

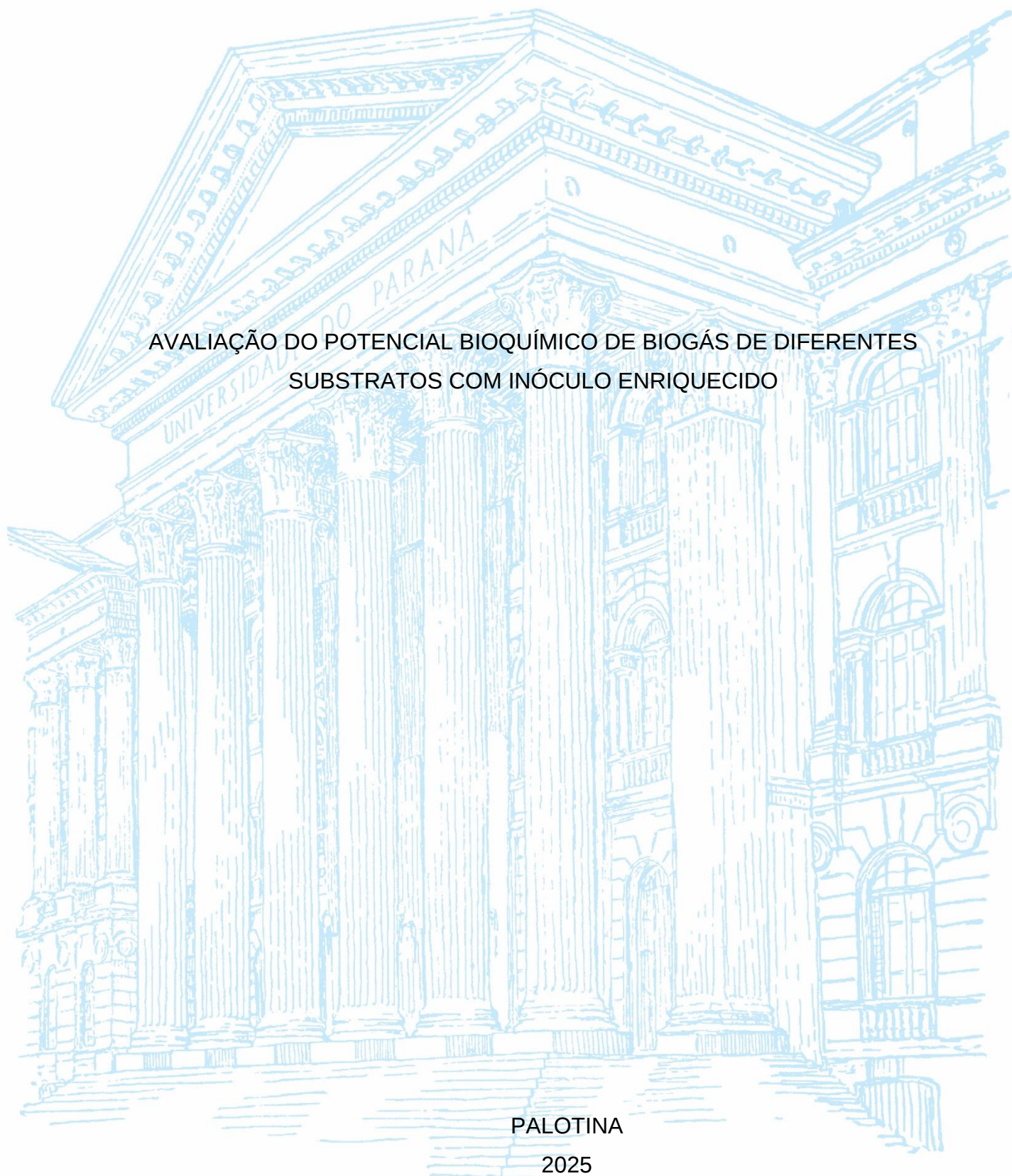
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

TAINARA ADRIELE SCHUENKE

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE BIOGÁS DE DIFERENTES
SUBSTRATOS COM INÓCULO ENRIQUECIDO

PALOTINA

2025



Tainara Adriele Schuenke

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE BIOGÁS DE DIFERENTES
SUBSTRATOS COM INÓCULO ENRIQUECIDO

Monografia apresentada ao curso de Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia, Setor Palotina, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia.

Orientador: Prof. Dr. Joel Gustavo Teleken.

PALOTINA

2025



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIAS E EXATAS
Rua Pioneiro, 2153, - - Bairro Jardim Dallas, Palotina/PR, CEP 85950-000
Telefone: 3360-5000 - <https://ufpr.br/>

ATA DE REUNIÃO

Aos três dias do mês de julho de dois mil e vinte e cinco, às catorze horas e trinta minutos, na Sala 6 do Bloco Didático II, Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina, realizou-se a Defesa Pública e Oral do Trabalho de Conclusão de Curso intitulado "Avaliação do Potencial Bioquímico de Biogás de Diferentes Substratos com Inóculo Enriquecido" apresentado pela discente Tainara Adrielle Schuenke, orientada pelo Prof. Dr. Joel Gustavo Teleken, como um dos requisitos obrigatórios para conclusão do curso de graduação em Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia. Iniciados os trabalhos, o orientador e Presidente da Banca concedeu a palavra à discente, para exposição do trabalho. A seguir, foi concedida a palavra em ordem sucessiva aos membros da Banca de Exame, os quais passaram a arguir a discente. Ultimada a defesa, que se desenvolveu nos termos normativos, a Banca de Exame, em sessão secreta, passou aos trabalhos de julgamento, tendo atribuído à discente as seguintes notas: Profa. Dra. Dilemara Cristina Zenatti, nota: 100 (cem), Profa. Dra. Raquel Stroher, nota: 100 (cem), e Prof. Dr. Joel Gustavo Teleken, nota: 100 (cem). A nota final da discente, após a média aritmética dos três membros da banca de exame, foi 100 (cem). As considerações e sugestões feitas pela Banca de Exame deverão ser atendidas pela discente sob acompanhamento do orientador. Nada mais havendo a tratar foi lavrada a presente ata, que, lida e aprovada, vai por todos assinada eletronicamente.



Documento assinado eletronicamente por **JOEL GUSTAVO TELEKEN, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 04/07/2025, às 08:58, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **RAQUEL STROHER, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 04/07/2025, às 09:39, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **DILEMARA CRISTINA ZENATTI, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 04/07/2025, às 16:21, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



A autenticidade do documento pode ser conferida [aqui](#) informando o código verificador

7899173 e o código CRC **D2320BB9**.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi construído com o apoio de muitas pessoas especiais, às quais expresso meus mais sinceros agradecimentos.

Primeiro aos meus pais, por quem tenho profunda admiração, que sob muito sol fizeram com que eu chegasse até aqui, que nunca mediram esforços e sempre estiveram presentes e me incentivando.

Ao meu orientador, agradeço por aceitar este desafio e pela confiança depositada em mim ao longo do percurso. À equipe do Laboratório de Produção de Biocombustíveis, sou grata pela constante ajuda, parceria e suporte durante a realização dos experimentos.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) pelo apoio financeiro durante minha Iniciação Científica, que me proporcionou valiosos ensinamentos e agregou de forma significativa à minha formação.

Agradeço também à banca avaliadora pelo aceite e pelas contribuições, e a todos os docentes do curso de Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia. Este trabalho é, também, reflexo de um conhecimento construído ao longo desses intensos e desafiadores anos.

Por fim, não posso deixar de agradecer aos meus amigos, que se fizeram presentes nessa etapa tão importante da minha vida. Obrigada por cada sorriso, cada gesto e cada palavra de apoio.

Todos vocês foram essenciais para que eu chegasse até aqui. Levarei cada um em meu coração ao longo da minha jornada!

RESUMO

O avanço da industrialização tem elevado a geração de resíduos e efluentes com alto teor de compostos orgânicos, os quais são suscetíveis à digestão anaeróbia, gerando biogás, uma fonte renovável com potencial para suprir parte da demanda energética. O Brasil possui grande potencial para o aproveitamento de resíduos agropecuários e agroindustriais nessa rota. Para viabilizar essa conversão, é necessário estimar o potencial energético dos substratos, que pode ser realizado por meio de ensaios de Potencial Bioquímico de Biogás (PBB). Esses ensaios, no entanto, são influenciados pela atividade metabólica do inóculo, o que justifica a aclimação e o enriquecimento prévio. Estudos nessa área ainda são recentes, especialmente com substratos alternativos e mistos. Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar o PBB da biomassa de poda urbana (PODA), efluente de abatedouro e processamento de aves e peixes (EFLU), resíduo sólido de amidonaria de milho (MILHO) e farinha de carne e ossos bovinos (OSSO), utilizando um inóculo de cultura mista composto por esterco de gado leiteiro e digestato de biodigestores de estações de tratamentos de efluentes de laticínios e de suinocultura. O inóculo foi aclimatado por 70 dias e enriquecido por 22 semanas com resíduos lignocelulósicos, leite em pó, flocão de milho e óleo de girassol. Como controle positivo utilizou-se celulose microcristalina e, como controle negativo, apenas o inóculo. Os ensaios de PBB foram conduzidos por 22 dias sob agitação e temperatura controladas. Foram realizadas análises de pH, sólidos totais, nitrogênio total e amoniacal nos substratos e nas suspensões reacionais, além dos sólidos suspensos para o inóculo. O efluente de abatedouro apresentou o maior PBB ($767 \text{ mL} \cdot \text{gSV}^{-1}$), sendo o substrato mais compatível com a composição microbiana utilizada. A farinha de carne e ossos apresentou $191 \text{ mL} \cdot \text{gSV}^{-1}$, a poda urbana $147 \text{ mL} \cdot \text{gSV}^{-1}$ e o resíduo de milho $125 \text{ mL} \cdot \text{gSV}^{-1}$. O inóculo demonstrou limitações na degradação dos substratos, evidenciadas pelo valor obtido para a celulose ($544 \text{ mL} \cdot \text{gSV}^{-1}$), abaixo do teórico ($750 \text{ mL} \cdot \text{gSV}^{-1}$), indicando que ainda há margem para aprimoramentos nas etapas de aclimação e enriquecimento.

Palavras-chave: Potencial Bioquímico; Biogás; Digestão Anaeróbia; Inóculo Enriquecido; Resíduos Agroindustriais.

ABSTRACT

The advancement of industrialization has increased the generation of waste and effluents with high levels of organic compounds, which are susceptible to anaerobic digestion, generating biogas, a renewable source with the potential to meet part of the energy demand. Brazil has great potential for the use of agricultural and agro-industrial waste in this route. To make this conversion viable, it is necessary to estimate the energy potential of the substrates, which can be performed through Biochemical Biogas Potential (BBP) tests. These tests, however, are influenced by the metabolic activity of the inoculum, which justifies acclimatization and prior enrichment. Studies in this area are still recent, especially with alternative and mixed substrates. Thus, this study aimed to evaluate the PBB of urban pruning biomass (PODA), effluent from slaughterhouses and poultry and fish processing (EFLU), solid residue from corn starch (MILHO) and bovine meat and bone meal (OSSO), using a mixed culture inoculum composed of dairy cattle manure and digestate from dairy and swine effluent treatment plants. The inoculum was acclimatized for 70 days and enriched for 22 weeks with lignocellulosic residues, powdered milk, corn flakes and sunflower oil. Microcrystalline cellulose was used as a positive control and, as a negative control, only the inoculum. The PBB tests were conducted for 22 days under controlled agitation and temperature. Analyses of pH, total solids, total and ammonia nitrogen were performed in the substrates and reaction suspensions, in addition to the suspended solids for the inoculum. The slaughterhouse effluent presented the highest PBB (767 mL gSV^{-1}), being the most compatible substrate with the microbial composition used. The meat and bone meal presented 191 mL gSV^{-1} , the urban pruning 147 mL gSV^{-1} and the corn residue 125 mL gSV^{-1} . The inoculum showed limitations in the degradation of the substrates, evidenced by the value obtained for cellulose (544 mL gSV^{-1}), below the theoretical (750 mL gSV^{-1}), indicating that there is still room for improvements in the acclimatization and enrichment stages.

Keywords: Biochemical Potential; Biogas; Anaerobic Digestion; Enriched Inoculum; Agro-industrial Waste

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - FLUXOGRAMA DAS ETAPAS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA PARA GERAÇÃO DE BIOGÁS	15
FIGURA 2 - CURVA DE CRESCIMENTO TÍPICA DE UMA POPULAÇÃO BACTERIANA	23
FIGURA 3 - ETAPAS DO PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	31
FIGURA 4 - REATOR DO INÓCULO	32
FIGURA 5 - SUBSTRATOS PARA O PBB.....	34
FIGURA 6 - BIORREATORES UTILIZADOS NO PBB.....	35
FIGURA 7 - INCUBADORA SHAKER SL-222 OPERANDO DURANTE OS ENSAIOS DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE BIOGÁS (PBB).....	36
FIGURA 8 - PH DO INÓCULO AO LONGO DAS AMOSTRAGENS.....	43
FIGURA 9 - NITROGÊNIO TOTAL E AMONÍACAL AO LONGO DAS AMOSTRAGENS DO INÓCULO.....	44
FIGURA 10 - VOLUME NORMALIZADO ACUMULADO DE CADA SUSPENSÃO AO LONGO DOS DIAS	48
FIGURA 11 - NITROGÊNIO TOTAL E NITROGÊNIO AMONÍACAL DAS SUSPENSÕES ANTES E DEPOIS DO PBB	49

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - COMPOSIÇÃO MÉDIA DO BIOGÁS	14
TABELA 2 - MASSA DE SUBSTRATOS ADICIONADOS DURANTE 4 SEMANAS	32
TABELA 3 - MASSA DOS SUBSTRATOS ADICIONADOS NOS BIORREATORES	34
TABELA 4 - SÉRIE DE SÓLIDOS TOTAIS E SUSPENSOS DAS AMOSTRAGENS DO INÓCULO	41
TABELA 5 - CARACTERIZAÇÃO DOS SUBSTRATOS	45
TABELA 6 - VOLUME ACUMULADO, VOLUME NORMALIZADO E PBB.....	47
TABELA 7 - SÉRIE DE SÓLIDOS DAS SUSPENSÕES ANTES E DEPOIS DO PBB	48
TABELA 8 - PH DAS SUSPENSÕES ANTES E DEPOIS DO PBB	50
TABELA 9 - RELAÇÃO C/N ESTIMADA DAS SUSPENSÕES REACIONAIS	50

LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

AGV	- Ácidos Graxos Voláteis
APHA	- American Public Health Association
C/N	- Relação Carbono/Nitrogênio
CEL	- Celulose Microcristalina
DA	- Digestão Anaeróbia
EFLU	- Efluente de Abatedouro e Processamento de Aves e Peixes
LBP	- Laboratório de Produção de Biocombustíveis
MILHO	- Resíduo de Amidonaria
NA	- Nitrogênio Amoniacal
NTK	- Nitrogênio Total Kjeldhal
OSSO	- Farinha de Carne e Ossos Bovino
PBB	- Potencial Bioquímico de Biogás
pH	- Potencial Hidrogeniônico
PODA	- Biomassa de Poda de Árvore Urbana
SSF	- Sólidos Suspensos Fixos
SST	- Sólidos Suspensos Totais
SSV	- Sólidos Suspensos Voláteis
ST	- Sólidos Totais
STF	- Sólidos Totais Fixos
STV	- Sólidos Totais Voláteis
TRH	- Tempo de Retenção Hidráulica
VDI	- Verein Deutscher Ingenieure
VN	- Volume Normalizado de Biogás

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
1.1 PROBLEMA	12
1.2 OBJETIVOS	13
1.2.1 Objetivo geral	13
1.2.2 Objetivos específicos.....	13
1.3 JUSTIFICATIVA	13
2 REVISÃO DE LITERATURA	14
2.1 BIOGÁS.....	14
2.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA	15
2.2.1 Hidrólise	16
2.2.2 Acidogênese.....	16
2.2.3 Acetogênese	16
2.2.4 Metanogênese.....	17
2.3 PARÂMETROS QUE AFETAM O PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA...	17
2.3.1 pH.....	18
2.3.2 Temperatura.....	18
2.3.3 Relação Carbono/Nitrogênio	19
2.3.4 Nitrogênio	19
2.3.5 Série de sólidos	20
2.3.6 Nutrientes	21
2.3.7 Tempo de Retenção Hidráulica (TRH)	21
2.3.8 Agitação	22
2.4 INÓCULO	22
2.4.1 Aclimação e enriquecimento	23
2.4.2 Digestato do tratamento de efluente suíno	25
2.4.3 Digestato do tratamento de efluente de laticínio	25
2.4.4 Dejetos bovinos	26
2.5 SUBSTRATO	27
2.5.1 Celulose microcristalina.....	27
2.5.2 Efluente de abatedouro e processamento de carnes	27
2.5.3 Farinha de carne e ossos bovinos.....	28
2.5.4 Resíduo do beneficiamento do milho	28

2.5.5 Poda de árvore	29
2.6 ENSAIOS DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE BIOGÁS (PBB)	29
3 MATERIAL E MÉTODOS	30
3.1 INÓCULO	31
3.1.1 Aclimação	31
3.1.1.1 Enriquecimento	32
3.2 ENSAIOS DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE BIOGÁS (PBB)	33
3.2.1 Substratos do PBB	33
3.2.2 Biorreatores	35
3.2.3 Controle de agitação e temperatura	35
3.2.4 Produção de biogás	36
3.3 PARÂMETROS DE MONITORAMENTO	36
3.3.1 Determinação do potencial hidrogênio (pH)	37
3.3.2 Determinação de sólidos totais (ST)	37
3.3.2.1 Determinação de sólidos totais fixos e voláteis (STF e STV)	37
3.3.3 Determinação de sólidos totais em suspensão (SST)	37
3.3.3.1 Determinação de sólidos suspensos fixos e voláteis (SSF e SSV)	38
3.3.4 Determinação de nitrogênio total Kjeldhal (NTK)	38
3.3.5 Determinação de nitrogênio amoniacal (NA)	39
3.3.6 Estimativa da relação carbono/nitrogênio	39
3.3.7 Normalização do volume de biogás (VN)	40
3.3.8 Potencial bioquímico de biogás (PBB)	40
4 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS	41
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO INÓCULO	41
4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS SUBSTRATOS	45
4.3 POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS	46
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	53
5.1 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	54
REFERÊNCIAS	55

1 INTRODUÇÃO

Os combustíveis não renováveis são comumente utilizados e representam um dos fatores que mais causam impactos ambientais negativos no planeta. A exploração do petróleo ocorre desde meados do século XIX e desde lá a problemática ambiental só aumentou, motivando crises energéticas e mudanças climáticas, sendo o principal responsável pelo aquecimento global, emergindo a necessidade e urgência de energia limpa, barata, a partir de novos meios (Soares *et al.*, 2022).

