

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
ESCOLA DE QUÍMICA

Clarissa da Silva Moura



CODIGESTÃO DE VINHAÇA DE CANA-DE-AÇÚCAR E LODO DE
ESGOTO PARA PRODUÇÃO DE BIOMETANO

RIO DE JANEIRO

2023

Clarissa da Silva Moura

CODIGESTÃO DE VINHAÇA DE CANA-DE-AÇÚCAR E LODO DE ESGOTO PARA
PRODUÇÃO DE BIOMETANO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Engenheira de Bioprocessos.

Orientadores: Isabelli Dias Bassin
Ronei de Almeida

Rio de Janeiro

2023

CIP - Catalogação na Publicação

M929c Moura, Clarissa da Silva
CODIGESTÃO DE VINHAÇA DE CANA-DE-AÇÚCAR E LODO DE
ESGOTO PARA PRODUÇÃO DE BIOMETANO / Clarissa da
Silva Moura. -- Rio de Janeiro, 2023.
62 f.

Orientadora: Isabelli Dias Bassin.
Coorientador: Ronei de Almeida.
Trabalho de conclusão de curso (graduação) -
Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de
Química, Bacharel em Engenharia de Bioprocessos,
2023.

1. Vinhaça de cana-de-açúcar. 2. Lodo de esgoto.
3. Codigestão anaeróbia. I. Bassin, Isabelli Dias,
orient. II. de Almeida, Ronei, coorient. III. Título.

Clarissa da Silva Moura

ESTUDO DA CODIGESTÃO DE VINHAÇA DE CANA-DE-AÇÚCAR E LODO DE
ESGOTO PARA PRODUÇÃO DE BIOMETANO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à
Escola de Química da Universidade Federal do
Rio de Janeiro, como parte dos requisitos
necessários à obtenção do grau de Engenheira de
Bioprocessos.

Aprovado em 30 de outubro de 2023.

Isabelli Dias Bassin (Orientadora), *DSc.*, DEB/EQ/UFRJ

Ronei de Almeida (Coorientador), *DSc.*, DESMA/FEN/UERJ

Elcio Ribeiro Borges, *DSc.*, DEB/EQ/UFRJ

Maria Clara de Oliveira, *MSc.*, DEB/EQ/UFRJ

Rio de Janeiro
2023

Para Nair e José.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer toda a confiança, amor, compreensão, suporte e incentivo que recebi da minha família para que eu pudesse realizar meu sonho a muitos quilômetros de distância de casa. Nem tudo saiu como planejado, mas vocês persistiram comigo.

Aos meus pais, Vilma e Valdemar, obrigada por acreditarem em mim e confiarem nas minhas escolhas, por mais difíceis que elas sejam. Tenho muito orgulho e gratidão por ter vocês ao meu lado em cada desafio, me apoiando nas minhas melhores e piores fases. Sou eternamente grata por terem me ajudado a realizar mais este sonho! Amo vocês!

Ao meu irmão, Fernando, por ter segurado a barra muitas vezes em que estava longe e por todo o amor incondicional que temos um pelo outro. Minha jornada faz muito mais sentido depois que você chegou e sei que posso contar com você em todas as situações. Obrigada por me fortalecer e estar comigo em todos os momentos!

Aos meus avós (*in memoriam*), que foram minhas maiores perdas durante a graduação. Tenho certeza de que estariam orgulhosos, principalmente por eu ter corrido atrás de fazer o que eu amo, mesmo que eu tenha abdicado de alguns momentos com eles. Afinal, eles me ensinaram a correr atrás do que me faz feliz. Essa é para vocês!

Ao Victor Hugo, meu grande parceiro nesta caminhada. Foi um prazer dividir com você, dentre tantas coisas, horas e horas de estudo, parceria, apoio e amizade. Agradecer também a sua família, que por muitas vezes foi minha família também, me acolhendo no Rio. Ter vocês ao meu lado fez toda diferença. Obrigada por tanto!

A minha amiga de longa data, Daphne, que me acolheu durante minha mudança para o Rio de Janeiro e sempre que precisei de apoio. Você foi uma grande apoiadora desta jornada e em diversos momentos não me deixou desistir e me levantou para continuar. Sua amizade é um grande presente da vida. Obrigada!

Ao prof^o. Ivaldo, que me deu a oportunidade de ser bolsista CNPq por 2 anos, e aos grandes amigos que fiz no LAMIND, com quem aprendi a valorizar e amar a ciência. Com certeza esta foi a porta de entrada para tantas outras oportunidades que vieram depois. Obrigada pela confiança e convivência!

Em seguida, gostaria de agradecer ao LABTARE e ao lab PAM, pela minha segunda iniciação científica, na COPPE, a qual tenho muito orgulho. Esta experiência me mostrou que eu sou capaz de muitas coisas tendo comprometimento e perseverança. Obrigada por tantos ensinamentos!

Ao LTA, por ter me recebido de portas abertas. Pensei muito em qual laboratório eu realizaria meu TCC, e não poderia ter escolhido melhor! Desde o primeiro dia, tive total confiança dos meus pares e, rapidamente consegui me adaptar e realizar meu trabalho com apoio e ajuda de todos sempre que precisei. Vocês são parte disto!

E, claro, à Escola de Química da UFRJ, que me ensinou muito além de conteúdos teóricos: Me ajudou a me encontrar e me descobrir, me transformando como pessoa e profissional. Além das amizades e pessoas incríveis que tive por esses anos. Hoje me sinto muito mais preparada para assumir os desafios que encontrar pelo caminho.

