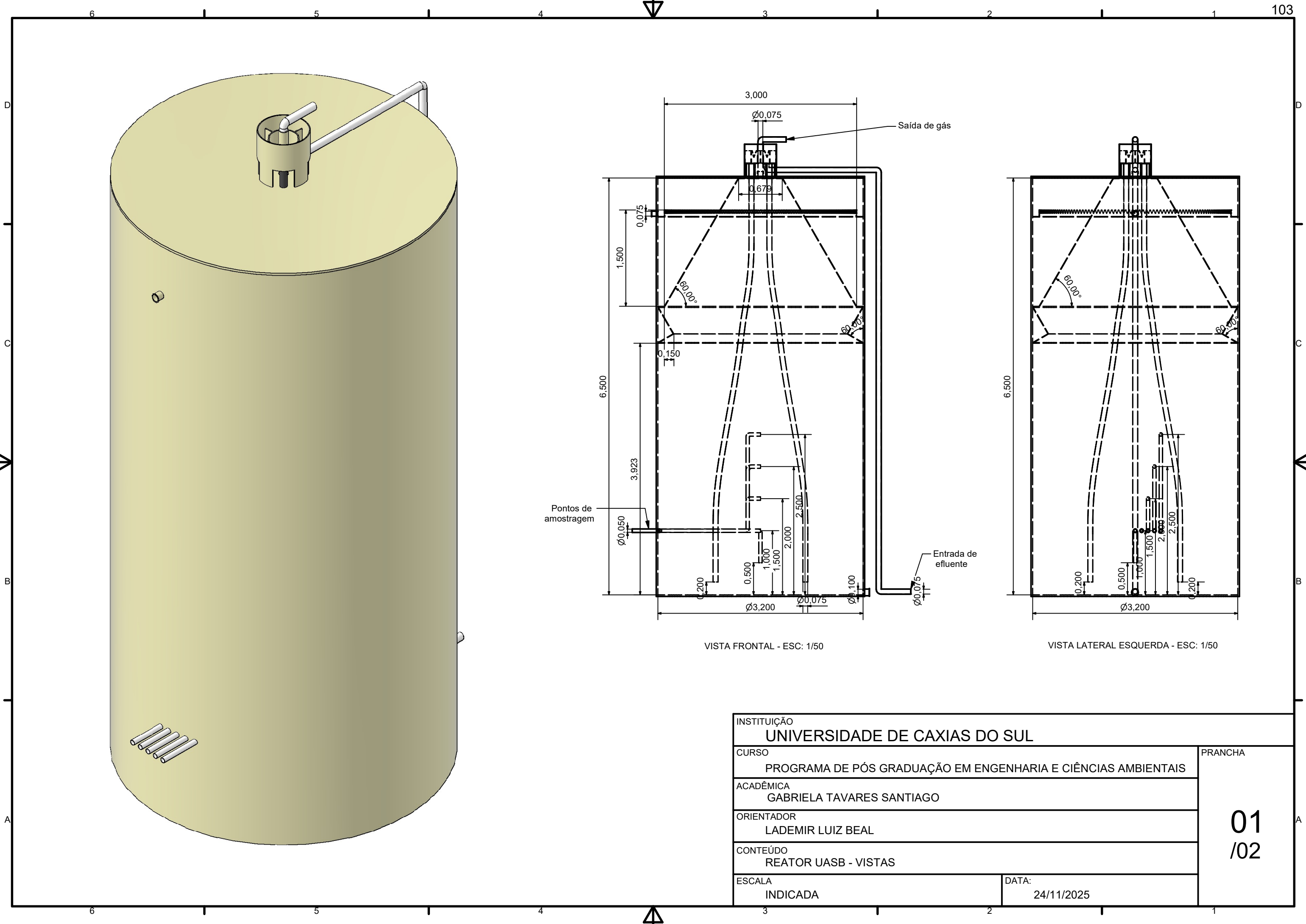
**APÊNDICE A – QUANTIDADES ADICIONADAS AO REATOR PARA
REALIZAÇÃO DO ENSAIO DE ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA**

[SSV] (mg/L)	Volume de lodo (mL)	Volume de substrato (CH₃COONa 10%) (mL)	Volume Solução Nutritiva (mL)
26.320	683,89	20,13	3795,98