A digestão anaeróbia, um processo fermentativo mediado por microrganismos, é uma tecnologia eficiente capaz de converter diversas fontes de matéria orgânica em biogás, uma mistura de gases constituída principalmente por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) (Moreira, 2021).

O Brasil apresenta um grande potencial para o aproveitamento de resíduos agropecuários e agroindustriais na produção de biogás, que pode ser utilizado como gerador de energia térmica, além da produção de energia elétrica e de biometano (Milanez; Maia; Guimarães, 2021).

Dentre os diversos resíduos disponíveis, determinar o potencial bioquímico de biogás (PBB) é essencial para avaliar sua previsão energética. A precisão desse tipo de ensaio é altamente dependente da capacidade metabólica do inóculo utilizado, além das condições fornecidas para a atividade vital dos microrganismos. Nesse contexto, a aclimação e o enriquecimento do inóculo surgem como formas de garantir um ambiente adequado para a população microbiana (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

1.1 PROBLEMA

Embora a digestão anaeróbia seja uma tecnologia consolidada para a conversão de resíduos orgânicos em biogás, sua eficiência está diretamente ligada à capacidade metabólica do inóculo utilizado. No entanto, os inóculos convencionais nem sempre são otimizados para diferentes tipos de substratos, o que pode limitar o rendimento energético do processo.

O enriquecimento do inóculo a partir de uma adaptação prévia a fontes de lipídeos, lignocelulose, proteínas e carboidratos podem melhorar a conversão

metabólica e otimizar a conversão da biomassa em biogás. Assim, é necessário investigar qual tipo de resíduo proporciona a melhor adaptação à essa composição.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar o Potencial Bioquímico de Biogás (PBB) de diferentes substratos a partir de um inóculo misto enriquecido e aclimatado e identificar qual é o melhor tipo de substrato para essa formulação de inóculo.

1.2.2 Objetivos específicos

- Produção do inóculo a partir de culturas mistas.
- Determinar as características físico-químicas do inóculo e dos substratos.
- Monitorar a produção diária de biogás em biorreatores em batelada.
- Determinar o Potencial Bioquímico de Biogás (PBB) de cada substrato, comparando com o padrão de celulose microcristalina.

1.3 JUSTIFICATIVA

A região Sul do Brasil apresenta uma participação significativa de atividades vinculadas ao agronegócio. Grande parte dessas atividades envolvem o processamento de proteína animal e seus derivados, gerando milhões de toneladas de resíduos agroindustriais anualmente, o que representa um desafio ambiental e uma oportunidade para a produção de biogás. No entanto, a eficiência desse processo depende da adaptação microbiana do inóculo utilizado. Inóculos convencionais nem sempre degradam os substratos de forma otimizada, reduzindo o rendimento energético. Atrelado a isso, ainda há uma escassez de estudos que avaliem o potencial bioquímico de biogás de diferentes tipos de biomassa.

2 REVISÃO DE LITERATURA

São consideradas como energias renováveis as fontes alternativas aos combustíveis fósseis, dentre eles, compreendem-se fontes reabastecidas naturalmente como geotérmica, solar, hidráulica, eólica e as advindas da biomassa (Ferraz Junior, *et al.*, 2022).

Existem diversas rotas tecnológicas para liberar a energia química presente na biomassa, entre elas, a digestão anaeróbia. A presença do metano torna o biogás um gás de efeito estufa, caso seja liberado diretamente na atmosfera, motivo pelo qual confere a condição de combustível (Lemos; Cardoso; Costa, 2024).

Segundo dados da Abiogás (2024), 94% do potencial de biogás e biometano é oriundo em resíduos do agronegócio, sendo 48,9% do setor sucroenergético, 29,8% de proteína animal e 15,3% da agricultura. Os outros 6% são provenientes do setor de saneamento. Considerando esses quatro setores principais, o Brasil apresenta um potencial de produção de biogás de 44,1 bilhões de Nm³/ ano.

2.1 BIOGÁS

O biogás é o produto da digestão anaeróbica da matéria orgânica, sendo uma mistura de gases constituída principalmente por metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), cujas concentrações variam de acordo com o tipo de substrato e as condições reacionais (Moreira, 2021).

Apresentam-se também nessa mistura, traços de gás sulfídrico (H₂S), nitrogênio (N₂), hidrogênio (H₂), oxigênio (O₂) e água (H₂O). O percentual da composição média do biogás, conforme descrito por Amaral (2016), está apresentado na Tabela 1.

TABELA 1 - COMPOSIÇÃO MÉDIA DO BIOGÁS

Componente	Concentração
CH ₄ (% em vol.)	50 - 75
CO ₂ (% em vol.)	25 - 45
H ₂ O (% em vol.)	2 - 7
N ₂ (% em vol.)	< 2
O ₂ (% em vol.)	< 2
H ₂ (% em vol.)	<1
H ₂ S (ppm)	20 – 20.000

FONTE: Amaral (2016).

De forma geral, trata-se de um gás combustível incolor, geralmente inodoro, insolúvel em água e de baixa densidade, característica que oferece vantagens em relação a sua dispersão no solo, já que, sendo menos denso que o ar atmosférico, não tende a se acumular, reduzindo os riscos de explosão. Por outro lado, o grande volume que ocupa o dificulta o armazenamento e transporte (Oliveira, 2009).

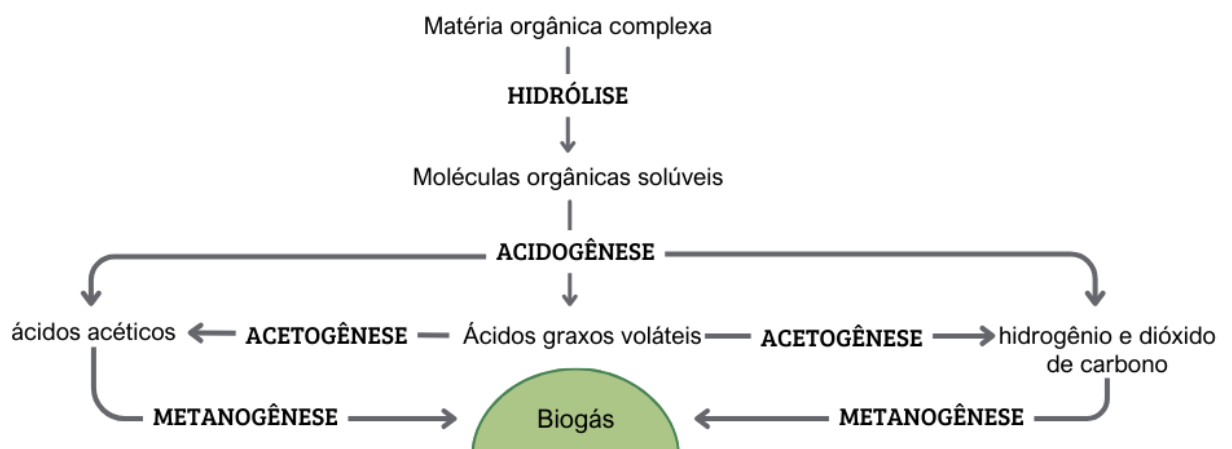
2.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA

O processo de digestão anaeróbica (DA) consiste em uma série de reações metabólicas complexas, que dependem da ação de microrganismos que atuam de forma simbiótica na ausência de oxigênio (Kumar; Samadder, 2020).

Nesse consórcio, cada microrganismo apresenta sua própria velocidade de crescimento e condições de inibição, de modo que um grupo é capaz de inibir o outro. Destacam-se nessa atividade organismos procariotos, agrupados em dois domínios, *Archaea* e *Bacteria*. Arqueas metanogênicas são as mais sensíveis e as mais importantes, por produzirem metano tanto pela rota de descarboxilação do acetato, quanto pela redução do CO_2 (Kainthola *et al.*, 2019).

O processo fermentativo de DA ocorre em quatro etapas diferentes de interação entre microrganismos e substratos, sendo fundamentalmente composto por: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, representados na Figura 1.

FIGURA 1 - FLUXOGRAMA DAS ETAPAS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA PARA GERAÇÃO DE BIOGÁS



FONTE: Adaptado de Kumar e Samadder (2020).

2.2.1 Hidrólise

Durante a hidrólise, primeira etapa do processo de digestão anaeróbica, compostos de alta massa molecular, como lipídeos, polissacarídeos e carboidratos são degradados em substâncias mais simples e solúveis. Para a obtenção desses monômeros, é necessária a ação de enzimas extracelulares excretadas por bactérias hidrolíticas (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

Existem diversos tipos de hidrólise, as quais variam de acordo com a matéria orgânica utilizada. Exemplos incluem a hidrólise de glicosídeos, para a obtenção de açúcares e a hidrólise de proteínas, que leva à formação de aminoácidos (Araújo, 2017).

A quebra de polímeros de cadeias longas dá início ao processo de biodigestão. Essa etapa pode ser considerada a fase limitante do processo, pois determina a velocidade global da degradação. Esse comportamento está relacionado à complexidade do substrato, que pode aumentar o tempo de hidrólise e por conta disso, é comum submeter o substrato a um pré-tratamento, com o intuito de acelerar esse estágio (Kumar; Samadder, 2020).

2.2.2 Acidogênese

No segundo estágio da DA, os monômeros resultantes da etapa anterior são transportados para o interior das células, passando pelo ciclo metabólico do microrganismo e formando produtos intermediários, como ácidos graxos voláteis (AGV), álcoois, acetato, hidrogênio e gás carbônico (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

Comumente, as bactérias que atuam na hidrólise também efetuam a fermentação durante a acidogênese, destacando-se os gêneros *Lactobacillus* e *Clostridium* (Cavaleiro; Alves, 2020).

2.2.3 Acetogênese

A acetogênese é uma etapa oxidativa, que ocorre a partir da sintrofia entre organismos de grupos microbianos distintos. Durante essa cooperação metabólica obrigatória, um organismo depende do outro para completar as reações enzimáticas. Dessa forma, bactérias acetogênicas, homoacetogênicas e arqueas metanogênicas

convertem os ácidos de cadeia longa produzidos anteriormente em acetato, H_2 e CO_2 (Caillot, 2017).

Cavaleiro e Alves (2020) caracterizam a acetogênese como uma das fases mais delicadas do processo de DA em relação à manutenção do equilíbrio, pois a alta liberação de hidrogênio reduz o pH do meio e aumenta a pressão parcial desse gás, que é capaz de inibir o metabolismo de bactérias sintróficas, como espécies dos gêneros *Syntrophobacter*, *Syntrophomonas*, *Smithella* e *Pelotomaculum*.

2.2.4 Metanogênese

Sendo a fase final, a metanogênese ocorre estritamente em condições estritamente anaeróbias, mediada por arqueas metanogênicas. Nessa etapa, as reações exotérmicas ocorrem por meio de duas vias metabólicas: a acetoclástica que converte acetato em CH_4 e a hidrogenotrófica que converte H_2 e CO_2 em metano (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

Methanosarcina thermophila, *Methanosaeta* e *Methanohalophilus portucalensis* são representantes das arqueas metanogênicas acetoclásticas, que mesmo em menor quantidade devido à alta sensibilidade a mudanças bruscas no ambiente, produzem entre 60 e 70% do metano a partir do grupo metil do ácido acético. Já entre as archeas metanogênicas hidrogenotróficas destacam-se as *Methanosarcina*, *Methanohalophilus*, *Methanomicrobium* e *Methanoculleus* (Araújo, 2017).

2.3 PARÂMETROS QUE AFETAM O PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

A eficiência global do processo de DA está diretamente associada às condições fornecidas para a atividade vital dos microrganismos, os quais estão relacionados com o substrato, características do reator e as condições de operação, já que desequilíbrios entre as populações microbianas afetam o rendimento e a velocidade do processo (Souza, 1984).

2.3.1 pH

O potencial hidrogeniônico (pH) é um parâmetro capaz de indicar a estabilidade do processo de DA, utilizado para monitorar o funcionamento de um biodigestor. Brown e Holme (2021) definem pH como o logaritmo negativo da concentração do íon hidrogênio (H^+), que determina o grau de acidez ou alcalinidade do meio reacional, variando de zero a 14, sendo 0 a 7 a faixa ácida e de 7 a 14 a faixa alcalina.

O pH do sistema é influenciado pela presença de ácidos graxos voláteis, a alcalinidade dos resíduos e bicarbonatos. A produção de ácidos voláteis tende a reduzir o pH do meio reacional, que é restaurado pela alcalinidade promovida por arqueas metanogênicas através da produção de CO_2 , amônia e bicarbonato (Almeida, 2020).

O controle do nível de pH é essencial, já que ao atingir valores fora do intervalo ótimo do microrganismo, a capacidade tamponante reduz e o processo anaeróbico é inibido, podendo resultar também na desintegração dos grânulos microbianos (Ward *et al.*, 2008). Essa capacidade tamponante é definida como a habilidade do meio de neutralizar ácidos que rapidamente proporcionam mudanças significativas no pH (Caillot, 2017).

Cada grupo de microrganismos possui uma faixa de pH ótimo, na qual a taxa de crescimento é máxima. Arqueas metanogênicas são mais sensíveis em ao pH, apresentando um valor ótimo entre 6,7 e 7,5, ao contrário de microrganismos fermentativos que se adaptam em valores na faixa de 4,0 a 8,5, segundo Kunz, Steinmetz e Amaral (2022).

O intervalo de pH para o processo global varia entre diferentes autores, todavia mantém-se próximo à neutralidade, entre 6,8-7,2 (Ward *et al.*, 2008), 6,6 e 7,6 (Carrilho, 2012), 6,5-7,5 (Jain *et al.*, 2015).

2.3.2 Temperatura

A temperatura exerce grande influência sobre os consórcios bacterianos, determinando a intensidade do movimento térmico das partículas constituintes do sistema. Ela está diretamente relacionada à energia cinética média do movimento de

translação dessas partículas, que influencia a velocidade das reações químicas do metabolismo dos microrganismos (Alonso; Finn, 1972).

Assim como nas reações químicas, a velocidade das reações enzimáticas também aumenta com o aumento da temperatura. Entretanto, isso ocorre somente dentro da faixa de temperatura em que a enzima se mantém estável.