Por último e não menos importante, aos meus orientadores, prof^a. Isabelli e prof^o. Ronei, obrigada pela confiança e suporte na condução do tema. O apoio de vocês com certeza deixou a caminhada final mais leve! Sinto que fechei a graduação com chave de ouro, muito graças a vocês. Sou muito grata pelo que construímos juntos!

Se você não sabe para onde ir, qualquer caminho serve.

- Alice no País das Maravilhas.

RESUMO

MOURA, Clarissa S. **Estudo da codigestão de vinhaça de cana-de-açúcar e lodo de esgoto para produção de biometano**. Rio de Janeiro, 2023. Trabalho de Conclusão de Curso da Graduação em Engenharia de Bioprocessos - Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

Dada a importância de reduzir as emissões de gases de efeito estufa, o etanol de cana-de-açúcar tem grande importância na matriz energética brasileira. Porém, na produção de etanol são gerados alguns subprodutos, como a vinhaça de cana-de-açúcar (VN). Para gerenciar esse composto, a digestão anaeróbia (DA) é uma alternativa promissora, pois possibilita a bioconversão da fração orgânica em produção de biogás, que pode ser utilizado como insumo energético. No entanto, devido ao fato da VN não possuir uma relação carbono/nitrogênio na faixa adequada para a DA, normalmente ela é utilizada com um cosubstrato. Nesse contexto, o lodo de esgoto (LE), subproduto sólido gerado no tratamento de esgotos, tem potencial de ser utilizado como cosubstrato na DA. Portanto, o objetivo do presente trabalho é avaliar a produção de biometano a partir da codigestão anaeróbia (coDA) de VN e LE em diferentes proporções (100:0, 75:25, 50:50, 25:75, 0:100 % v/v), na proporção 1:1 v/v de substrato:inóculo. Os parâmetros demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais e produção específica de biometano por DQO adicionada em cada sistema foram avaliados. A proporção que apresentou maior rendimento foi a 75:25 % v/v VN:LE, com 207,0 mL CH₄/g DQO_{ad}, demonstrando um potencial efeito sinérgico da coDA na produção de biometano, obtendo-se um aumento de 25% no rendimento em relação à mono-DA da VN. Com os resultados obtidos, o presente trabalho pode representar um passo importante no uso de VN e LE para o desenvolvimento de trabalhos futuros em obtenção de energia a partir da geração de biogás.

Palavras-chave: Vinhaça de cana-de-açúcar. Lodo de esgoto. Codigestão anaeróbia.

ABSTRACT

MOURA, Clarissa S. **Study of co-digestion of sugarcane vinasse and sewage sludge for biomethane production.** Rio de Janeiro, 2023. Undergraduate Thesis in Bioprocess Engineering - School of Chemistry, Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

Considering the importance of reducing greenhouse gas emissions, sugarcane ethanol plays a significant role in the Brazilian energy matrix. However, in the production of ethanol, some by-products are generated, such as sugarcane vinasse (SV). To manage this compound, anaerobic digestion (AD) is a promising alternative, as it allows the bioconversion of the organic fraction into biogas production, which can be used as an energy input. However, due to the fact that SV does not have a carbon/nitrogen ratio in the appropriate range for AD, it is typically used with a cosubstrate. In this context, sewage sludge (SS), a solid by-product generated in wastewater treatment, has the potential to be used as a cosubstrate in AD. Therefore, the aim of this study is to evaluate the biomethane production from anaerobic codigestion (coAD) of SV and SS in different proportions (100:0, 75:25, 50:50, 25:75, 0:100 %v/v), in a 1:1 v/v substrate:inoculum ratio. Parameters such as chemical oxygen demand (COD), total solids, and specific biomethane production per added COD in each system were assessed. The proportion that showed the highest yield was 75:25 %v/v SV:SS, with 207.0 mL CH₄/g COD_{added}, demonstrating a potential synergistic effect of coAD on biomethane production, achieving a 25% increase in yield compared to mono-AD of SV. With the obtained results, this study may represent an important step in the use of SV and SS for the development of future work in obtaining energy from biogas generation.

Keywords: Sugarcane vinasse. Sewage sludge. Anaerobic co-digestion.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Oferta interna de energia no Brasil em 2022.	19
Figura 2: Fluxograma simplificado de uma destilaria anexa convencional.....	20
Quadro 1: Principais métodos de gerenciamento da vinhaça de cana-de-açúcar.	22
Figura 3: Fluxograma simplificado do tratamento de esgoto e geração do lodo.....	23
Quadro 2: Principais métodos de gerenciamento do lodo de esgoto.	24
Figura 4: Esquema da digestão anaeróbia.	26
Figura 5: Formação de biometano pela metanogênese acetoclástica.	30
Figura 6: Formação de biometano pela metanogênese hidrogenotrófica.	30
Figura 7: Purificação do biogás conforme uso final.....	36
Figura 8: Diagrama de blocos das etapas experimentais.	38
Figura 9: Pré-tratamento térmico A) Inóculo, B) Lodo de esgoto.....	39
Figura 10: Ajuste de pH da vinhaça de cana-de-açúcar.	39
Figura 11: Coleta da vinhaça de cana-de-açúcar.	40
Figura 12: Frascos com inóculo + (vinhaça:lodo)(% v/v) avaliados no teste de potencial bioquímico de biometano.	42
Figura 13: Esquema do frasco.	42
Figura 14: A) Unidade de incubação de amostras; B) Medidor de fluxo e C) Unidade de absorção de gás.....	43
Figura 15: Gráfico da produção de biometano (em mL) ao longo do teste de PBM. (% VN:LE): A=100:0, B=75:25, C=50:50, D=25:75, E=0:100.....	46
Figura 16: Gráfico da eficiência de remoção de DQO dos testes. (% VN:LE): A=100:0, B=75:25, C=50:50, D=25:75, E=0:100.	48
Figura 17: Gráfico da eficiência de remoção de ST dos testes. (% VN:LE): A=100:0, B=75:25, C=50:50, D=25:75, E=0:100.	49
Figura 18: A) Blocos digestores utilizado na determinação da DQO. B) Espectrofotômetro utilizado na determinação da DQO.....	60
Figura 19: Estufa utilizada nas análises de ST.	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Composição média do biogás.	35
Tabela 2: Composição em volumes dos sistemas experimentais estudados.....	41
Tabela 3: Caracterização dos substratos.	45
Tabela 4: Produção de biometano durante 45 dias.	46
Tabela 5: Características físico-químicas iniciais e finais dos testes de digestão anaeróbia.....	47
Tabela 6: DQO adicionada aos sistemas.	49
Tabela 7: Rendimento de biometano por DQO.	50