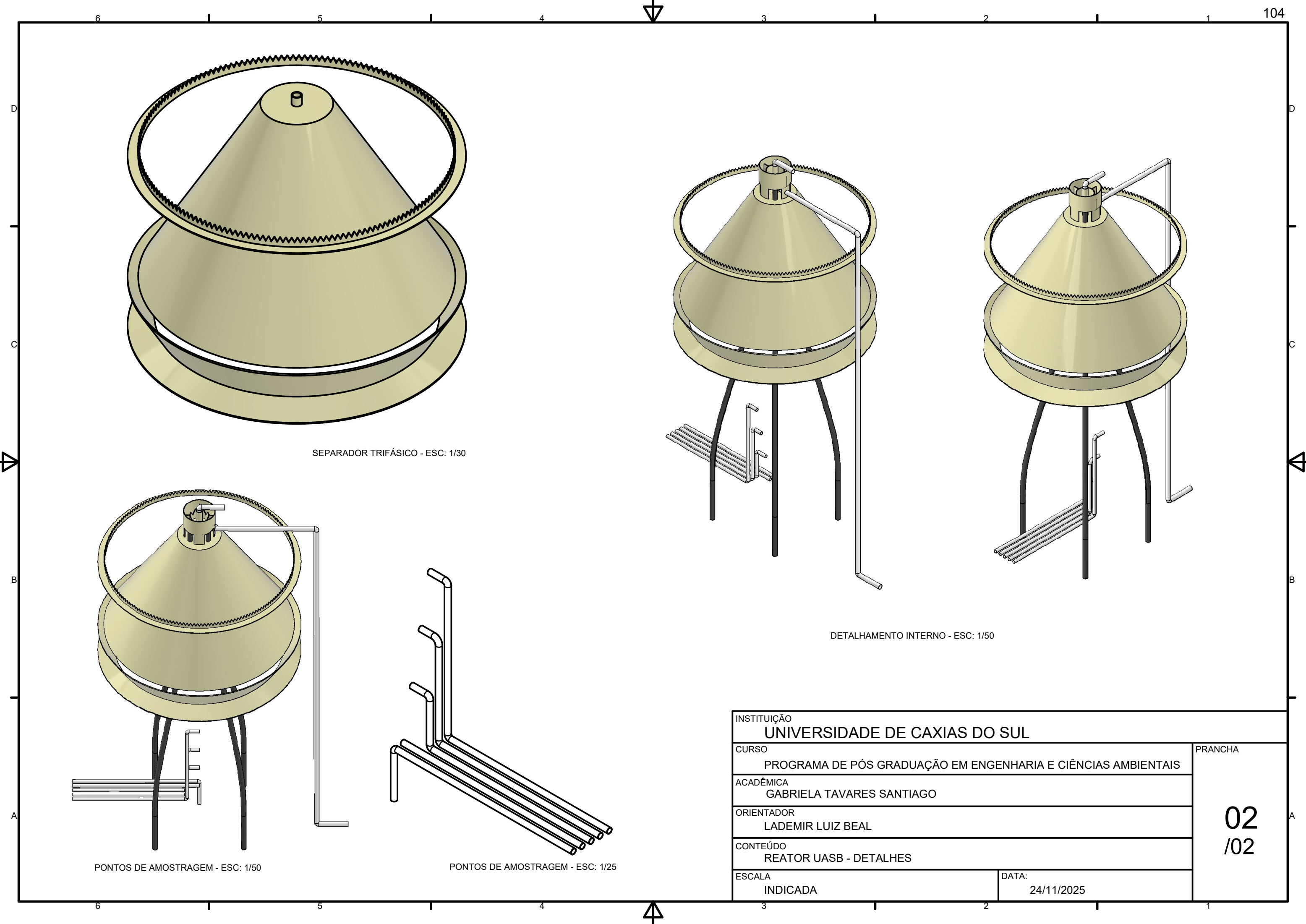
**APÊNDICE B – QUANTIDADES ADICIONADAS AO REATOR PARA OS
ENSAIOS DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO COM DIFERENTES
RELAÇÕES DE S_0/SSV**

S_0/SSV	Volume de lodo (mL)	Volume de substrato (mL)	Volume de água (mL)
1	683,89	27,00	3.789,11
2	683,89	54,32	3.761,79
4	683,89	108,64	3.707,47

APÊNDICE C – PRANCHAS PROJETO REATOR UASB



INSTITUIÇÃO UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL			PRANCHA 01 /02
CURSO PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E CIÊNCIAS AMBIENTAIS			
ACADÊMICA GABRIELA TAVARES SANTIAGO			
ORIENTADOR LADEMIR LUIZ BEAL			
CONTEÚDO REATOR UASB - VISTAS			
ESCALA INDICADA		DATA: 24/11/2025	



INSTITUIÇÃO UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL			PRANCHA 02 /02
CURSO PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E CIÊNCIAS AMBIENTAIS			
ACADÊMICA GABRIELA TAVARES SANTIAGO			
ORIENTADOR LADEMIR LUIZ BEAL			
CONTEÚDO REATOR UASB - DETALHES			
ESCALA INDICADA		DATA: 24/11/2025	