O complexo enzimático está sujeito a desnaturação, um processo irreversível que implica na perda de atividade. Bastos (2015) afirma que a temperatura pode afetar o estado de dissociação dos grupos funcionais envolvidos na reação, a afinidade da enzima por ativadores ou inibidores e a disponibilidade por substratos.

A produção de biogás pode ocorrer em diferentes faixas de temperatura, dependendo da temperatura ótima do crescimento microbiano. Os microrganismos anaeróbios podem ser classificados em termofílicos (60°C), mesofílicos (37°C) ou psicofílicos (15°C,) (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

A DA mesófila apresenta maior estabilidade do processo, com grande diversidade microbiana, porém com menor rendimento quando comparado ao processo termófilo. Considerando ainda a operação em temperatura ambiente, a DA mesofílica não exige calor adicional (Kainthola; Kalamdhada; Gouda, 2019).

2.3.3 Relação Carbono/Nitrogênio

Macronutrientes são os elementos necessários em grandes quantidades como o carbono (C) e o nitrogênio (N), sendo o último o principal componente das enzimas do metabolismo. A relação C/N deve estar dentro da faixa de 10 a 30, pois uma relação muito elevada reduz a atividade metabólica e assim o carbono não é totalmente degradado. Por outro lado, a alta concentração de N pode levar à formação de amônia, que em altas concentrações também causa efeitos inibitórios no processo (Braun, 1982).

2.3.4 Nitrogênio

É comum que, na matéria orgânica de resíduos industriais, o nitrogênio se encontre em sua forma orgânica, como íon amônio (NH_4^+) ou amônia livre (NH_3), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (Schmidell, 2021).

De forma analítica, o nitrogênio orgânico e os íons amônio podem ser determinados juntos pelo método conhecido como nitrogênio total Kjeldahl (NTK). Esse método baseia-se na digestão da amostra, que converte o nitrogênio orgânico em íon amônio. Com a amostra alcalinizada ocorre a destilação da amônia, que pode ser titulada. Já na a determinação do nitrogênio amoniacal (N-NH_4) omite-se a etapa inicial de digestão (Drosg *et al.*, 2013).

Drosg *et al.* (2013) ressaltam que a quantificação do nitrogênio é de suma importância, pois a partir dela avalia-se se há nitrogênio suficiente disponível para o crescimento de bactérias anaeróbicas. Além disso, é um parâmetro fundamental para o monitoramento do reator, prevendo possíveis inibições.

A amônia é o principal componente inibidor em substratos ricos em nitrogênio, sendo capaz de se difundir através da membrana celular dos microrganismos. Sua concentração é influenciada por fatores como temperatura e pH. Por esse motivo, é necessário que os microrganismos se adaptem a altas concentrações de NH_3 , uma vez que substratos com altos teor de nitrogênio causam estabilidade do processo em plantas de biogás. Assim, a aclimação torna-se uma estratégia para melhorar a eficiência da DA (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

2.3.5 Série de sólidos

A série de sólidos é amplamente utilizada durante a caracterização de resíduos, permitindo a quantificação de componentes dissolvidos ou suspensos, sejam eles orgânicos e inorgânicos (Schmidell, 2021).

Fazem parte dos sólidos totais (ST) todas as partículas que se encontram dissolvidas e suspensas no líquido, essas partículas ainda podem ser divididas em sólidos voláteis (STV) que quantificam a fração orgânica e sólidos fixos (STF) que correspondem à parcela inorgânica do material (Pessuti *et al.*, 2015).

Os sólidos voláteis (STV) e os sólidos suspensos voláteis (SSV) geralmente são utilizados para estimar a concentração de biomassa no reator e através disso é possível acompanhar o tratamento biológico (Botelho; Lyra, 1974).

2.3.6 Nutrientes

Cada microrganismo envolvido na DA possui necessidades de vitaminas, macro e micronutrientes, que influenciam a taxa de crescimento e a atividade vital das populações, dependendo da concentração disponível. Dessa forma, a proporção adequada dos nutrientes contribui para a estabilidade do processo (Seyfried *et al.*, 1990).

Outros macronutrientes além do carbono e do nitrogênio são de grande importância, como fósforo e o enxofre, tanto para a composição de aminoácidos, como para a formação de ATP (adenosina trifosfato) e NADP (nicotinamida adenina dinucleotídeo fosfato), estruturas responsáveis pelo transporte de nutrientes dentro das células (Weiland, 2000).

Elementos como ferro, molibdênio, zinco, cobalto, selênio, tungstênio e níquel são considerados elementos traço ou micronutrientes por serem exigidos em menores quantidades, em concentrações inferiores a 1×10^{-4} mol. L⁻¹, atuando como cofatores em reações essenciais do metabolismo microbiano (Alves, 1998).

2.3.7 Tempo de Retenção Hidráulica (TRH)

O tempo de retenção hidráulica (TRH) corresponde ao período médio em que o substrato permanece no interior do reator e é definida como a razão entre o volume do reator e a vazão de alimentação (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

O TRH varia conforme o tipo de substrato e condições operacionais. A degradação ocorre em diferentes intervalos de tempo, considerando que cada grupo de bactérias envolvidas nas fases da DA possui uma taxa específica de atividade. É comum que a hidrólise dure dias pela complexidade dos compostos orgânicos, enquanto a conversão de moléculas solúveis ocorra em poucas horas (Victorino, 2017).

Ainda segundo Victorino (2017), o TRH em processos mesofílicos pode variar de 10 a 40 dias, enquanto em digestões termofílicas esse tempo é reduzido devido à maior atividade microbiana.

2.3.8 Agitação

A agitação contínua ou periódica assegura a distribuição uniforme do substrato. Um nível de produção elevada de biogás exige um alto contato entre os microrganismos e o substrato, fato que contribui com a redução do TRH (Kaltschmitt; Hartmann, 2001).

A falta de agitação leva à formação de camadas, devido a separação conteúdo pela diferença de densidade entre os componentes do meio reacional, além do empuxo provocado pela formação de gás e a formação de um sobrenadante de sólidos flutuantes que dificultam a saída do gás (Maurer; Winkler, 1980).

As tecnologias de agitação em biodigestores se dividem em três categorias principais: mecânica, hidráulica e pneumática. Na agitação hidráulica, o líquido no interior do biodigestor é recirculado por bombas, que podem estar localizadas na parte interna ou externa do reator. A agitação pneumática, por sua vez, utiliza o borbulhamento no líquido para homogeneizar o meio reacional. Já a agitação mecânica, a mais comum em plantas de biogás, abrange diversos modelos e intensidades, incluindo motobombas submersas com hélices, misturadores de eixo longo e misturadores com pás horizontais (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

2.4 INÓCULO

Chama-se inóculo, um volume de suspensão de microrganismos de concentração adequada que é capaz de garantir em condições adequadas e econômicas, a fermentação do substrato (Carvalho; Sato, 2001).

Diferentes fontes de inóculo podem levar a diferentes resultados de biodegradabilidade, sendo consequência de diferentes composições da comunidade microbiana (Jash; Ghosh, 1996).

As características dos microrganismos podem variar mesmo quando coletadas no mesmo local, devido a oscilações diárias ou sazonais, bem como à composição do substrato. Além disso, essas variações podem ocorrer entre diferentes locais, mesmo quando esse inóculo atua sobre o mesmo substrato, sendo influenciados pelas condições operacionais, como a taxa de carga orgânica e o tempo de retenção (Raposo *et al.*, 2012).

De modo geral, as fontes de inóculo são diversas. Exemplos mais comuns incluem lodos de usinas de biogás em funcionamento, estações de tratamento industriais e dejetos de animais (Raposo *et al.*, 2012).

O nível de concentração do inóculo é um fator capaz de alterar a taxa de biodegradação, visto que quanto maior é a concentração do inóculo maior tende a ser a DA, o que contribui para a redução do período de latência e para a susceptibilidade a efeitos inibitórios. Em contrapartida, na literatura existe uma ampla faixa de concentração. A *Verein Deutscher Ingenieure* (VDI) 4630 sugere a faixa de 15 a 20g de STV.L⁻¹ (Raposo *et al.*, 2012).

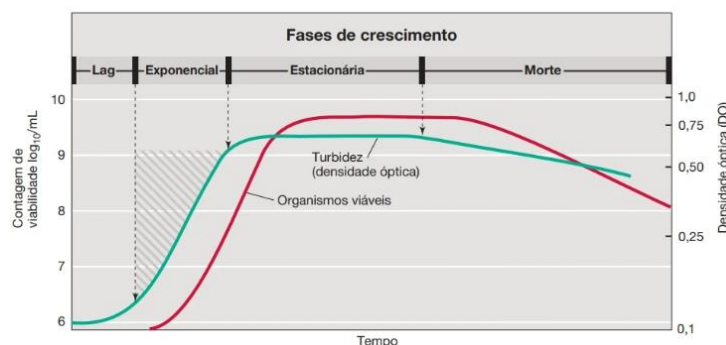
2.4.1 Aclimação e enriquecimento

Antes da inserção do substrato, é essencial garantir um ambiente adequado para o inóculo, pois a sobrecarga inicial pode comprometer processo de digestão anaeróbia. Durante o período de aclimação, ocorre a adaptação do inóculo, permitindo o crescimento e o estabelecimento da população microbiana (Simões, 2017).

O crescimento microbiano refere-se ao aumento do número de células, que se agrupam e formam colônias. A partir do entendimento das condições que são necessárias para esse crescimento, é possível determinar como controlá-lo e estimulá-lo (Tortora *et al.*, 2024).

O crescimento das células bacterianas em função do tempo ocorre em quatro fases principais: fase lag, fase log, fase estacionária e fase de morte celular, representadas na Figura 2.

FIGURA 2 - CURVA DE CRESCIMENTO TÍPICA DE UMA POPULAÇÃO BACTERIANA



FONTE: Madigan *et al.* (2016).

Na fase lag, os microrganismos preparam-se para o crescimento. Nesse período a taxa de crescimento é nula, pois o foco está na sintetização metabólica, principalmente de enzimas, e na adaptação às condições ambientais como pH, temperatura e nutrientes, que pode durar de uma hora a vários dias (Tortora *et al.*, 2024).

A fase de crescimento exponencial é denominada fase log, onde as células começam a se dividir logaritmicamente. É a fase de maior atividade metabólica, e o tempo de geração atinge o mínimo constante (Madigan *et al.*, 2016).

A fase estacionária se caracteriza pela estabilização da população, onde o número de mortes celulares é igual ao número de células novas, a população é estabilizada e o crescimento exponencial atinge o número de organismos na qual um ambiente é capaz de suportar, pela disponibilidade de nutrientes, espaço e acúmulo de resíduos. Por fim, na fase de morte celular, há um declínio logarítmico na população, uma vez que a taxa de morte celular supera a formação de novas células (Tortora *et al.*, 2024).

O principal objetivo da aclimação de um inóculo é vencer ou reduzir a etapa da fase lag, de modo que o consumo de substrato ocorra na fase exponencial e assim obter um maior rendimento de biogás (Simões, 2017).

Uma sobrecarga inicial de alimentação em uma baixa população capaz de digeri-la ou em condições de rápida mudança como a variação brusca de temperatura, acúmulo de toxinas e o aumento de fluxo podem afetar diretamente arqueia metanogênicas, ao contrário das bactérias acidogênicas, que continuam a produzir ácidos por ser mais tolerantes, razão pela qual gera a acidificação do reator, causando falhas na digestão (Vögeli *et al.*, 2014).

Durante o pré-tratamento do inóculo, o enriquecimento pode induzir vias metabólicas específicas de biodegradação, colaborando com a adaptação microbiana ao aumentar a afinidade pelo substrato. Esse substrato pode ser introduzido de forma gradual, seja diariamente ou em intervalos regulares (Raposo *et al.*, 2012).

Estudos voltados à aclimação e ao enriquecimento do inóculo ainda são recentes, especialmente quando associados a substratos alternativos e mistos. Há escassez de informações consolidadas na literatura, o que reforça o caráter inovador desse tipo de abordagem. Pesquisas nessa área contribuem para o avanço do conhecimento sobre a dinâmica microbiana em sistemas anaeróbios e permitem a

otimização de processos com vistas a maior estabilidade e eficiência na produção de biogás.

2.4.2 Digestato do tratamento de efluente suíno

Fazem parte dos dejetos suínos todos os materiais decorrentes do processo criatório como fezes, urina, água desperdiçada pelos bebedouros e de higienização, resíduos de ração, pelos e poeiras. Sua composição varia de acordo com o manejo assim, o esterco acaba apresentando elementos que estão presentes na dieta dos animais, o que inclui nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco e cobre (Diesel; Miranda; Perdomo, 2002).

A causa principal de poluição relaciona-se ao lançamento direto dos dejetos suínos em cursos de água sem passar por algum tratamento, levando a desequilíbrios ecológicos pela redução do teor de oxigênio dissolvido, além da disseminação de patógenos e contaminação por elementos tóxicos (Diesel; Miranda; Perdomo, 2002).

O Brasil é o quarto maior produtor de carne suína mundial, alcançando 5.156 mil toneladas em 2023 de acordo com a Associação Brasileira de Proteína Animal (ABPA). Da mesma forma que ocorre o crescimento da produção, aumenta-se a geração de dejetos. A quantidade de dejetos produzidos varia de acordo com o seu desenvolvimento ponderal, chegando em até 8,5% do seu peso vivo/dia (Oliveira, 1993).

Segundo Amaral (2017), apenas 20% das granjas utilizam biodigestores com queimadores de gás. Os 80% restantes geralmente armazenam os efluentes em lagoas ou tanques abertos. Em ambas condições, o digestato pode ser usado como fertilizante vegetal e condicionador do solo.

Além disso, o digestato proveniente da digestão anaeróbia de efluente de suinocultura apresenta grande potencial como inóculo para processos de biodigestão, pois é naturalmente rico em microrganismos anaeróbios adaptados à decomposição de matéria orgânica complexa da dieta dos animais.

2.4.3 Digestato do tratamento de efluente de laticínio

A pecuária leiteira desempenha um papel fundamental no agronegócio brasileiro, contribuindo significativamente para a economia do país. Segundo dados

do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2023, o Brasil produziu um volume de 35,4 bilhões de litros de leite. Destacando-se como a segunda maior bacia leiteira do país, o Paraná alcançou a produção de 3,9 bilhões de litros em 2024, representando 15,4% da produção nacional.

Os efluentes gerados no decorrer do processamento do leite e derivados são constituídos principalmente por leite diluído, materiais sólidos, detergentes, lubrificantes, essências e condimentos diversos, que são diluídos durante a lavagem, de equipamentos, tubulações, pisos e instalações da indústria (Cruz, 2019).

Esses efluentes apresentam alta carga orgânica, incluindo concentrações relevantes de nitrogênio e fósforo, sais minerais e sólidos suspensos, tais como lactose, gordura e proteínas que são de interesse para a DA (Markou; Georgakakis, 2011). Devido a composição, o leite constitui-se um excelente meio de cultura para o desenvolvimento de microrganismos (Gotardi, 2021).

O digestato de efluentes lácteos possui alto potencial como inóculo por conter microrganismos adaptados à digestão de compostos orgânicos, além de resíduos parcialmente degradados que ainda contribuem para a produção de biogás. Sua utilização representa uma alternativa sustentável para o aproveitamento de resíduos do setor lácteo.

2.4.4 Dejetos bovino

Um dos maiores problemas do confinamento de bovinos de leite é a quantidade de dejetos produzido em uma área reduzida, que caso não forem manejados adequadamente, podem se tornar uma grande carga poluidora ao ambiente (Ripp, 2019).

A quantidade de dejetos produzidos por dia varia conforme o peso do animal, idade, tipo de alimentação, digestibilidade do alimento, volume de água ingerida. Além disso, a composição desse resíduo ainda depende do tipo de cama usada nas instalações, restos de alimentos e água de limpeza (Campos, 1997).

A microbiologia do rúmen bovino é extremamente completa e diversa, sendo um ambiente favorável para o desenvolvimento de bactéria, fungos e protozoários, que convivem de forma interativa, com a finalidade de degradar o alimento consumido pelo animal, principalmente a lignina, celulose, hemicelulose, proteínas e óleos. A adição desses dejetos fornece ao substrato uma população extra de microrganismos

que já estão adaptados ao processo de digestão anaeróbia (Junior; Paes; Alves, 2018).