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

GEE	Gases de efeito estufa
Proálcool	Programa Nacional do Álcool
RenovaBio	Política Nacional de Biocombustíveis
MME	Ministério de Minas e Energia
EPE	Empresa de Pesquisa Energética
Conab	Companhia Nacional de Abastecimento
pH	Potencial hidrogeniônico
DA	Digestão anaeróbia
coDA	Codigestão anaeróbia
tep	Tonelada equivalente de petróleo
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
VN	Vinhaça de cana-de-açúcar
LE	Lodo de esgoto
PBM	Potencial bioquímico de metano
v	Volume
L	Litros
g	Gramas
DQO	Demanda química de oxigênio
ST	Sólidos Totais
AGV	Ácidos graxos voláteis
CoA	Coenzima A
CoM	Coenzima M
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
ANP	Agência Nacional de Petróleo
M	Molar
K	Kelvin
atm	Atmosferas

LISTA DE SÍMBOLOS

Dióxido de Carbono (CO_2)

Metano (CH_4)

Óxido Nitroso (N_2O)

Carbono (C)

Nitrogênio (N)

Potássio (K^+)

Cálcio (Ca^{2+})

Magnésio (Mg^{2+})

Oxigênio (O)

Hidrogênio (H)

Fósforo (P)

Enxofre (S)

Graus Celsius ($^{\circ}\text{C}$)

Bicarbonato (HCO_3)

Quilojoule por metro cúbico (kJ/m^3)

Sulfeto de hidrogênio (H_2S)

Amônia (NH_3)

Nitrogênio (N_2)

Monóxido de Carbono (CO)

Ácido sulfúrico (H_2SO_4)

Bicarbonato de Sódio (NaHCO_3)

Hidróxido de sódio (NaOH)

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO	16
1.2 OBJETIVOS	18
1.2.1 Objetivo geral.....	18
1.2.2 Objetivos específicos.....	18
1.3 ESTRUTURA DO DOCUMENTO	18
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
2.1 VINHAÇA DE CANA-DE-AÇÚCAR	19
2.1.1 Geração da vinhaça de cana-de-açúcar	20
2.1.2 Gerenciamento da vinhaça de cana-de-açúcar	22
2.2 LODO DE ESGOTO	22
2.2.1 Geração do lodo de esgoto	23
2.2.2 Gerenciamento do lodo de esgoto.....	24
2.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	25
2.3.1 Hidrólise	25
2.3.2 Acidogênese	26
2.3.3 Acetogênese	27
2.3.4 Metanogênese	28
2.3.5 Fatores de influência da DA	31
2.3.5.1 Temperatura.....	31
2.3.5.2 pH	31
2.3.5.3 Relação C/N.....	32
2.3.5.4 DQO	32
2.3.5.5 Nutrientes	32
2.3.5.6 Tempo de retenção.....	33
2.3.5.7 Biorreatores	33
2.4 CODIGESTÃO ANAERÓBIA	33
2.5 BIOGÁS	34
2.5.1 Aplicações	35
3 METODOLOGIA.....	38
3.1 INÓCULO E SUBSTRATOS	38
3.1.1 Inóculo	39

3.1.2 Vinhaça de cana-de-açúcar.....	40
3.1.3 Lodo de esgoto.....	40
3.2 TESTE DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO.....	40
3.2.1 Preparo do inóculo e substratos	41
3.2.2 <i>Gas Endeavor</i>.....	43
3.2.3 Variação de DQO e ST.....	44
3.2.4 Rendimento de produção de biometano	44
4 RESULTADOS	45
4.1 INÓCULO E SUBSTRATOS	45
4.2 TESTE DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO.....	46
4.2.1 Produção de biometano.....	46
4.2.2 Desempenho da digestão anaeróbia	47
4.2.3 Rendimento de biometano	49
5 CONCLUSÕES.....	51
REFERÊNCIAS	52
APÊNDICE A – ANÁLISES DE DQO E ST	60

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO

Apesar das discussões sobre as causas das mudanças climáticas, séries de dados e estatísticas mostram correlação entre as emissões de gases de efeito estufa (GEE) e o aumento da temperatura média global. Os GEE, como o dióxido de carbono (CO₂), o metano (CH₄) e o óxido nitroso (N₂O) são gases liberados em diversas atividades que têm a capacidade de reter calor. Como o setor energético é responsável pela maior parte de emissões dos GEE, os países têm buscado matrizes energéticas renováveis, pois apresentam menores emissões de GEE (Montoya *et al.*, 2021).

A matriz energética de um país é formada pelas fontes utilizadas para atender a demanda de energia e varia de acordo com os recursos disponíveis. No caso do Brasil, um país onde os biocombustíveis têm importância cada vez maior, o Programa Nacional do Álcool (Proálcool) e a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio) são iniciativas estratégicas que desempenharam um papel importante na transformação da matriz energética brasileira (Pucci, 2020).