2.5 SUBSTRATO

Um substrato pode ser definido como qualquer matéria orgânica de origem vegetal ou animal disponível e suscetível ao processo de digestão anaeróbia. A adequação de algum material para a produção de biogás depende principalmente da sua composição química. Sendo os principais compostos de interesse os carboidratos, proteínas e gorduras (Soares *et al.*, 2022).

Existe uma grande variedade de matérias-primas que podem ser empregadas nesse processo, especialmente resíduos e efluentes de diversos setores industriais, destacando-se os resíduos da suinocultura e da indústria de alimentos.

2.5.1 Celulose microcristalina

A celulose microcristalina é comumente utilizada como referência de substrato em vários protocolos de PBB, justamente por apresentar uma composição bem definida, ser facilmente administrada e armazenada, de alta qualidade e pureza, na qual sua degradação envolve todas as etapas da digestão anaeróbia (Koch; Lippert; Drewes, 2017).

2.5.2 Efluente de abatedouro e processamento de carnes

O Brasil é um dos líderes mundiais na produção de proteína animal e abatedouros são parte fundamental da cadeia de beneficiamento, seja para consumo interno ou exportação. Anualmente são gerados de 3 a 4 milhões de toneladas de resíduo animal não comestível, com elevada carga orgânica e potencial poluidor (Abiogás, 2021).

A região Oeste Paranaense se destaca na produção e processamento de carnes, consumindo uma grande quantidade de água, o que leva à geração de efluentes com elevada carga orgânica (Fagnani, 2023).

Esse tipo de água residuária apresenta alta concentração de óleos e graxas, fósforo, nitrogênio, matéria orgânica e sólidos em suspensão (Fagnani, 2023). Essa

composição torna os efluentes de abatedouros excelentes candidatos à digestão anaeróbia, pois fornecem nutrientes essenciais à microbiota.

2.5.3 Farinha de carne e ossos bovinos

A farinha de carne e ossos bovinos é produzida em graxarias, que utilizam como matéria-prima os resíduos coletados em frigoríficos e/ou abatedouros, como ossos e tecidos descartados durante a linha de processamento e a inspeção de produtos de origem animal, oriundos do processo de desossa. Não fazem parte desse material o sangue, os cascos, os chifres, os pelos ou o conteúdo estomacal (Bellaver, 2005).

O setor de reciclagem animal é crucial para a sustentabilidade da cadeia produtiva da carne no Brasil, pois impede que volumes significativos de coprodutos de origem animal sejam descartados no meio ambiente de forma a causar impactos negativos (Barros; Licco, 2007).

A principal aplicação da farinha de carne e ossos é na formulação de rações, principalmente por sua alta concentração de nutrientes, fornecendo minerais de elevada biodisponibilidade e um elevado teor proteico (Miranda, 2016). Essas características tornam esse material interessante para ser explorado para a produção de biogás ou para o enriquecimento de um inóculo.

2.5.4 Resíduo do beneficiamento do milho

O milho (*Zea mays* L.) é uma gramínea da família *Poaceae*, cultivada há milhares de anos e amplamente utilizada tanto na alimentação humana quanto como matéria-prima para diversos processos industriais e para a alimentação animal (Eicholz, 2022).

No processamento do milho por via úmida para a obtenção de amido, quatro componentes principais são separados: o amido, o germe, a casca e as proteínas. Esse processo ocorre em seis etapas: maceração, separação do germe, separação da casca, separação da fração glúten-amido, lavagem e secagem do amido (Rausch; Eckhoff, 2016).

O resíduo sólido da produção de amido de milho é composto pelas frações que permanecem após a extração do amido durante o processo de moagem úmida.

Esse resíduo contém principalmente fibras, proteínas e pequenas quantidades de amido residual retidas na casca (Zanotto, 2011).

2.5.5 Poda de árvore

Os resíduos de poda urbana são classificados pela Norma Brasileira Regulamentadora (NBR) 10004 (2004) como resíduos sólidos urbanos (RSU). Nessa prática, galhos são removidos no intuito de aumentar a vitalidade de árvores e evitar problemas de segurança causado pelo crescimento exagerado dos galhos (Silva, 2017).

É responsabilidade dos governos municipais realizar esse tipo de serviço que usualmente não é utilizado para geração de energia, e acaba sendo descartado em aterros, lixões ou compostagens. Relacionado a isso ainda estão os riscos de incêndio em aterros e terrenos baldios a degradação da paisagem e a poluição do ar e da água (Mangueira; Gomes; Sousa, 2019).

A proporção de carbono presente na biomassa lenhosa varia em função da espécie e idade da árvore. Cerca de 50% da composição química elementar da madeira é formada por carbono, principal constituinte de moléculas de glicose, manose, xilose, arabinose e unidades de fenil, que são unidades monoméricas fundamentais das moléculas que compõem a estrutura da madeira, a celulose, a hemicelulose e a lignina, que podem ser fermentescíveis (Pedrazzi *et. al.*, 2019).

2.6 ENSAIOS DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE BIOGÁS (PBB)

O Potencial Bioquímico de Biogás (PBB) é o método utilizado para a estimativa da produção de biogás em um inóculo estritamente anaeróbico, cultivado na temperatura da incubação. Nesse tipo de ensaio a leitura em volume é realizada diariamente na fase inicial e com uma frequência menor na fase estacionária, até que a diferença de volume produzido seja menor que 0,5% em três dias. O tempo de reação varia de acordo com as características da amostra analisada (Arruda, 2020).

A VDI 4630 (2006) é uma normativa da *Verein Deutscher Ingenieure* referência para a execução de ensaios cinéticos em batelada para a degradação anaeróbia de substratos orgânicos, além de ser amplamente utilizada pela

comunidade europeia para avaliar o potencial bioquímico de metano (PBM) e potencial bioquímico de biogás (PBB).

No processo descontínuo, também mencionado como batelada, o biorreator com substrato é inoculado com a suspensão de células no início do processo, sem reposição durante a operação. Como o sistema fica fechado, não há entrada nem saída de material, sendo a forma de condução que apresenta os menores riscos de contaminação (Schmidell, 2021).

A normativa ainda afirma que a realização dos testes em batelada é capaz de levantar informações sobre a produção de biogás e a degradabilidade biológica anaeróbia de um determinado material ou da mistura de materiais, o efeito inibitório do material investigado em um determinado intervalo de tempo e a velocidade de degradação dos materiais estudados (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

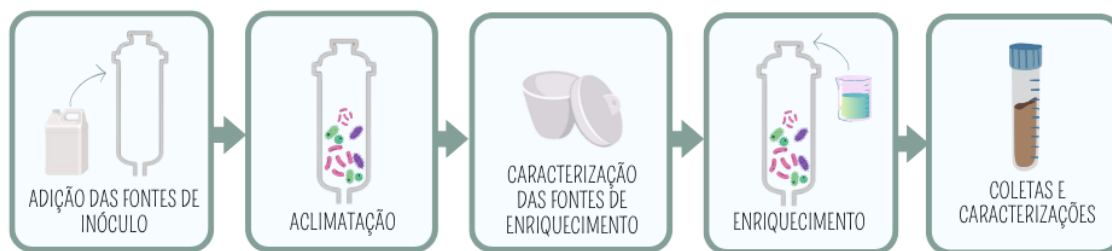
A importância desse processo reside no fato de que o PBB representa uma etapa fundamental na avaliação da viabilidade de substratos para digestão anaeróbia, sendo decisivo para o dimensionamento de reatores, escolha de substratos e estratégias de operação. Por meio dele, é possível antecipar o comportamento do sistema, identificar potenciais inibidores e otimizar a conversão da matéria orgânica em biogás. Dessa forma, o ensaio de PBB é não apenas uma ferramenta técnica, mas um instrumento estratégico no desenvolvimento de tecnologias sustentáveis e na valorização energética de resíduos orgânicos.

3 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em duas etapas no Laboratório de Produção de Biocombustíveis (LPB) da Universidade Federal do Paraná – Setor Palotina.

Na primeira etapa, o inóculo foi preparado por meio de um processo de enriquecimento e aclimação e foi caracterizado. Na segunda etapa, com esse material, foram realizados ensaios para determinar o potencial bioquímico do biogás de quatro substratos diferentes. As principais etapas do procedimento experimento estão ilustradas no fluxograma apresentado na Figura 3.

FIGURA 3 – ETAPAS DO PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

PREPARO DO INÓCULO**PBB**

FONTE: Autor (2025).

3.1 INÓCULO

O inóculo é composto por culturas mistas, baseado em Steinmetz *et. al.* (2016), formado pela combinação de volumes iguais de digestato proveniente de um digestor anaeróbio utilizado no tratamento de efluentes de laticínios, digestato de um digestor anaeróbio destinado ao tratamento de águas residuais de suinocultura e esterco fresco de gado leiteiro. Nesse processo utilizou-se um reator com volume total de 25 L e volume útil de 21 L, visível na Figura 4.

Após a coleta das fontes de inóculo, os materiais foram imediatamente inseridos no reator de aclimação, sem armazenamento prévio, de forma a preservar sua atividade microbiana e características físico-químicas. O esterco fresco de gado leiteiro foi previamente peneirado para remoção de impurezas grosseiras, como pedras, fibras longas e resíduos sólidos. As fontes de inóculo foram adicionadas simultaneamente, com a aplicação de 7 L de cada material.

3.1.1 Aclimação

A aclimação durou 70 dias a uma temperatura de 36 - 37°C em uma estufa. A agitação do sistema foi realizada por recirculação do material, com uma bomba

acionada em ciclos regulares de 5 minutos a cada duas horas. Um selo de água foi conectado à saída de biogás do reator, impedindo a entrada de oxigênio no meio reacional e garantindo a estabilidade do sistema. O reator utilizado nesta etapa e seus instrumentos podem ser visualizados na Figura 4.

FIGURA 4 - REATOR DO INÓCULO



FONTE: Autor (2025).

3.1.1.1 Enriquecimento

Previamente ao enriquecimento adicionou-se 1,5 L de cada fonte de inóculo e nas quatro semanas seguintes, adicionou-se substratos ricos em carboidratos, lipídios e proteínas (resíduos lignocelulósicos, leite em pó, flocão de milho moído e óleo de girassol), em uma carga diária de $0,3 \text{ gSTV L}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$. A proporção de cada componente da carga total de sólidos voláteis foi distribuída em 30% de capim, 30% de milho moído, 25% de leite em pó e 15% de óleo de girassol baseado em Steinmetz *et. al.* (2016), dispostos da Tabela 2.

TABELA 2 - MASSA DE SUBSTRATOS ADICIONADOS DURANTE 4 SEMANAS

Substratos	% de STV	Massa (g)
Teor de capim	30	2,1235
Teor de flocão de milho	30	2,2779
Teor de leite em pó	25	1,7783
Teor de óleo de girassol	15	0,9511

Fonte: O autor (2025).

Após as quatro semanas de alimentação diária, o inóculo continuou sendo enriquecido semanalmente com os resíduos lignocelulósicos, leite em pó, flocão de milho moído e óleo de girassol. Esse processo foi mantido até a 22ª semana, de acordo com o tempo disponível no cronograma experimental.

3.2 ENSAIOS DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE BIOGÁS (PBB)

Os ensaios de Potencial Bioquímico de Biogás (PBB) foram conduzidos em biorreatores de bancada, com controle de agitação e temperatura, utilizando a combinação de cada substrato com o inóculo enriquecido e aclimatado. Os experimentos foram realizados em quadruplicata. Adicionalmente, foi conduzido um ensaio contendo apenas o inóculo, para fins de comparação.

Os ensaios de PBB tiveram duração de 22 dias, com início em 20/05/2025 e término em 10/06/2025, momento em que a produção de biogás cessou em todos os biorreatores, indicando o ponto máximo de degradação dos compostos.

Cada biorreator foi carregado com 150 mL de suspensão reacional, dos quais 75 mL correspondiam ao volume de inóculo.

3.2.1 Substratos do PBB

Os substratos foram selecionados de modo a se assemelharem às fontes utilizadas na alimentação durante o preparo do inóculo (resíduos lignocelulósicos, leite em pó, flocão de milho moído e óleo de girassol).

Como substrato utilizou-se: celulose microcristalina (CEL), como controle positivo, biomassa proveniente da poda de árvore urbana (PODA), efluente de uma indústria de abate e processamento de aves e peixes (EFLU), resíduo sólido de uma amidonaria de milho (MILHO) e farinha de carne e ossos bovino (OSSO). Esses materiais podem ser visualizados na Figura 5.

FIGURA 5 - SUBSTRATOS PARA O PBB



FONTE: Autor (2025).

Todos os substratos foram adicionados *in natura*, com exceção da biomassa proveniente da poda de árvores urbanas, que foi submetida à moagem e peneiramento com peneira de 20 mesh, resultando em uma granulometria de 1 mm.

Adotou-se uma carga padronizada de sólidos voláteis (STV) por frasco, a fim de garantir a uniformidade das condições experimentais. A concentração de STV do inóculo utilizado, foi determinada previamente a partir da amostra coletada em 16/05/2025 (22ª semana), que continha 2781,67 mg.L⁻¹. Considerando o volume de 75 mL de inóculo adicionado em cada frasco experimental, obteve-se uma carga correspondente de 208,62 mg de STV por frasco.

A partir desse valor de referência, determinou-se a quantidade necessária de cada substrato para que a carga de STV fornecida fosse equivalente àquela proveniente do inóculo. Para isso, foram utilizados os teores de STV de cada substrato (em mg.g⁻¹ ou mg/mL), calculando-se a massa ou o volume necessário para atingir os 208,62 mg de STV em cada frasco. A Tabela 3 apresenta os valores utilizados e as respectivas quantidades adicionadas de cada substrato.

TABELA 3 - MASSA DOS SUBSTRATOS ADICIONADOS NOS BIORREATORES

Substratos	STV	Unidade	Massa/Volume	Unidade
Celulose microcristalina	948,04	mg.g ⁻¹	0,2200	g
Poda de árvore	901,57	mg.g ⁻¹	0,2314	g
Resíduo de milho	192,96	mg.g ⁻¹	1,0811	g
Farinha de carne e ossos	550,77	mg.g ⁻¹	0,3787	g
Efluente de abatedouro	2841,67	mg.mL ⁻¹	73,5	mL

Fonte: O autor (2025).

Como os ensaios de PBB foram conduzidos em batelada, a massa/volume de cada substrato foi adicionada nos biorreatores uma única vez, no início do experimento.

3.2.2 Biorreatores

Como biorreatores utilizou-se em frascos de vidro borossilicato de 250 mL, com tampa de rosca em polipropileno com anel de vedação, hermeticamente fechados, com um septo de borracha na tampa para permitir a inserção de agulhas e uma membrana de silicone foi colocada entre o frasco de vidro e a tampa para prevenir vazamentos de gás (Figura 6).

FIGURA 6 - BIORREACTORES UTILIZADOS NO PBB



3.2.3 Controle de agitação e temperatura

O controle da temperatura foi realizado através de uma Incubadora Shaker com agitação orbital e aquecimento modelo SL-222, mantendo agitação na faixa de 80 rpm e temperatura na faixa de 37,5 °C ($\pm 1,0$ °C). Os parâmetros de agitação e temperatura permaneceram constantes durante todo o experimento. O ensaio em operação pode ser visualizado na Figura 7.

FIGURA 7 - INCUBADORA SHAKER SL-222 OPERANDO DURANTE OS ENSAIOS DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE BIOGÁS (PBB)



FONTE: Autor (2025).

3.2.4 Produção de biogás

Quantificou-se o biogás por meio do acoplamento de uma seringa ao septo da tampa do biorreator, em conjunto com um manômetro digital HT-1890, zerando a pressão dentro do biodigestor, sendo o volume de gás produzido equivalente ao volume coletado pela seringa.

3.3 PARÂMETROS DE MONITORAMENTO

Durante o período de enriquecimento realizou-se coletas do inóculo que foram submetidas a análises potencial hidrogeniônico (pH), sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), sólidos totais fixos (STF), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV), sólidos suspensos fixos (SSF), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal (NA), seguindo as metodologias da *American Public Health Association* (APHA, 2017). Previamente aos ensaios de PBB os substratos foram avaliados em relação aos mesmos parâmetros, exceto a série de sólidos suspensos.

Já após os ensaios de PBB, o volume de biogás foi normalizado, padronizado às condições de temperatura e pressão (273 K e 1,013 hPa), conforme Kunz, Steinmetz e Amaral (2022).

Após a digestão, os conteúdos dos biorreatores foram sujeitos a análises de sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), sólidos totais fixos (STF), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal (NA).

3.3.1 Determinação do potencial hidrogênioônico (pH)

O pH foi mensurado pelo método eletrométrico, utilizando um pHmetro de bancada Simpla PH140, em triplicata (APHA, 4500H+ - B).

3.3.2 Determinação de sólidos totais (ST)

Determinou-se a massa do cadinho calcinado (M_1 , em miligramas), adicionou-se 20 mL da amostra (V_1), que secou em estufa a 103°C - 105°C durante 24 horas. Após resfriamento em dessecador a massa do conjunto foi pesada (M_2 , em miligramas). ST foi calculada pela equação (1) (APHA, 2540 – E, B).

$$\text{mg de sólidos totais/L} = \frac{(M_2 - M_1) \times 1000}{V_1} \quad (1)$$

3.3.2.1 Determinação de sólidos totais fixos e voláteis (STF e STV)

Logo após a determinação da concentração de ST, o cadinho contendo a amostra (M_2) foi calcinado em mufla a 550 °C durante 1 hora. A massa do conjunto foi determinada após resfriamento em dessecador (M_3 , em mg), em balança analítica. Calculou-se STF pela equação (2) e STV pela equação (3) (APHA, 2540 – E, B).

$$\text{mg de sólidos totais fixos/L} = \frac{(M_3 - M_1) \times 1000}{V_1} \quad (2)$$

$$\text{mg de sólidos totais voláteis/L} = \frac{(M_2 - M_3) \times 1000}{V_1} \quad (3)$$

3.3.3 Determinação de sólidos totais em suspensão (SST)

Após a calcinação do filtro de fibra de vidro 47 mm, definiu-se a massa (M_4 , em mg), o mesmo foi inserido em um sistema de filtração a vácuo, onde 20 mL de amostra

(V₂) foram filtrados. Esse conteúdo permaneceu em estufa durante 24 horas a 103°C-105°C. Posteriormente ao resfriamento, determinou-se a massa do filtro (M₅) e a concentração de SST foi calculada pela equação (4) (APHA, 2540 – E, B).

$$\text{mg de sólidos totais suspensos/L} = \frac{(M_5 - M_4) \times 1000}{V_2} \quad (4)$$

3.3.3.1 Determinação de sólidos suspensos fixos e voláteis (SSF e SSV)

Seguidamente a SST, o filtro foi submetido a mufla, durante 1 hora a 550 °C. Após resfriamento determinou-se a massa (M₆). SSF foi calculado a partir da equação (5) e SSV pela equação (6) (APHA, 2540 – E, B).

$$\text{mg de sólidos suspensos fixos/L} = \frac{(M_6 - M_4) \times 1000}{V_2} \quad (5)$$

$$\text{mg de sólidos suspensos voláteis/L} = \frac{(M_5 - M_6) \times 1000}{V_2} \quad (6)$$

3.3.4 Determinação de nitrogênio total Kjeldhal (NTK)

O método procedeu-se em três etapas. Primeiro, na digestão 2 mL de amostra juntamente com a solução digestora e 5 mL de de ácido sulfúrico concentrado P. A. foram aquecidos em um bloco digestor, tendo a temperatura aumentada lentamente, em patamares de 50 °C, a cada 15 minutos, até atingir 380°C. Após a digestão, deixou-se resfriar naturalmente, até a temperatura ambiente. Durante a destilação, 25 mL de hidróxido de sódio (32%) foram adicionados a amostra e o destilado foi recebido em um erlenmeyer contendo ácido bórico (2%) e 5 gotas de indicador. Por fim, titulou-se o destilado com uma solução de ácido sulfúrico (0,1 N), ocorrendo a mudança de coloração verde para rosa (APHA, 2012). A concentração de NTK foi calculada através da equação (7).

$$\text{NTK (mgN} - \text{NH}_4^+ \text{/L)} = \frac{(V_1 - V_2) \times N_a \times 14000}{V} \quad (7)$$

Sendo:

V1 = volume da solução de ácido utilizado para titular a amostra (mL);

V2 = volume da solução de ácido utilizado para titular o branco (mL);

V = volume da amostra (mL);

Na = normalidade da solução de ácido utilizado na titulação;

14000 = o equivalente-grama do nitrogênio contido no NH_4^+ .

3.3.5 Determinação de nitrogênio amoniacal (NA)

Com NaOH, o pH da amostra foi alterado para 9,0. A destilação e titulação ocorreu da mesma forma descrita na determinação de nitrogênio total Kjeldah. A etapa de digestão é suprimida, assim como não há adição de NaOH 32% durante a destilação (APHA, 4500 – B). A concentração de NA em mg NH_4^+ /L se dá pela equação (8).

$$\text{NA (mg } \text{NH}_4^+ \text{ /L)} = \frac{(V_1 - V_2) \times N_a \times 14000}{V} \quad (8)$$

Sendo:

V1 = volume da solução de ácido utilizado para titular a amostra (mL);

V2 = volume da solução de ácido utilizado para titular o branco (mL);

V = volume da amostra (mL);

Na = normalidade da solução de ácido utilizado na titulação;

14000 = o equivalente-grama do nitrogênio contido no NH_4^+ .

3.3.6 Estimativa da relação carbono/nitrogênio

Devido à indisponibilidade de equipamentos específicos para a quantificação direta do carbono orgânico, a relação carbono/nitrogênio (C/N) foi estimada de forma indireta. Para isso, utilizou-se a concentração de sólidos totais voláteis (STV) como parâmetro representativo do teor de matéria orgânica (e, portanto, do conteúdo de carbono). Já o valor de nitrogênio foi obtido a partir da diferença entre o nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e o nitrogênio amoniacal (NA), considerando que esta diferença representa majoritariamente o nitrogênio orgânico presente nos substratos. Assim, a relação C/N foi calculada a partir da razão entre os valores de STV e (NTK - NA), fornecendo uma estimativa adequada para fins comparativos dentro das condições experimentais do estudo.

3.3.7 Normalização do volume de biogás (VN)

A produção de biogás foi expressa pela normalização às condições padrões de temperatura e pressão (273K e 1.013 hPa), baseado em Kunz, Steinmetz e Amaral (2022, p. 38) pela equação (9).

$$V_N = \frac{V \times (p - p_w) \times T_0}{p_0 \times T} \quad (9)$$

Onde:

V_N = Volume de biogás normalizado às condições normais de temperatura e pressão (mL)

V = Volume de biogás produzido (mL);

p = Pressão do biogás no momento da leitura (hPa);

p_w = Pressão de vapor da água em função da temperatura ambiente (hPa);

T_0 = Temperatura nas condições normalizadas, 273 K;

p_0 = Pressão nas condições normalizadas, 1,013 hPa;

T = Temperatura do biogás (K);

3.3.8 Potencial bioquímico de biogás (PBB)

Baseado em Hasan *et al.* (2022), o PBB foi expresso a partir do volume acumulado de biogás, dividindo pela quantidade de material orgânico adicionado ao reator, referendo aos sólidos voláteis, como indicado na equação (10).

$$PBB = \frac{(V_s - V_b \times \left(\frac{mSV_{is}}{mSV_{ib}}\right))}{mSV_s} \quad (10)$$

Onde:

V_s = Volume acumulado de biogás do substrato com inóculo (mL);

V_b = Volume acumulado de biogás do branco (mL);

mSV_{is} = massa de sólidos voláteis correspondentes ao inóculo no branco (g);

mSV_{ib} = massa de sólidos voláteis correspondentes ao inóculo na amostra (g);

mSV_s = massa de sólidos voláteis correspondentes ao substrato na amostra (g);

4 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO INÓCULO

Os resultados da série de sólidos totais e da série de sólidos suspensos realizadas das fontes de inóculo e das amostragens durante a aclimação e o enriquecimento do inóculo são apresentadas na Tabela 4.

TABELA 4 - SÉRIE DE SÓLIDOS TOTAIS E SUSPENSOS DAS AMOSTRAGENS DO INÓCULO

Coleta	ST (mg.L ⁻¹)	STF (mg.L ⁻¹)	STV (mg.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)	SSF (mg.L ⁻¹)	SSV (mg.L ⁻¹)
LAT	3490 ± 90	2672,5 ± 49	817,5 ± 17	-	-	-
SUI	4155 ± 132	2877,5 ± 82	1277,5 ± 63	-	-	-
BOV	5321,4 ± 213	3141,7 ± 158	2179,7 ± 54	-	-	-
ACLI 70	4215,2 ± 169	3004,1 ± 116	1947,7 ± 113	-	-	-
SEM 1	4387,4 ± 175	2815 ± 123	1572,5 ± 94	1255 ± 162	462,5 ± 81	792,5 ± 81,3
SEM 2	4387,5 ± 175,2	2912,5 ± 141	1475 ± 87	582,5 ± 31	137,5 ± 17,7	445 ± 14
SEM 3	4467,5 ± 179	2980 ± 134	1487,5 ± 89	585 ± 14	112,5 ± 17,7	472,5 ± 3,5
SEM 4	4550 ± 162	3040 ± 150	1510 ± 91	661,66 ± 35	113,3 ± 27	548 ± 7
SEM 13	3805 ± 120,2	2547,5 ± 137	1257,5 ± 17,7	490 ± 56	117,5 ± 25	312,5 ± 10
SEM 15	3620 ± 98	2900 ± 84	720 ± 14,1	672,5 ± 81	262,5 ± 35	410 ± 42
SEM 17	3777,5 ± 117	2500 ± 160	1277,5 ± 53	507,5 ± 24	172,5 ± 18	335 ± 14
SEM 19	3522,5 ± 53	2500 ± 169	1277,5 ± 57,2	707,5 ± 33	217,5 ± 16	490 ± 28
SEM 21	3682,5 ± 109,6	2542,5 ± 32	1140 ± 77,8	675 ± 43	217,5 ± 3,5	457,5 ± 31
SEM 22	6091,66 ± 50,3	3310 ± 171	2781,66 ± 130	1185 ± 28	332,5 ± 17,7	852,5 ± 10,6

Fonte: O autor (2025).

Nota: LAT – digestato de biodigestor de tratamento de efluente de laticínio; SUI – digestato do tratamento de efluente de suinocultura; BOV – dejetos bovinos; ACLI 70 – Após 70 dias de aclimação; SEM 1 a SEM 4: representam as semanas de alimentação diária; SEM 13 a SEM 22 – representam as semanas de alimentação semanal.

A fração orgânica que servirá de alimento para os microrganismos dentro de reatores corresponde aos sólidos voláteis. Dessa forma, quanto maior sua concentração na biomassa, maior tende a ser a produção de biogás. Para Angelidaki *et. al.* (2009) materiais com teores acima de 80% de STV apresentam alto potencial de biodegradabilidade e desempenho satisfatório em sistemas anaeróbicos. Esse

comportamento também foi observado por Karim *et. al.* (2005), que relataram que maiores proporções de STV em relação aos sólidos totais (STV/ST) resultam em maiores volumes de biogás.

De forma geral, a remoção de sólidos totais (ST) durante a digestão anaeróbia está associada à redução de STV, considerando que a concentração de sólidos fixos (SF) dificilmente sofre alterações significativas, devido ao seu caráter inorgânico/mineral.

A concentração de STV durante a etapa de aclimação reflete o comportamento metabólico da microbiota. Após os 70 dias de aclimação (ACLI 70) o inóculo apresentou uma concentração de 1947,7 mg.L⁻¹ de STV, demonstrando que o processo inicial de adaptação conseguiu manter uma fração orgânica relevante, mesmo sem adição de substratos exógenos, indicando que biomassa microbiana estava metabolicamente ativa.

Ao final das 4 semanas de alimentação diária, STV reduziu para 1510 mg.L⁻¹, valor inferior ao observado na primeira semana, sugerindo uma reposta ao enriquecimento com substratos ricos em lipídeos, carboidratos e proteínas.

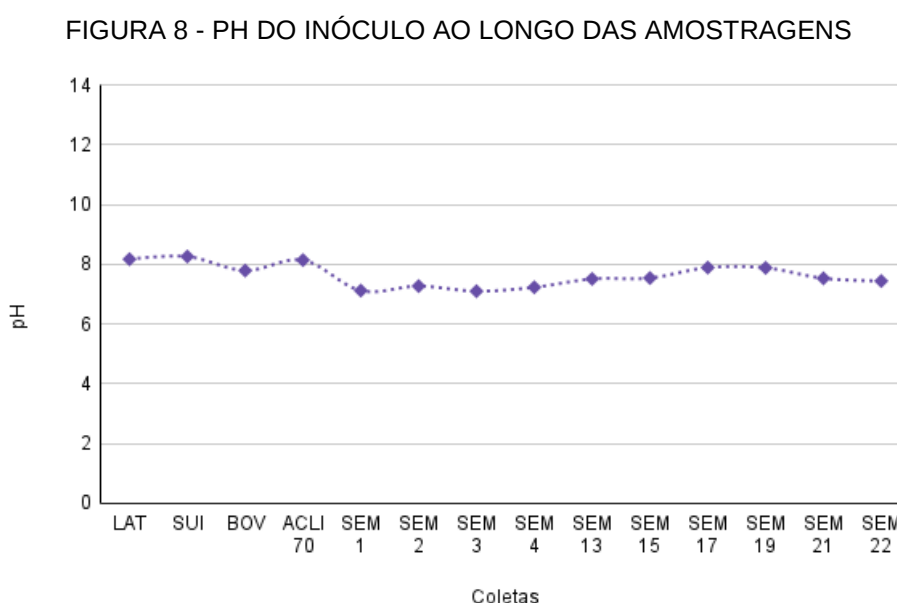
Já na última amostragem (SEM 22), realizada antes dos ensaios de PBB, foi obtido um valor de 2781,66 mg.L⁻¹, o maior registrado ao longo do processo resultado de um longo processo de maturação associado a uma nova adição de esterco de gado leiteiro. No entanto, esse valor corresponde a apenas 45,67% dos sólidos totais (ST), o que pode ter limitado a eficiência global da digestão anaeróbia. Isso porque a fração restante, composta principalmente por sólidos fixos (STF), é formada por minerais e materiais inorgânicos não biodegradáveis, que não contribuem para a produção de biogás.

Além disso, a presença de sólidos não voláteis pode dificultar o contato entre os microrganismos e a matéria orgânica, interferindo na hidrólise e comprometendo etapas subsequentes do processo. Ainda assim, o teor obtido foi relativamente próximo da concentração mínima de 50% recomendada pela VDI 4630 (Kunz, 2022), considerada ideal para o bom desempenho do sistema anaeróbio.

Uma forma comum de expressar a concentração celular é por meio da determinação de sólidos suspensos voláteis (SSV) (Botelho; Lyra, 1974). Em um inóculo, essa fração é de grande importância, pois representa a biomassa microbiana ativa responsável pela degradação, devendo ser considerada em conjunto com outros fatores para garantir a estabilidade operacional. Ao longo do processo de aclimação

esse parâmetro sofreu inúmeras variações, resultado do ciclo celular. Na última coleta (SEM 22) essa concentração ($852,5 \text{ mg.L}^{-1}$) chegou a representar 70% dos SST e 30,65% dos STV.

A Figura 8 apresenta a variação do pH do inóculo ao longo das amostragens realizadas. A partir dela, observa-se que os valores de pH se mantiveram na neutralidade, próximos da faixa considerada ideal para o processo de digestão anaeróbia, descrito por Kunz, Steinmetz e Amaral (2022) de 5,2 a 6,6 para as etapas de hidrólise/acidogênese e de 6,7 a 7,5 durante a metanogênese.



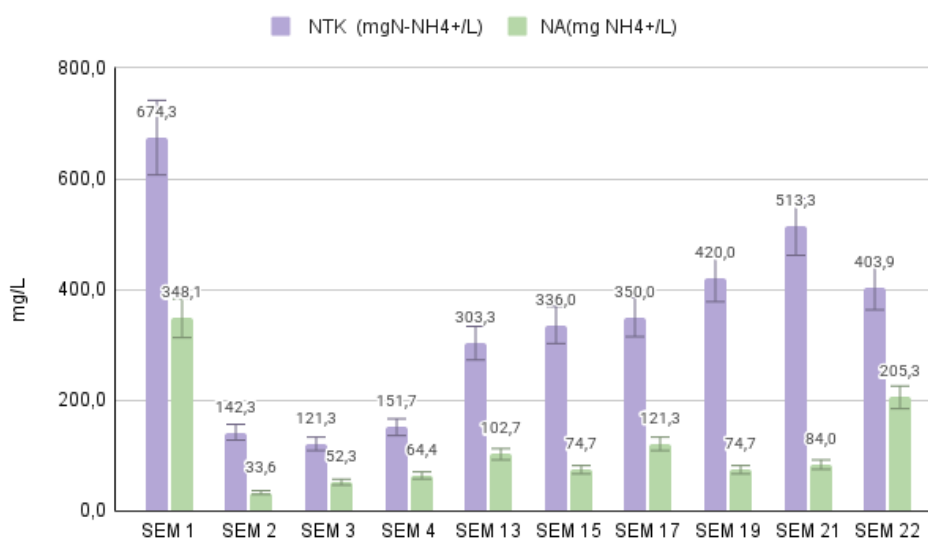
Fonte: O autor (2025).