Quanto à matriz energética atual do Brasil, o relatório do Ministério de Minas e Energia (MME), referente ao ano de 2022, mostra que a participação das energias renováveis na oferta interna de energia voltou a crescer, representando 47,4% do total, enquanto que no mundo esse número ficou em 14,1%, em 2020. Dentre as energias renováveis, a biomassa da cana-de-açúcar tem a maior parcela de participação, com 15,4% do total da matriz energética, seguida da energia hidráulica (EPE, 2023).

Segundo a Conab (Companhia Nacional de Abastecimento), na safra 2022/2023, foram processadas 610,1 milhões de toneladas de cana-de-açúcar, produzindo 26,5 bilhões de litros de etanol e 36,8 milhões de toneladas de açúcar. O Brasil é o segundo maior produtor de etanol do mundo, depois dos EUA, sendo o primeiro em etanol de cana-de-açúcar. Além disso, o estado de São Paulo é responsável por mais de 50% da produção (CONAB, 2023).

Contudo, com a grande produção de etanol também há a geração de subprodutos nas usinas de cana-de-açúcar, como bagaço, palha, folhas e gramíneas, melaço e vinhaça de cana-de-açúcar (VN) (Barros; Duda; Oliveira, 2016).

Do ponto de vista ambiental, a VN é considerada altamente poluente porque pode impactar as diferentes matrizes ambientais (solo, água e ar) quando descartada de forma inadequada. Além de que, seu acúmulo no solo pode alimentar microrganismos que liberam

metano para a atmosfera (Fuess *et al.*, 2021; Prazeres *et al.*, 2019). Alguns tratamentos e disposições da VN incluem oxidação, termólise, coagulação/floculação, fertirrigação, concentração, incineração e digestão anaeróbia (Ibrahim *et al.*, 2022).

A digestão anaeróbia (DA) é um processo biológico de degradação da matéria orgânica que tem como produto o biogás, um gás combustível renovável. Uma das principais vantagens do biogás é sua contribuição para a redução das emissões de GEE, uma vez que os gases são capturados e aproveitados ao invés de serem liberados diretamente na atmosfera. No Brasil, foram ofertadas 400 mil toneladas equivalente de petróleo (tep) de biogás em 2022 e estima-se que o consumo possa alcançar 200 milhões de tep em 2040 (EPE, 2023).

Substratos agrícolas, dejetos animais, sólidos urbanos, lodo de esgoto, efluentes industriais, entre outros também podem ser tratados utilizando a DA. Além disso, os substratos podem ser utilizados juntos, o que é denominado como codigestão anaeróbia (coDA). A coDA é interessante no caso da VN por este substrato apresentar uma relação carbono/nitrogênio (C/N) abaixo da ideal para a DA (Hagos *et al.*, 2017).

Como mencionado, um substrato que pode ser aproveitado na DA é o lodo de esgoto (LE), e também é um dos substratos mais utilizados como cosubstrato (Mata-Alvarez *et al.*, 2014). Segundo dados do SNIS (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento), estima-se que a geração anual dos serviços de saneamento básico no Brasil seja de 81 milhões de toneladas, sendo 78 milhões de toneladas de lodos gerados em estações de tratamento de água e 3 milhões de toneladas de sólidos grosseiros e lodos de estações de tratamento de esgoto (SNIS, 2023).

As práticas de tratamento e disposição do LE são importantes para a proteção ambiental devido ao conteúdo de materiais poluentes, metais tóxicos e microrganismos patogênicos que podem causar problemas de saúde e precisam ser removidos. Por requererem grandes quantidades de energia, os processos de tratamento dos lodos são responsáveis por 40% do total de emissões de GEE das estações de tratamento (Gherghel; Teodosiu; De Gisi, 2019).

Em suma, a vinhaça de cana-de-açúcar e o lodo de esgoto apresentam características complementares que podem ser aproveitadas por meio da coDA para produzir biogás (Hagos *et al.*, 2017). Este trabalho, portanto, tem como objetivo estudar o potencial de produção de biometano por meio da coDA destes substratos utilizando o teste de potencial bioquímico de metano (PBM).

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

O presente estudo tem como objetivo avaliar o potencial de produção de biometano a partir da coDA de vinhaça de cana-de-açúcar e lodo de esgoto, em diferentes proporções dos substratos (%v/v). Para isso, foram estudados os sistemas %v/v VN:LE 100:0, 75:25, 50:50, 25:75 e 0:100.

1.2.2 Objetivos específicos

- Determinar a composição físico-química da VN e do LE.
- Avaliar a produção de biometano a partir da coDA nas proporções 100:0, 75:25, 50:50, 25:75 e 0:100 %v/v VN:LE.
- Analisar a variação da demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos totais (ST) nos sistemas avaliados.
- Determinar a produção específica (mL CH₄/g DQO adicionada).

1.3 ESTRUTURA DO DOCUMENTO

O presente documento está estruturado em 5 capítulos, incluindo esta introdução.

A revisão bibliográfica destacando aspectos relacionados ao gerenciamento da vinhaça de cana-de-açúcar e do lodo de esgoto, impactos no meio ambiente e métodos convencionais de tratamento é apresentada no capítulo 2. Ademais, o processo de DA e sua aplicação para o tratamento da vinhaça e do lodo é explorado. Por fim, são apresentadas as vantagens da coDA destes substratos e as características do biogás.

No capítulo 3 – Metodologia, são descritos a coleta dos substratos, as proporções usadas em cada ensaio e os métodos analíticos utilizados. Além disso, é apresentado o equipamento utilizado para o teste PBM. A metodologia para estimativa do rendimento de biometano é descrita.