Essa estabilidade indica que o sistema permaneceu tamponado, favorecendo a atuação das arqueas metanogênicas, que são sensíveis a oscilações de pH. As leves variações registradas podem estar associadas à produção de ácidos graxos voláteis nas fases iniciais da degradação dos substratos e à posterior liberação de amônia durante a conversão proteica, que tende a elevar o pH do meio (Wang, 2023).

A Figura 9 aponta as oscilações nas concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e de nitrogênio amoniacal (NA) ao longo das amostragens. Elevadas concentrações de nitrogênio podem influenciar diretamente o equilíbrio do sistema, pois alteram a proporção de amônia livre (NH_3), favorecendo a inibição da microbiota anaeróbia (Chernicharo, 2007).

Dependendo de fatores como a temperatura e o pH, o NA pode estar presente na forma de íon amônio (NH_4^+) ou de amônia livre (NH_3), sendo esta última a principal responsável pela toxicidade. Mccaerty (1964) afirma que concentrações entre 1500 a 3000 mg.L^{-1} são suficientes para causar a inibição de microrganismos, principalmente na faixa de pH entre 7,4 a 7,6. Já reduções de até 50% da produção de metano podem ser observadas em concentrações entre 1700 a 14000 mg.L^{-1} , dependendo da composição do inóculo, da temperatura, do pH e do tempo de aclimação (Chen; Cheng; Creamer, 2008).

FIGURA 9 - NITROGÊNIO TOTAL E AMONIACAL AO LONGO DAS AMOSTRAGENS DO INÓCULO



Fonte: O autor (2025).

Nessa etapa, observou-se que durante a primeira semana (SEM 1) os maiores valores de NTK (674,3 mg.L^{-1}) e NA (348,1 mg.L^{-1}), provavelmente associados à elevada carga orgânica inicial. A partir da SEM 2, há uma queda significativa em ambos os parâmetros, sugerindo uma fase de adaptação microbiana.

Entre a SEM 15 e a SEM 21, verifica-se um aumento progressivo do NTK, com picos nas SEM 19 (420,0 mg.L^{-1}) e SEM 21 (513,3 mg.L^{-1}), mas apesar disso os valores de NA mantiveram-se baixos, o que pode indicar a absorção pela biomassa microbiana ou a retenção em formas orgânicas não disponíveis. Na SEM 22, embora a concentração total de nitrogênio não tenha atingido níveis tóxicos, 50,8% encontrava-se na forma amoniacal, o que sugere uma possível limitação da digestão devido à baixa disponibilidade de nitrogênio assimilável.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS SUBSTRATOS

Na Tabela 5 estão presentes os resultados durante a caracterização dos substratos utilizados nos ensaios de PBB, nos parâmetros de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal (NA).

TABELA 5 - CARACTERIZAÇÃO DOS SUBSTRATOS

Substrato	ST (mg.L ⁻¹)	STF (mg.L ⁻¹)	STV (mg.L ⁻¹)	NTK (mg.L ⁻¹)	NA (mg.L ⁻¹)
CEL	949,92 ± 0,07	1,87 ± 0,44	948,04 ± 9,4	37 ± 20	18 ± 0,02
PODA	966,9 ± 2,8	65,4 ± 1,1	901,57 ± 3,8	7525 ± 8	279,58 ± 0,05
MILHO	196,05 ± 3,4	3,1 ± 0,1	192,96 ± 3,2	4733 ± 16	1805,6 ± 39
OSSO	978,96 ± 0,44	428,19 ± 4	550,77 ± 4,1	67515 ± 257	1117,25 ± 1,4
EFLU	3320 ± 43	478,3 ± 5	2841,67 ± 90	350 ± 32	130,67 ± 2,6

Fonte: O autor (2025).

Nota: CEL - celulose microcristalina; PODA - biomassa de poda de árvore urbana; MILHO - resíduo sólido de uma amidonaria de milho; OSSO - farinha de carne e ossos bovino; EFLU - efluente de uma indústria de abate e processamento de aves e peixes.

A celulose microcristalina, utilizada como controle positivo, apresentou características próximas a literatura. Em um estudo interlaboratorial de digestão anaeróbia, Steinmetz *et. al.* (2020) descrevem concentrações de sólidos totais variando de 940 e 960 mg.L⁻¹, com teores de sólidos voláteis na mesma faixa, representando cerca de 98% dos ST. No presente estudo, observou-se uma pequena concentração de nitrogênio, o que pode ser atribuído a uma possível contaminação durante o armazenamento do material.

Para a biomassa de poda de árvore urbana, ainda existe uma carência de informações técnicas, justamente pelas espécies que são comumente utilizadas para a arborização urbana não representarem madeiras comerciais de interesse na construção civil (Brazolin, 2020). Por ser composta de diferentes partes da árvore, como galhos, troncos e raízes, compõem-se basicamente por moléculas recalcitrantes como celulose, hemicelulose e lignina. No entanto, os dados obtidos mostram que a biomassa de poda apresenta um alto teor de sólidos totais voláteis (901,57 mg.L⁻¹),

revelando um bom potencial de degradação bioquímica, mesmo que para isso precise ser submetida a um pré-tratamento adequado.

O resíduo de milho empregado apresenta os menores teores na série de sólidos. Por ele ser composto majoritariamente pela casca e a ponta do grão, sua composição química é caracterizada por 7,3% de amido e 3,7% de proteínas, enquanto a ponta região que conecta o grão ao sabugo contém materiais lignocelulósicos (Oliveira; Lang; Ferreira, 2022). Apesar da concentração considerável de nitrogênio, a presença dessas moléculas recalcitrantes torna o material resistente à digestão anaeróbia, aumentando o tempo de hidrólise e produzindo menos biogás (Avicenna *et al.* 2015).

A farinha de carne e ossos bovino, devido a sua composição proteica apresentou o maior NTK com 67.515 mg.L⁻¹ que deve ser dosada de forma a não levar a inibição da digestão. Esse material já foi utilizado para melhorar o desempenho da digestão anaeróbia, devido a presença de fósforo, capaz de neutralizar a acidez do substrato (Hadidid *et al.*, 2023).

Destaca-se o efluente de abatedouro, com o maior nível de ST e STV (3320 e 2841,67 mg.L⁻¹ respectivamente). Na literatura encontram-se concentrações de até 3000 mg.L⁻¹ de ST em efluentes de abatedouro de aves (Fagnani, 2017), 845 mg.L⁻¹ de STV em efluente de abatedouro de peixes (Campos, 2020) e 3891 mg.L⁻¹ de ST na indústria de carnes em geral (Saghir; Hajjar, 2022). A variabilidade desses dados se deve à fatores como a tecnologia empregada em cada indústria, aos produtos fabricados, ao tipo de animal abatido, ao grau de tratamento dos efluentes e aos procedimentos adotados para a limpeza da planta industrial (Fagnani, 2023).

4.3 POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS

Além do conhecimento das características dos substratos o potencial bioquímico de biogás é considerado, segundo Tapparo *et al.* (2024), a etapa inicial para a escolha do biodigestor, assim como da forma de condução do processo, permitindo o planejamento de estruturas que forneçam as condições adequadas para a conversão da matéria orgânica.

A Tabela 6 apresenta os dados de volume acumulado produzido, do volume normalizado de biogás, bem como o Potencial Bioquímico de Biogás (PBB) para os substratos testados.

TABELA 6 - VOLUME ACUMULADO, VOLUME NORMALIZADO E PBB

Substrato	Volume acumulado de biogás (mL)	Volume normalizado acumulado (mL)	PBB (mL.gSTV ⁻¹)
S. INÓC	61	50,09	-
S.CEL	204,25	167,73	544
S.PODA	100	82,12	147
S.MILHO	215,5	176,97	125
S.OSSO	146,75	120,51	191
S.EFLU	253,25	207,97	767

Fonte: O autor (2025).

Nota: S – suspensão reacional. As siglas correspondem a mistura inóculo + substrato. CEL - celulose microcristalina; PODA - biomassa de poda de árvore urbana; MILHO - resíduo sólido de uma amononaria de milho; OSSO - farinha de carne e ossos bovino; EFLU - efluente de uma indústria de abate e processamento de aves e peixes.

O inóculo isoladamente (S.INÓC) gerou 61 mL de biogás, o que corresponde a um volume normalizado de 50,09 mL. Esse valor representa o padrão negativo, utilizado como referência para descontar a contribuição do próprio inóculo na produção total de biogás.

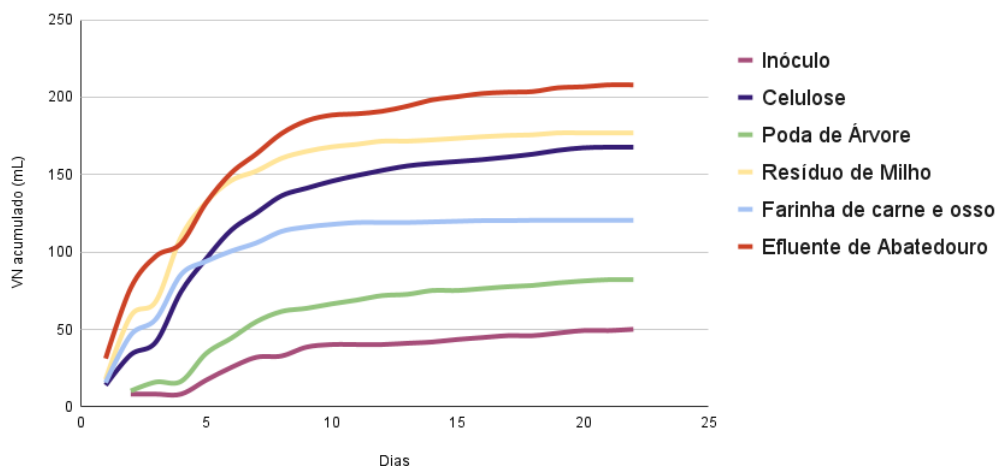
A celulose microcristalina (S.CEL), utilizada como controle positivo, apresentou um PBB de 544 mL.gSTV⁻¹, produção abaixo do seu máximo teórico de 750 mL.gSTV⁻¹ indicado pela VDI 4630, atingindo apenas 72,5% do valor padrão.

Já os substratos S.PODA e S.MILHO apresentaram baixos valores de PBB, 147 e 125 mL.gSTV⁻¹, respectivamente, possivelmente pela dificuldade na degradação das moléculas recalcitrantes.

O substrato S.OSSO, composto por farinha de carne e ossos bovinos, teve um desempenho intermediário entre os materiais avaliados, com PBB de 191 mL.gSTV⁻¹. Já o substrato S.EFLU, correspondente ao efluente de uma indústria de abate e processamento de aves e peixes, destacou-se com o maior volume acumulado (253,25 mL), maior volume normalizado (207,97 mL) e o maior PBB (767 mL.gSTV⁻¹).

A Figura 10 permite observar a evolução do volume de biogás normalizado acumulado ao longo dos dias, destacando a baixa produção do inóculo em relação aos demais substratos.

FIGURA 10 - VOLUME NORMALIZADO ACUMULADO DE CADA SUSPENSÃO AO LONGO DOS DIAS



Fonte: O autor (2025).

A Tabela 7 apresenta as concentrações de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) das suspensões reacionais antes e depois dos ensaios de PBB.

TABELA 7 - SÉRIE DE SÓLIDOS DAS SUSPENSÕES ANTES E DEPOIS DO PBB

Suspensão reacional	ST (mg.L ⁻¹)		STF (mg.L ⁻¹)		STV (mg.L ⁻¹)		Remoção de STV (%)
	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	
S. INÓC	4762,5 ± 95	3487 ± 10	2222,5 ± 45	1755 ±	2540 ± 50	1732 ± 42	31,8
S.CEL	4860 ± 84	4825 ± 134	1670 ± 33,4	1985 ± 53	3190 ± 92	2840 ± 81	11
S.PODA	4582,5 ± 60	4260 ± 30	1992,2 ± 17	1758 ± 50	2590 ± 77	2505 ± 100	3,3
S.MILHO	5052,5 ± 74	4275 ± 94	1992 ± 10	2637 ± 42	3060 ± 60	1638 ± 33	46,5
S.OSSO	6790 ± 339	4205 ± 43	2300 ± 98	1980 ± 17	4490 ± 224	2225 ± 11	50,4
S.EFLU	6370 ± 81	4897 ± 72	2472,5 ± 22	2637 ± 10	3897,5 ± 58	2260 ± 17	42

Fonte: O autor (2025).

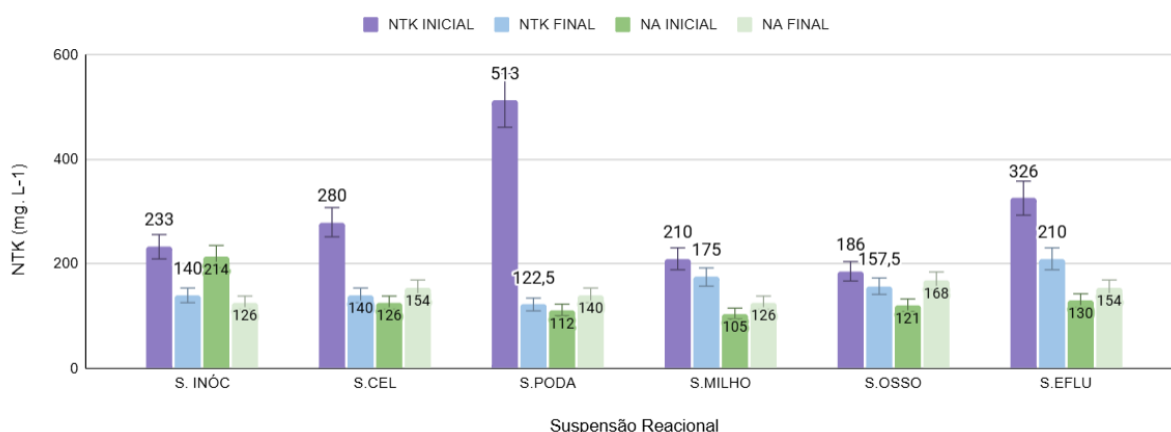
Nota: S – suspensão reacional. As siglas correspondem a mistura inóculo + substrato. CEL - celulose microcristalina; PODA - biomassa de poda de árvore urbana; MILHO - resíduo sólido de uma amidonaria de milho; OSSO - farinha de carne e ossos bovino; EFLU - efluente de uma indústria de abate e processamento de aves e peixes.

Em todos os casos, houve uma redução das concentrações de sólidos totais voláteis após os ensaios, indicando o consumo da matéria orgânica existente durante a digestão anaeróbia. Considerando-se a presença de compostos recalcitrantes nos substratos, destaca-se o S.MILHO, que apresentou uma remoção significativa de

STV, com redução de 46,5%. Em contrapartida, o substrato S.PODA apresentou apenas 3,3% de remoção de STV.

A Figura 11 apresenta os teores de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e amoniacal (NA), tanto iniciais quanto finais, nas diferentes suspensões reacionais avaliadas. De modo geral, observa-se uma redução nos valores de NTK ao final do processo, o que indica consumo ou transformação de compostos nitrogenados orgânicos durante a digestão anaeróbia.

FIGURA 11 - NITROGÊNIO TOTAL E NITROGÊNIO AMONIAAL DAS SUSPENSÕES ANTES E DEPOIS DO PBB



Fonte: O autor (2025).

O substrato S.PODA apresentou o maior valor inicial de NTK ($513 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), que foi reduzido para $186 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, resultando em uma remoção de 76% ao final da digestão, demonstrando uma conversão significativa do nitrogênio. Os substratos S.INÓC, S.CEL, S.MILHO, S.OSSO e S.EFLU apresentaram reduções de 39,9%, 50%, 16,6%, 15,3% e 35,6%, respectivamente.

Em relação ao nitrogênio amoniacal (NA), observou-se um aumento nos valores finais para todas as suspensões reacionais, com exceção do S.INÓC. Esse comportamento é esperado, uma vez que os compostos orgânicos nitrogenados presentes nos substratos são degradados por microrganismos durante a digestão anaeróbia, liberando amônia no digestato. No entanto, os níveis de NA observados não atingiram concentrações inibitórias ao processo. Segundo Kunz, Steinmetz e Amaral (2022), a aclimação dos microrganismos à presença de amônia é fundamental para a estabilidade e eficiência da digestão. Tal adaptação pode ocorrer tanto pela seleção natural de populações mais tolerantes quanto pela adaptação

gradual de arqueias metanogênicas às condições predominantes no reator. No caso do S.INÓC, a ausência de substrato reduziu a disponibilidade de matéria orgânica nitrogenada, o que pode ter favorecido a assimilação do amônio pelas células microbianas para manutenção, resultando na diminuição da concentração final de NA.

Já o pH inicial e final das suspensões se mantiveram dentro da neutralidade conforme descrito na Tabela 8.

TABELA 8 - PH DAS SUSPENSÕES ANTES E DEPOIS DO PBB

Suspensão reacional	pH inicial	pH final
S. INÓC	7,74 ± 0,02	7,45 ± 0,03
S.CEL	7,53 ± 0,01	7,24 ± 0,02
S.PODA	7,41 ± 0,01	7,45 ± 0,009
S.MILHO	7,24 ± 0,06	7,2 ± 0,06
S.OSSO	7,79 ± 0,05	7,41 ± 0,01
S.EFLU	7,21 ± 0,03	7,45 ± 0,02

Fonte: O autor (2025).

Nota: S – suspensão reacional. As siglas correspondem a mistura inóculo + substrato. CEL - celulose microcristalina; PODA - biomassa de poda de árvore urbana; MILHO - resíduo sólido de uma amidonaria de milho; OSSO - farinha de carne e ossos bovino; EFLU - efluente de uma indústria de abate e processamento de aves e peixes.

Ainda, uma breve análise pode ser feita levando em consideração relação Carbono/Nitrogênio. Essa razão é fundamental para o equilíbrio do processo de digestão anaeróbia, uma vez que os microrganismos consomem carbono de 25 a 30 vezes mais rapidamente do que o nitrogênio durante a biodigestão. Por isso, a relação ideal de C/N situa-se entre 20:1 e 30:1 (Friehe; Weiland; Schatauer, 2010).

Na Tabela 9 são apresentadas as relações C/N estimadas, calculadas com base na concentração de sólidos totais voláteis (STV) em relação à diferença entre os teores de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal (NA).

TABELA 9 - RELAÇÃO C/N ESTIMADA DAS SUSPENSÕES REACIONAIS

	S.CEL	S.PODA	S.MILHO	S.OSSO	S.EFLU	S. INÓC
C/N	21	7,3	28	69	19	133

Fonte: O autor (2025).

Nota: S – suspensão reacional. As siglas correspondem a mistura inóculo + substrato. CEL - celulose microcristalina; PODA - biomassa de poda de árvore urbana; MILHO - resíduo sólido de uma

amidonaria de milho; OSSO - farinha de carne e ossos bovino; EFLU - efluente de uma indústria de abate e processamento de aves e peixes.

De acordo com a Tabela 9, nota-se que apenas as suspensões S.CEL, S.MILHO e S.EFLU apresentam relações C/N dentro ou muito próximas da faixa ideal para a produção de biogás. Em contrapartida, o substrato S.PODA apresenta uma relação C/N abaixo do recomendado, sugerindo um excesso de nitrogênio, o que pode levar à inibição do processo, fator que contribuiu para a sua baixa produção de biogás. O substrato S.OSSO apresentou a relação C/N elevada, indicando uma quantidade de carbono desproporcionalmente maior em relação ao nitrogênio, o que pode ter dificultado a assimilação eficiente do carbono pelas comunidades microbianas impactando o resultado no PBB. Já o S.INÓC apresenta uma relação C/N desbalanceada justamente por não ter sido misturado a nenhum substrato que pudesse regular essa razão. Assim, o material consumido nesse caso provavelmente teve origem na morte celular.

Outro fator que contribui para o alto PBB do efluente é o fato de ele ser líquido. Nessa forma, os sólidos voláteis encontram-se dissolvidos no meio, o que facilita sua assimilação pela microbiota.

De acordo com Lew *et al.* (2009), partículas dissolvidas geralmente permitem que a digestão anaeróbia ocorra de forma mais rápida em comparação às partículas suspensas. Isso ocorre porque a matéria orgânica é degradada diretamente, seguindo uma cinética de ordem zero, enquanto os sólidos suspensos precisam, primeiramente, ser decompostos em frações coloidais menores.

Como as demais amostras se encontram em estado sólido, Lew *et al.* (2009) também afirmam que pode haver resistência à biodegradação, uma vez que a matéria orgânica não está totalmente disponível para o metabolismo dos microrganismos.

Todavia, surge como forma possibilidade de aumentar o potencial bioquímico dos substratos a submissão desses materiais a pré-tratamentos, sejam eles enzimáticos, químicos, mecânicos ou térmicos.

A lignina presente nos materiais lignocelulósicos envolve fisicamente os substratos, dificultando o acesso das enzimas microbianas à celulose e à hemicelulose. Por isso, é necessário promover um rompimento ou desfibração dessas estruturas para disponibilizar os carboidratos fermentescíveis à digestão anaeróbia. No estudo de Avicenna *et al.* (2015), a casca de milho foi submetida a um pré-tratamento por imersão em hidróxido de sódio (NaOH) a 33%, o que resultou em um

incremento na produção de biogás, alcançando $67,6 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$, com uma carga orgânica de $43,6 \text{ gSTV} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

Para aumentar a solubilização da farinha de carne e ossos, o tratamento termoquímico com NaOH foi investigado por Wu *et. al.* (2009) nas temperaturas de 55 e 131 °C e nas concentrações de 0; 1,25; 2,5; 5; 10 e 20 g/L. Eles obtiveram como melhor condição 55 °C com 10 g/L de NaOH, que resultou no maior potencial bioquímico de metano (PBM), que atingiu $503 \text{ mL CH}_4/\text{g STV}$. Nessa condição, também foi observada uma remoção de sólidos voláteis (STV) de até 66%, associada à significativa solubilização da matéria orgânica e redução do tamanho das partículas.

Outras possibilidades ainda podem ser exploradas para otimizar o processo de digestão anaeróbia, como a digestão em fases de temperatura, em que o resíduo é inicialmente submetido a condições termofílicas para potencializar a etapa de hidrólise, ou ainda a aplicação de tratamentos com alta pressão e temperatura, capazes de romper estruturas resistentes da biomassa. O uso de enzimas comerciais, devido a sua alta especificidade catalítica, também pode acelerar a degradação, promovendo a clivagem das macromoléculas em compostos mais facilmente fermentescíveis. Além disso, a redução do tamanho das partículas por meio de pré-tratamento mecânico é uma alternativa eficaz, pois aumenta a área de superfície disponível para a ação microbiana, favorecendo a conversão da matéria orgânica (Meegoda *et. al.*, 2018).

A escolha do método ideal depende das características específicas do substrato e dos objetivos do processo, sendo influenciada por fatores operacionais como temperatura, tempo e concentração. Além disso, o escalonamento dessas tecnologias para aplicações industriais enfrenta desafios técnicos, econômicos e ambientais, o que torna essencial uma análise criteriosa de viabilidade para garantir a eficiência e a sustentabilidade do processo.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos ao longo deste trabalho evidenciam que a qualidade e o grau de adaptação do inóculo são fatores determinantes para a eficiência da digestão anaeróbia e para o potencial bioquímico de biogás (PBB) dos substratos avaliados. O inóculo utilizado, embora enriquecido com diferentes fontes orgânicas (resíduos lignocelulósicos, leite em pó, flocão de milho moído e óleo de girassol), ainda se encontra em processo de aclimatação, pois apresentou limitações em sua capacidade de degradação metabólica, o que afetou diretamente o desempenho nos ensaios.

Entre os substratos testados, o efluente de abatedouro (S.EFLU) destacou-se com o maior valor de PBB ($767 \text{ mL} \cdot \text{gSTV}^{-1}$), mostrando-se como o mais promissor para a produção de biogás com o inóculo proposto.

A celulose microcristalina (S.CEL), utilizada como controle positivo, apresentou resultados abaixo do esperado teórico de $750 \text{ mL} \cdot \text{gSTV}^{-1}$ ($544 \text{ mL} \cdot \text{gSTV}^{-1}$), indicando que há margem para melhorias na adaptação do consórcio microbiano.

Em contrapartida, os substratos derivados de biomassa lignocelulósica, como a poda de árvore urbana (S.PODA) e o resíduo de milho (S.MILHO), apresentaram baixos valores de PBB, 147 e $121 \text{ mL} \cdot \text{gSTV}^{-1}$ respectivamente, atribuídos à sua estrutura recalcitrante, que dificulta a biodegradação, sugerindo a necessidade de aplicação de pré-tratamentos adequados. Já a farinha de carne e ossos bovinos (S.OSSO) apresentou um valor intermediário de $191 \text{ mL} \cdot \text{gSTV}^{-1}$.

Constatou-se também que os parâmetros físico-químicos como o pH, sólidos voláteis e nitrogênio total e amoniacal influenciaram significativamente o desempenho da digestão. A manutenção do pH dentro da faixa neutra e a redução dos teores de sólidos voláteis após os ensaios indicam que o processo ocorreu de forma estável, embora abaixo da eficiência esperada para alguns substratos.

Dessa forma, conclui-se que os objetivos propostos neste trabalho foram alcançados. Foi possível produzir e caracterizar um inóculo enriquecido, conduzir ensaios padronizados de PBB com diferentes substratos e identificar aquele com maior potencial bioquímico, que nesse caso, foi o efluente de abatedouro de aves e peixes.

Este estudo contribui para o avanço do conhecimento sobre a aclimação e o enriquecimento de inóculos, além do uso de resíduos agroindustriais na produção de biogás, especialmente no contexto regional do Oeste do Paraná, apontando oportunidades para a valorização energética desses materiais.

5.1 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Considerando as limitações observadas ao longo do estudo, recomenda-se a ampliação do tempo de aclimação com adição periódica das fontes do inóculo; avaliação de parâmetros como acidez e alcalinidade para verificar a necessidade de correção; a aplicação de pré-tratamentos aos substratos mais recalcitrantes, a fim de avaliar seu comportamento; a realização de testes de co-digestão entre substratos; o isolamento, extração e sequenciamento da microbiota para identificação das comunidades microbianas; a avaliação da composição do biogás por cromatografia gasosa; e estudos econômicos preliminares para analisar a viabilidade de escalonamento do processo para aplicações em escala industrial.

REFERÊNCIAS

ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J. L.; GUWY, A. J.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; VAN LIER, J. B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. **Water Science & Technology**, v. 59. n. 5, p. 927-934, 2009. DOI:10.2166/wst.2009.040

ALMEIDA, C. E. D. **Importância do pH no equilíbrio químico de biodigestores anaeróbios**. 2020. 61 f. Monografia de Graduação (Química Industrial) - Universidade Federal do Ceará (UFC), Fortaleza, 2020. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/55544/3/2020_tcc_cedalmeida.pdf> Acesso em 12 fev. 25.

ALONSO, M.; FINN, E. J. **Física. Um curso universitário**. São Paulo. Editora Edgard Blüer V. I: mecânica. 1972.

ALVES, M. M. dos S. **Estudo e Caracterização de Digestores Anaeróbios de Leito Fixo**. 1998. 357 f. Tese – Doutorado em Engenharia Biológica e Química, Universidade do Minho (UMinho), Portugal, 1998. Disponível em: <<https://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/2580/1/tese%20de%20doutoram%20entomadalena%20alves.pdf>> Acesso em 27 fev. 25.

AMARAL, A. C do. **Digestão anaeróbia de dejetos suíno: potencial bioquímico de metano e a influência de estratégias operacionais**. 2017. 66 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), Cascavel (PR). 2017. Disponível em: <https://tede.unioeste.br/bitstream/tede/3042/2/Andre_Amaral2017.pdf>. Acesso em 02 abr. 2025.

AMARAL, A. C do. **Geração de Biogás Proveniente da Biodigestão do Bagaço do Malte**. 71 f. Monografia de Graduação (Engenharia Química) - Unisociesc, Joinville, 2016.

ARAÚJO, A. P. C. **Produção de biogás a partir de resíduos orgânicos utilizando biodigestor anaeróbico**. 2017. 42 f. Monografia de Graduação (Engenharia Química). Universidade Federal de Uberlândia (UFU), Uberlândia, 2017. Disponível em: <<https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/20292/3/Produ%C3%A7%C3%A3oBiog%C3%A1sRes%C3%ADduos.pdf>> . Acesso em 28 jan. 2025.

ARRUDA, H. J. **Avaliação da viabilidade técnica e econômica da produção de biogás a partir de resíduo do processamento industrial de vegetais**. 2020. 69 f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia). Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Ponta Grossa (PR), 2020. Disponível em: <https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/4867/1/PG_PPGBIOTEC_M_Arruda%2C_Heder_Jobbins_de_2020.pdf>. Acesso em 04 abr 2025.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DO BIOGÁS (ABiogás). **Mapeamento de plantas de biometano até 2032**. São Paulo. 2024.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DO BIOGÁS (ABiogás). **Potencial de produção de biogás a partir do tratamento do esgoto: perspectivas para a universalização sustentável dos serviços de esgotamento sanitário no Brasil**. São Paulo: ABiogás, 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DO BIOGÁS (ABiogás). **White Paper Biogás & Biometano A mais completa solução de descarbonização em prol de segurança energética e alimentar**. 2023.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL – ABPA. **Relatório Anual 2024**. São Paulo: ABPA, 2024. Disponível em: https://abpa-br.org/wp-content/uploads/2024/04/ABPA-Relatorio-Anual-2024_capa_frango.pdf. Acesso em: 2 abr. 2025.

AVICENNA; MEL, M.; IHSAN, S. I.; SETYOBUDI, R. H. Process Improvement of Biogas Production from Anaerobic Co-digestion of Cow Dung and Corn Husk. **Procedia Chemistry**. Vol 14. Pás 91-100. 2015. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.proche.2015.03.014>

BARROS, F.D.; LICCO, E.A. **Graxaria e a geração de odores**. Centro Universitário do Instituto Mauá de Tecnologia. 2007.

BASTOS, R. G. Tecnologia das fermentações: Fundamentos de Bioprocessos. São Carlos: EdUFSCar, 2010. 162 p. ISBN – 978-85-7600-190-4.

BELLAVER, C. **Limitações e vantagens do uso de farinhas de origem animal na alimentação de suínos e aves**. 2º Simpósio Brasileiro Alltech da Indústria de Alimentação Animal. Curitiba, Paraná, 28 a 30 de agosto de 2005.

BRAUN, R.: Biogas – **Methangärung organischer Abfallstoffe**; Springer Verlag Viena, Nova Iorque, 1982

Brazolin, S. **Resíduos da arborização urbana: produtos de madeira sólida**. p. 63 . In: Anais do 13º Seminário Internacional NUTAU 2020. São Paulo: Blucher, 2020. ISSN 2318-6968, DOI 10.5151/nutau2020-20

BROWN, L. S.; HOLME, T. A. **Química geral aplicada à engenharia**. 3.ed. Porto Alegre: +A Educação - Cengage Learning Brasil, 2021. E-book. Pág.430. ISBN 9788522128679. Disponível em: <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/reader/books/9788522128679/>. Acesso em: 12 fev. 2025.

BOTELHO, M. H. C.; LYRA, P. G. Interpretação das análises sanitárias de despejos tendo em vista seus tratamentos. **Revista DAE**. Edição nº: 97. 1974.

CAILLOT, V. A. **Avaliação da viabilidade do biogás para aplicações veiculares: estudo de caso na Região Oeste do Paraná**. 2017. 129 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção e Sistemas) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa (PR), 2017. Disponível em:

https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/2386/1/PG_PPGEPM_Caillot%2C%20Vanessa%20Alueth_2017.pdf. Acesso em: 29 mar. 25

CAMPOS, A. T. **Análise da viabilidade da reciclagem de dejetos de bovinos com tratamento biológico, em sistema intensivo de produção de leite**. 1997. 161 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu (SP), 1997. Disponível em:

<https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/1d1f2a6c-cbf4-4dbc-9660-005113760524/content>. Acesso em 03 abr. 2025.