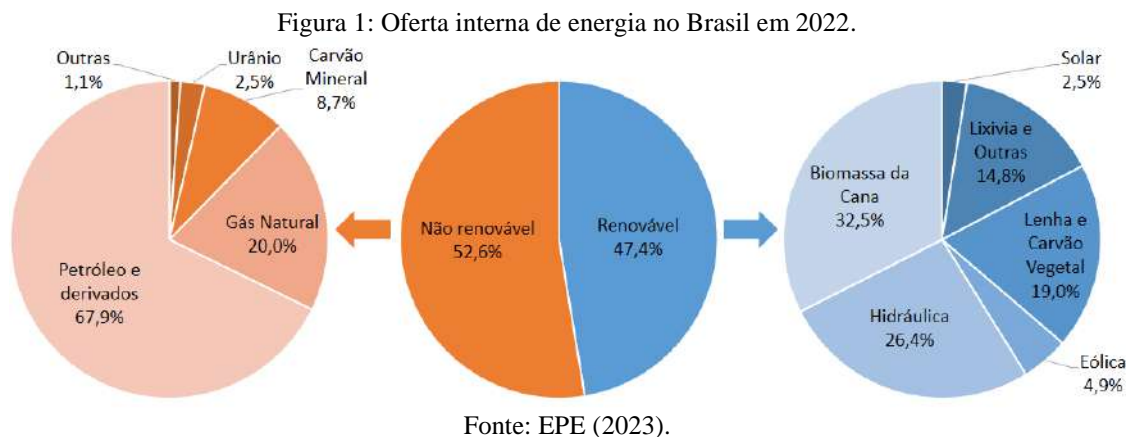
No capítulo 4 são apresentadas as caracterizações dos substratos, os resultados das análises físico-químicas e por fim, são discutidos os resultados de produção de biometano em cada ensaio, assim como os rendimentos apresentados. No capítulo 5, por fim, são apresentadas as conclusões do estudo.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 VINHAÇA DE CANA-DE-AÇÚCAR

A cana-de-açúcar, no Brasil, é uma matéria-prima com notória participação no setor energético, e esse fato, historicamente, está ligado ao incentivo governamental ao setor sucroenergético e de biocombustíveis, com ações como por exemplo o Proálcool e o RenovaBio. O Proálcool foi um programa de estímulo às atividades sucroenergéticas, lançado na década de 1970, com a necessidade de reduzir a dependência de combustíveis fósseis. Com foco na produção de etanol a partir da cana-de-açúcar, o programa não apenas impulsionou a produção de biocombustíveis, mas também teve impactos socioeconômicos positivos, incluindo a geração de empregos no setor agrícola e o incentivo a pesquisas no setor (Pucci, 2020).

Além disso, o RenovaBio, iniciativa mais recentemente implementada pelo MME, representa um marco na busca pela transição para uma matriz energética mais sustentável (Brasil, 2017). Essa política está alinhada com o compromisso de redução das emissões de GEE assumido no Acordo de Paris, ampliação da oferta e demanda por biocombustíveis na matriz energética, além de oferecer maior segurança para o mercado (Pucci, 2020). A Figura 1 mostra a composição da matriz energética do Brasil em 2022.