CAMPOS, L. F.; **Avaliação da Biodegradabilidade de Esterco de Suínos enriquecido com gordura em Biodigestores Anaeróbios**. 75 f. Dissertação (Mestrado). URI- Campus Erechim. Departamento de Ciências Agrárias. Programa de Pós Graduação em Engenharia de Alimentos. 2020.

CARRILHO, N. F. Q. **Valorização de Bioresíduos Alimentares por Digestão Anaeróbia Descentralizada – Caso de Estudo: Campus da FCT / UNL**. 2012. 126 f. Dissertação (Mestrado em Energia e Bioenergia) -Universidade Nova de Lisboa, 2012.

CARVALHO, J. C. M.; SATO, S. Fermentação Descontínua Alimentada. In: SCHMIDELL W, LIMA U A, AQUARONE E, BORZANI W. **Biotecnologia Industrial**. 1ª. ed., v. 2. cap. 10. São Paulo: Edgard Blucher, p. 205 – 218, 2001

CAVALEIRO, A. J.; ALVES, M. M. Digestão anaeróbia. **Revista de Ciência Elementar**, v. 8, n. 1, p. 1-5, 2020. Disponível em: https://repositorio.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/75717/1/document_55213_1.pdf. Acesso em: 28 mar. 2025.

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

CHERNICHARO, C. A. **Anaerobic reactors**. IWA publishing, 2007.

CRUZ, V. A. A. C. **Codigestão de lodo de laticínios e leite de descarte para a geração de energia com biogás**. 74 f. Monografia (Curso de Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2019. Disponível em:

https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/11889/1/LD_COEAM_2019_2_18.pdf. Acesso em 3 abr. 25.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Concórdia Boletim Informativo de Pesquisa - Embrapa Suínos e Aves e Extensão - EMATER/RS. 2002. Disponível em: <https://lume-re-demonstracao.ufrgs.br/gestao-ambiental/files/bipers14.pdf>. Acesso em 02 abr. 2025.

DROSG, B.; BRAUN, R.; BOCHMANN, G.; AL SAEDI, T. Analysis and characterisation of biogas feedstocks. **The Biogas Handbook**, p.52–84. 2013 doi:10.1533/9780857097415.1.52.

EICHOLZ, E. D. **Produção, estrutura e composição**. In: OLIVEIRA, M.; LANG, G. H.; FERREIRA, C. D. Milho: química, tecnologia e usos. São Paulo. Editora Blucher, 2022. p.4-8 E- book. Disponível em: <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/#/books/9786555064353/>. Acesso em: 04 abr. 2025.

FAGNANI, K. C. **Comparação do potencial energético do lodo gerado no tratamento físicoquímico de efluentes provenientes do abate de aves utilizando diferentes coagulantes**. 2017. 142 f. Dissertação Mestrado em Tecnologia de Bioprodutos Agroindustriais, Universidade Federal do Paraná, Palotina, 2017.

FAGNANI, K. C. **Valorização energética de lodos de sistema de tratamento de efluentes da indústria de abate e processamento de carnes via codigestão anaeróbia**. 2023. 167. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2023. Disponível em: https://tede.unioeste.br/bitstream/tede/6876/2/Katia_Fagnani2023.pdf. Acesso em 04 abr. 2025.

FERRAZ JUNIOR, A. D. N.; ETCHEBEHERE, C.; PERECIN, D.; TEIXEIRA, S.; WOODS, J. Advancing anaerobic digestion of sugarcane vinasse: current development, struggles and future trends on production and end-uses of biogas in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 157, 2022.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; MORAES, E. M.; ADORNO, M. A.T.; PAIM, A. P.; RODRIGUES, J. A. D.; RATUSZNEI, S. M.; CANTO, C. S.; DAMASCENO, L. H. S.; BORZANI, W. **Métodos de análises físico-químicas de rotina de águas residuárias tratadas biologicamente**. São Carlos: SHS/EESC/USP – DEQ/UFSCar – DQA/EEM/IMT, 2005.

FRIEHE, J.; WEILAND, P.; SCHATAUER, A. Descrição de substratos selecionados. In: ROHSTOFFE, F.N. (Ed). **Guia prático do biogás – geração e utilização**. Ministério da Nutrição, Agricultura e Defesa do Consumidor da Alemanha. 2010.

GOTARDI, A. R. da S. **Tratamento de efluente de laticínio para produção de biogás: uma abordagem para a sustentabilidade**. 43 f. Monografia (curso de Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Rondônia. Ji-Paraná. 2021. Disponível em: https://ri.unir.br/jspui/bitstream/123456789/3164/1/TCC_Anderson_Gotardi.pdf . Acesso em 19 de março de 2025.

HADIDI, M.; BAHLAOUAN, B.; BOUTALEB, F.; BENJELLOUN, G.R.; SILKINA, A., ANTRI, S. E. L.; BOUTALEB, N. (2023). Anaerobic digestion of agro-industrial waste enriched with bovine bone meal for improved biogas production and biofertilization. **Environmental Quality Management**, 32(4), 255-265. <https://doi.org/10.1002/tqem.21988>.

JAIN S.; JAIN, S.; WOLF, I. T.; LEE, J.; TONG, Y. W. A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 52, p. 142-154, 2015.

JASH T.; GHOSH D.N. Studies on the solubilization kinetics of solid organic residues during anaerobic biomethanation. **Energy**. v. 21. p. 725-730. 1996. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0360-5442\(95\)00123-9](https://doi.org/10.1016/0360-5442(95)00123-9) . Acesso em 18 mar. 25.

JUNIOR, S. R. L.; PAES, J. L.; ALVES, T. B. S. Efeito da adição de inóculo no processo de biodigestão anaeróbica de dejetos de bovino. In: VII Congresso Brasileiro de Energia Solar. 2018. Gramado. **Anais CBENS 2018**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

KAINTHOLA, J.; KALAMDHAD, A. S.; GOUD, V. V. A review on enhanced biogas production from anaerobic digestion of lignocellulosic biomass by different enhancement techniques. **Process Biochemistry**, v. 84, p. 81-90, 2019.

KALTSCHMITT, M.; HARTMANN, H.: **Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren**; Springer Verlag Berlim, Heidelberg, Nova Iorque, 2001.

KARIM, K.; KLASSON, T. K.; HOFFMANN, R.; DRESCHER, S. R.; DEPAOLI, D. W.; AL-DAHMAN, M.H. Anaerobic Digestion of Animal Waste: Effect of mixing. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 14, 1607-1612, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.12.021>

KOCH, K.; LIPPERT, T.; DREWES, J.E. O papel da origem do inóculo no rendimento de metano de diferentes substratos em testes de potencial bioquímico de metano (BMP). **Bioresource Technology**, v. 243, p. 457–463. 2017. doi:10.1016/j.biortech.2017.06.142

KUMAR, A.; SAMADDER, S. R. Performance evaluation of anaerobic digestion technology for energy recovery from organic fraction of municipal solid waste: a review. **Energy**, v. 197, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.117253>. Acesso em: 17 mar. 25.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato** - Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2022. 211 p. ISBN 978-65-88155-02-8

LEMO, G. L.; CARDOSO, M. F. O.; COSTA, H. K. M. Biogás e biometano no Brasil: panorama e perspectivas. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**. São Paulo.v. 63. p. 464-485. 2024. . DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v63i0.88929> e-ISSN 2176-9109.

LEW, B.; TARRE, S.; BALIAVSKI, M.; GREEN, M. Anaerobic degradation pathway and kinetics of domestic wastewater at low temperatures. **Bioresource Technology**. Vol 100. Pág 6155-6162. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.06.073>

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; BENDER, K. S. **Microbiologia de Brock** . 14. ed. Porto Alegre: ArtMed, 2016. E-book. pag.152. ISBN 9788582712986. Disponível em: <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/reader/books/9788582712986/>. Acesso em: 10 mar. 2025

MANGUEIRA, R. D.; GOMES, A. F.; SOUZA, W. N. **Reaproveitamento dos resíduos de poda para compostagem e produção de mudas no horto municipal de fortaleza**. In: congresso sul-americano de resíduos sólidos e sustentabilidade, 2019, Foz do Iguaçu.

MARKOU, G & GEORGAKAKIS, D. Cultivation of filamentous cyanobacteria (bluegreen algae) in agro-industrial wastes and wastewaters: A review. **Apple Energy**, v. 88 p. 3389 - 3401, 2011.

MAURER, M.; WINKLER, J-P., **Biogas – Theoretische Grundlagen, Bau und Betrieb von Anlagen**, Verlag C.F. Müller, Karlsruhe, 1980.

MEEGODA JN, LI B, PATEL K, WANG LB. A Review of the Processes, Parameters, and Optimization of Anaerobic Digestion. **Int J Environ Res Public Health**. 2018 Oct 11;15(10):2224. doi: 10.3390/ijerph15102224. PMID: 30314318; PMCID: PMC6210450.

MILANEZ, A. Y.; MAIA, G. B. S.; GUIMARÃES, D. D. **Biogás: evolução recente e potencial de uma nova fronteira de energia renovável para o brasil**. BNDES Set., Rio de Janeiro, v. 27, n. 53, p. 177-216, mar. 2021. Disponível em: <https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/20801/1/PR_Biogas_215276_P_BD.pdf> Acesso em 13 fev. 2025.

MIRANDA, E. R. **Farinha de carne e ossos bovino: obtenção e utilização**. 2016. 18 pág. Monografia (Técnico em agronegócio). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo. Barretos. 2016

MOREIRA, José Roberto S. **Energias Renováveis, Geração Distribuída e Eficiência Energética**. 2. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2021. E-book. Pág.310. ISBN 9788521636816. Disponível em: <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/reader/books/9788521636816/>. Acesso em: 26 jan. 2025.

OLIVEIRA, M. LANG, G. H.; FERREIRA, C. **Milho: química, tecnologia e usos**. São Paulo: Editora Blucher, 2022. E-book. pág.7. ISBN 9786555064353. Disponível em: <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/reader/books/9786555064353/>. Acesso em: 22 jun. 2025.

OLIVEIRA, P.A.V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1993.188p. (EMBRAPA - CNPSA. Documentos, 27).

OLIVEIRA, S. V. W. B. de. **Estudo de viabilidade de aplicação do biogás no ambiente urbano**. São Paulo. CETESB, 2013. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/3/2014/01/santos_afs.pdf> Acesso em 26 mar. 25.

PEDRAZZI, C.; DICK, G.; COLDEBELLA, R.; GENTIL. M.; GEISBRESCHT, B. M.; ROSA, R. C. **Química da madeira**. V. 1, n. 27. Universidade Federal de Santa Maria. 2019.

PESSUTI, C. A. A .; HERMES, E .; ZENATTI, D. C .; SILVA, R. P. Remoção de sólidos e produção de metano na digestão anaeróbia de efluente de processamento de mandioca. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 4, p. 110-116, 2015.

RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M. A.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16. Ed 1. p. 861–877. 2012. doi:10.1016/j.rser.2011.09.008

RAUSCH, K. D., ECKHOFF, S. R. Maize: Wet Milling. Illinois: **Elsevier**. 2016.

RIPP, P. G. **Produção de biogás a partir de diferentes sistemas de criação de bovinocultura de leite**. 2019. 26 f. Monografia (Tecnologias de Cadeia Produtiva do Biogás). Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Medianeira. 2019. Disponível em: <https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/20496/1/producaodiferentescricaooleite.pdf>. Acesso em 03 abr. 2025.

SAGHIR, A; HAJJAR, S. Biological treatment of slaughterhouse wastewater using Up Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)-anoxic-aerobic system. **Scientific African**, v. 16, p. e01236, 2022.

SCHMIDELL, W. **Biotecnologia Industrial - Vol. 2: Engenharia Bioquímica** . 2. ed. São Paulo: Editora Blucher, 2021. E-book. p.620. ISBN 9786555060195. Disponível em: <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/reader/books/9786555060195/>. Acesso em: 05 mar. 25.

SEYFRIED, C.F. et al.: Anaerobe Verfahren zur Behandlung von Industrieabwässern. **Korrespondenz Abwasser** 37, pp. 1247 – 1251, 1990

SILVA, M. J. D. **A utilização dos resíduos da poda de árvore na confecção de chapas e tijolos**. In: XIV SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE CIÊNCIAS INTEGRADAS DA UNAERP CAMPUS GUARUJÁ: Necessidades Energéticas e Consequências Ambientais. Anais [...]. Guarujá: UNAERP, 2017. Disponível em: <https://www.unaerp.br/documentos/2753-a-utilizacao-dos-residuos-da-poda-de-arvore-na-confeccao-de-chapas-e-tijolos/file>. Acesso em: 4 abr. 2025.

SIMÕES, A. L. G. **Estudo da aclimação de lodos anaeróbios como estratégia de inoculação para partida de biometanizadores alimentados com fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos**. 2017. 316 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo (USP). São Carlos. 2017. Disponível em:< <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-16102017-150623/publico/DissertSimoeseAndreLuisGomesCorrig.pdf>> Acesso em 10 mar. 25.

SOARES, I. P.; SCHULTZ, E. L.; GAMBETTA, R.; GONÇALVES. **Biogás e suas contribuições para os Objetivos do Desenvolvimento sustentável**. Brasília, DF : Embrapa Agroenergia (Documentos 49). 31 p. 2022. ISSN 2177-4439. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1149613/1/DOC-49-final-1.pdf>. Acesso em 18 mar. 25.

SOUZA, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. **Revista DAE**. São Paulo. Vol 44. p. 88 - 94 1984. Disponível em: https://www.cetesb.sp.gov.br/biogas/wp-content/uploads/sites/3/2014/11/revista_dae_vol44_n137_1984.pdf . Acesso em 06 mar. 2025

STEINMETZ, R. L. R.; BARROS, E. C.; KUNZ, A.; ANTES, F. G.; GASPARETO, T. C.; TÁPPARO, D. C.; FAVRETTO, R.; SILVA, J. F. F. da; VENTURIN, B.; BONASSA, G.; DINNEBIER, H. C. B.; BOLSAN, A. C.; TEIXEIRA, E. G. **Estudo interlaboratorial em digestão anaeróbia: relato de atividades e desempenho dos laboratórios em 2018-2019**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2020. ISSN 0101-6245

TAPPARO, D. C.; DA SILVA, J. F. F.; FAVRETTO, A. C. A.; HOLLAS, C. R.; VENTURIN, B.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A. Digestão anaeróbia de efluentes da suinocultura. In: KUNZ, A. **Gestão dos resíduos da produção animal**. Vol 3. – Brasília, DF: Embrapa; Concórdia: Sbera, 2024. Pág 62 – 80.

TORTORA, G. J.; CASE, C. L.; BAIR III, W. B.; WEBER, D.; FUNKE, B. R. **Microbiologia** . 14. ed. Porto Alegre: ArtMed, 2024. E-book. pág.169. ISBN 9786558822585. Disponível em: <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/reader/books/9786558822585/>. Acesso em: 10 mar. 2025.

VICTORINO, A. **Potencial da digestão anaeróbia na gestão de resíduos e produção de energia renovável: um estudo de caso**. 2017. 154 f., il. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável). Universidade de Brasília, Brasília, 2017. Disponível em: https://repositorio.unb.br/bitstream/10482/31482/1/2017_AlfadoVictorino.pdf Acesso em 28 fev. 25.

VÖGELI, Y.; LOHRI, C. R.; GALLARDO, A.; DIENER, S.; ZURBRÜGG, C. **Anaerobic digestion of biowaste in developing countries: practical information and case studies**. Dübendorf, Switzerland: Eawag – Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology Department of Water and Sanitation in Developing Countries (Sandec) P. O. Box 611, Überlandstrasse 133, 8600. Dübendorf, Switzerland. 2014.

WARD, A. J. et al. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 7928–7940, 2008.

WEILAND, P.: Stand und Perspektiven der Biogasnutzung und -erzeugung in Deutschland. **Gülzower Fachgespräche**, volume 15: Energetische Nutzung von Biogas: Stand der Technik und Optimierungspotenzial, pp. 8 – 27, Weimar, 2000.

WU, G.; HEALY, M.; ZHAN, X.; HU, Z. (2009). Thermochemical pretreatment of meat and bone meal and its effect on methane production. **Frontiers of Environmental Science & Engineering in China** , 3, 300-306. <https://doi.org/10.1007/S11783-009-0031-6> .

ZANOTTO, C. **Caracterização de resíduo de indústria de beneficiamento de milho**. 37 f. Monografia de Graduação (Química). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Pato Branco (PR). 2011. Disponível em: https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/15431/2/PB_COQUI_2011_2_04.pdf. Acesso em 04 abr. 2025.