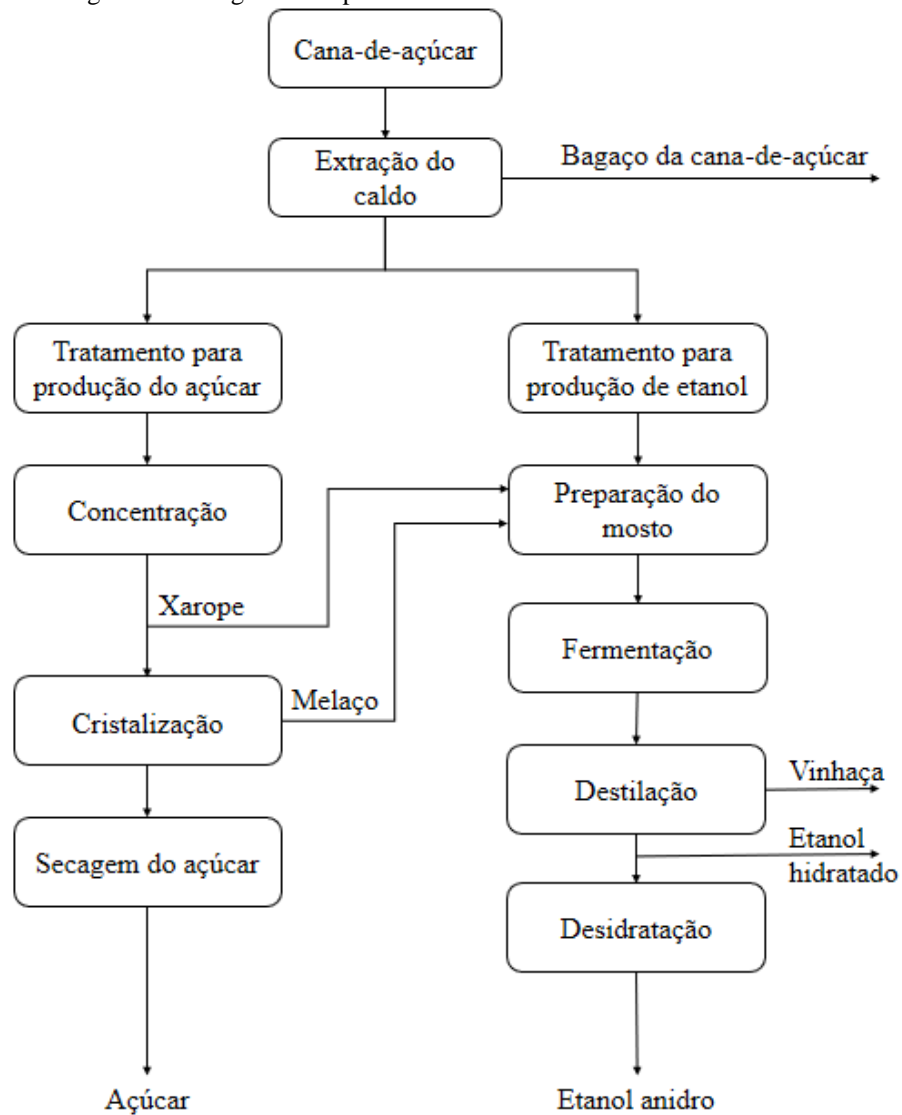


Nota-se que a biomassa de cana-de-açúcar tem a maior participação dentre as energias renováveis, e, com isso, uma significativa geração da vinhaça de cana-de-açúcar como subproduto. As características da VN dependem principalmente das matérias-primas utilizadas e das condições de operação da planta de produção de etanol, como por exemplo do melaço, do tipo de fermentação, da destilação utilizados e da variedade e maturidade da cana-de-açúcar (Barros; Duda; Oliveira, 2016; Parsaee; Kiani Deh Kiani; Karimi, 2019).

2.1.1 Geração da vinhaça de cana-de-açúcar

A vinhaça de cana-de-açúcar possui pH na faixa de 3,7 a 5 (Pazuch *et al.*, 2017) e é gerada durante a produção de etanol, mais especificamente durante a destilação, como descrito a seguir. As usinas podem processar a cana-de-açúcar para produção de apenas um produto, açúcar ou etanol, mas podem também ser destilarias anexas, onde o açúcar total recuperado é usado para a produção conjunta de açúcar e etanol (Palacios-Bereche *et al.*, 2022). A Figura 2 mostra um fluxograma simplificado do processo de produção de álcool e açúcar em uma destilaria anexa convencional, padrão da destilaria onde a vinhaça deste estudo foi coletada.

Figura 2: Fluxograma simplificado de uma destilaria anexa convencional.



Fonte: Adaptado de Palacios-Bereche *et al.* (2022).

A matéria-prima do processo é a cana-de-açúcar, e a sacarose é armazenada principalmente nos colmos da planta. A primeira operação utiliza facas rotativas a fim de quebrar as células para facilitar o processo de extração de açúcar. Na extração, o caldo é separado do bagaço, sendo este o primeiro subproduto. O caldo destinado à produção de açúcar inicia seu tratamento com a etapa de sulfitação, onde o pH é reduzido para a faixa de 3,8 a 4,3. Após a sulfitação, o tratamento inclui aquecimento, calagem, decantação e a filtração, que são utilizados tanto para a produção de açúcar quanto para a produção de etanol (Ensinas, 2008).

O caldo tratado destinado à produção de açúcar é geralmente concentrado a 65°Brix, produzindo o xarope, que é desidratado e cristalizado e em seguida, os cristais são separados por centrifugação e secos, gerando como subproduto o melaço. O xarope, o caldo e o melaço podem compor o mosto para produção de etanol, que precisa de uma concentração na faixa de 19-20°Brix ou o caldo pode ser concentrado para o mosto (Dias, 2008).

Na preparação do mosto, também é necessária uma etapa de resfriamento a 32°C, temperatura ideal para a fermentação, onde os açúcares são convertidos, principalmente, em etanol e CO₂ através do processo biológico realizado por leveduras (geralmente *Saccharomyces cerevisiae*) em uma reação exotérmica. A fermentação alcoólica pode ser realizada em batelada alimentada com reciclo celular por meio da centrifugação ou em processo contínuo; sendo a primeira a mais adotada pela indústria brasileira (Palacios-Bereche *et al.*, 2022).

Tipicamente, o rendimento estequiométrico de etanol na fermentação está na faixa de 88-91% (Rein, 2007). Após a fermentação, o vinho, contendo aproximadamente 6% de etanol (base massa), é centrifugado para recuperar a levedura, e então levado ao sistema de destilação para retirada da água. Na destilação, o etanol é retirado da fase líquida, obtendo-se os produtos de fundo vinhaça e fleuma. A taxa de produção de vinhaça depende do teor de etanol no vinho, variando de 10 a 15 L de vinhaça por litro de etanol produzido (Freire; Cortês, 2000).

Além do processo descrito acima, o etanol também pode ser produzido a partir do bagaço de cana-de-açúcar, o chamado etanol de segunda geração, que utiliza o bagaço da cana-de-açúcar, subproduto da produção de açúcar e de etanol. Este processo introduz a etapa de hidrólise no sistema de produção de etanol de primeira geração, aumentando assim a produção, porém gerando mais vinhaça com a mesma área cultivada de cana-de-açúcar (Silverio, 2017).

2.1.2 Gerenciamento da vinhaça de cana-de-açúcar

No manejo da vinhaça de cana-de-açúcar, a fertirrigação é a forma mais usada no Brasil por apresentar menor investimento necessário e ter benefício a curto prazo nas lavouras com ganhos de fertilização (Fuess *et al.*, 2021).

Porém, o processamento anaeróbio da vinhaça de cana-de-açúcar para a produção de metano tem sido apontada como a principal abordagem alternativa à fertirrigação (Moraes *et al.*, 2014), porque inúmeras vantagens podem ser implementadas simultaneamente. O Quadro 1 apresenta os principais métodos para gerenciamento da vinhaça de cana-de-açúcar.

Quadro 1: Principais métodos de gerenciamento da vinhaça de cana-de-açúcar.

Método	Principais características	Vantagens	Desvantagens	Referência
Fertirrigação	Aplicação da vinhaça no solo.	Reciclo de nutrientes (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) e água.	Alto custo de transporte e implicações ambientais.	(Fuess <i>et al.</i> , 2021)
Concentração	Diminuição do volume.	Redução dos custos de transporte.	Consumo térmico adicional na indústria.	(Cortes-Rodríguez <i>et al.</i> , 2018)
Incineração	Diminuição do volume e do potencial poluidor.	Recuperação do K, utilizado como fertilizante.	Necessário concentração prévia e combustível.	(Palacios-Bereche <i>et al.</i> , 2022).
Digestão anaeróbia	Processo biológico com obtenção de um gás combustível (biogás).	Estabilização da matéria orgânica, aumento do pH.	Não reduz o volume da vinhaça e apresenta baixa relação C/N.	(Parsaee; Kiani Deh Kiani; Karimi, 2019)

Fonte: Elaboração própria.

2.2 LODO DE ESGOTO

O lodo de esgoto é um subproduto sólido do tratamento de águas residuárias domésticas e industriais (Grosser, 2017). Por conta disto, as propriedades do lodo são altamente variáveis de acordo com a sua origem. Atualmente, o volume de lodo produzido tem aumentado,

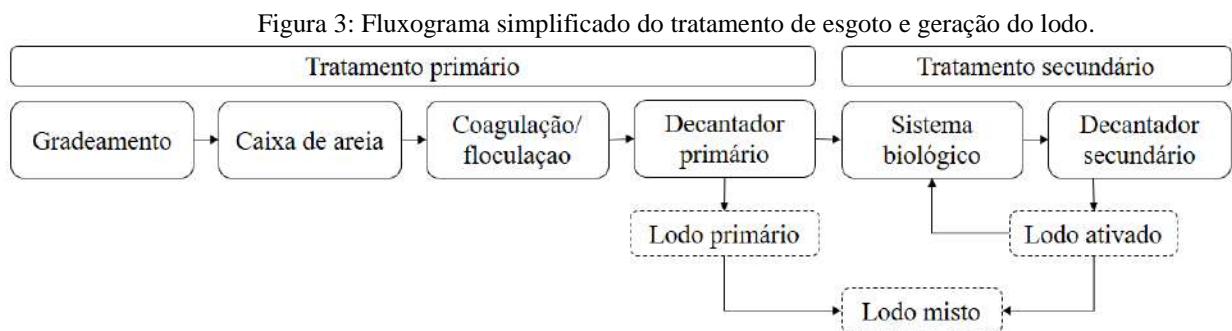
especialmente em áreas urbanas juntamente com o crescimento populacional. Portanto, devido à grande quantidade produzida e seu potencial poluidor, tem se tornado um problema ambiental (Zhao *et al.*, 2023).

Normalmente, o lodo primário gerado contém de 2% a 9% de sólidos (Gherghel; Teodosiu; De Gisi, 2019). O lodo secundário ou lodo ativado, apresenta total de sólidos entre 0,8 e 3,3%, C (50-55%), O (25-30%), N (10-15%), H (6-10%), P (1-3%) e S (0,5-1,5%), dependendo do tipo de tratamento biológico empregado (Elalami *et al.*, 2019; Gherghel; Teodosiu; De Gisi, 2019).

Assim, enquanto o lodo primário contém polissacarídeos e gorduras mais facilmente degradáveis, o lodo secundário é composto principalmente por microrganismos e matéria orgânica e mineral não degradada (Gavala *et al.*, 2003; Le; Julcour-Lebigue; Delmas, 2015).

2.2.1 Geração do lodo de esgoto

O tratamento do esgoto é dividido, tipicamente, em primário e secundário; sendo que, caso necessário, pode ser aplicado o terciário. Após as operações convencionais de remoção de sólidos, o tratamento primário é finalizado com a sedimentação no decantador primário, produzindo o lodo primário (Elalami *et al.*, 2019). As águas residuais, então, seguem para o tratamento biológico, onde bactérias heterotróficas decompõem o conteúdo orgânico biodegradável, com oxigênio como aceptor final de elétrons. A Figura 3 mostra um fluxograma simplificado de um processo de tratamento de águas residuárias, com geração de lodo.



Fonte: Adaptado de Elalami *et al.* (2019).

No tratamento secundário, é produzido o lodo secundário ou ativado, que é formado pela biomassa microbiana, sob a forma de flocos, que se forma quando esgotos e outros efluentes biodegradáveis são submetidos a aeração. Como ambos os lodos possuem uma grande carga orgânica, nitrogenada e fosforada, tratamentos são necessários antes da disposição final (Ferreira; Cammarota; Júnior, 2017).

2.2.2 Gerenciamento do lodo de esgoto

Os tratamentos aplicados dependem da destinação final e dentre eles estão o adensamento, desaguamento, estabilização e higienização. O adensamento visa reduzir o volume de lodo enquanto que o desaguamento visa reduzir o teor de água. A estabilização e a higienização reduzem a patogenicidade do lodo, sendo que o último busca atingir a disposição do lodo no solo (Ferreira; Cammarota; Júnior, 2017), pois as propriedades químicas do lodo, como o valor do pH, as concentrações de nutrientes e metais pesados, bem como a presença de patógenos, devem ser tratados antes da aplicação no solo (Kijo-Kleczkowska *et al.*, 2016).

No Quadro 2 são apresentados os principais métodos para gerenciamento de lodos de estações de tratamento de esgoto.

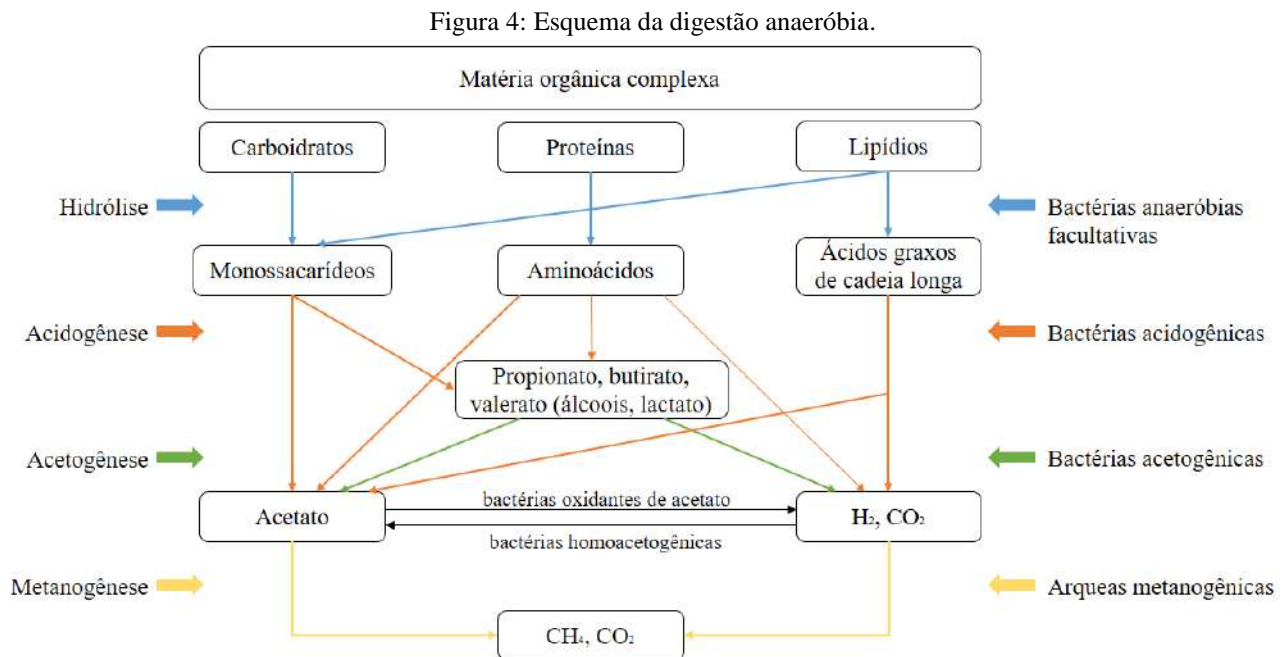
Quadro 2: Principais métodos de gerenciamento do lodo de esgoto.

Método	Principais características	Vantagens	Desvantagens	Referência
Uso na agricultura	Aplicação do lodo na agricultura.	Recuperação de nutrientes.	Necessário estabilização e higienização	(Fijalkowski <i>et al.</i> , 2017).
Incineração	Secagem térmica.	Redução do volume de lodo.	Custo do tratamento.	(Tsybina; Wuensch, 2018)
Aterro sanitário	Disposição sem tratamento.	Método econômico.	Produção de chorume e emissões de GEE.	(Kacprzak <i>et al.</i> , 2017).
Digestão anaeróbia	Processo biológico com obtenção do biogás	Remoção de patógenos e é muito utilizado como cosubstrato.	Necessidade de pré-tratamentos.	(Khanh Nguyen <i>et al.</i> , 2021; Zhao <i>et al.</i> , 2023)

Fonte: Elaboração própria.

2.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA

A DA é um processo bioquímico de reações sequenciais na presença de diferentes microrganismos, que agem em sintrofia para transformar a matéria orgânica em CH_4 e CO_2 . Este processo é dividido em quatro etapas que ocorrem em condições anaeróbias, ou seja, na ausência de oxigênio, sendo elas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, apresentadas na Figura 4 e descritas a seguir (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).



Fonte: Adaptado de Merlin Christy *et al.* (2014).

2.3.1 Hidrólise

Em muitos casos, os substratos aplicados na DA contêm compostos não digeríveis pelos microrganismos. Portanto, na hidrólise, os compostos de alto peso molecular presentes nos substratos são degradados em moléculas menores (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022). Neste processo, as bactérias hidrolíticas secretam enzimas extracelulares que podem converter carboidratos em açúcares, lipídios em ácidos graxos de cadeia longa e proteínas em aminoácidos (Meegoda *et al.*, 2018).

Após a clivagem enzimática, os produtos são capazes de se difundir através das membranas celulares dos microrganismos. No entanto, certos substratos, como lignina, celulose e hemicelulose, podem ser difíceis de degradar devido às suas estruturas complexas. Uma variedade de opções de pré-tratamento está sendo pesquisada e utilizada para otimizar a hidrólise, especialmente para substratos lignocelulósicos (Meegoda *et al.*, 2018).

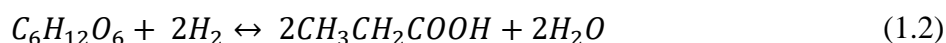
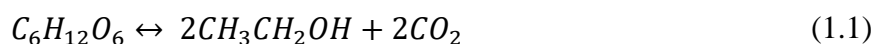
De um modo geral, a hidrólise tem uma temperatura ótima entre 30-50°C e um pH ótimo de 5-7 (Meegoda *et al.*, 2018) e é realizada por diferentes microrganismos como incluindo *Clostridia*, *Micrococci*, *Bacteroides*, *Butyrivibrio*, *Fusobacterium*, *Selenomonas*, *Streptococcus*, que secretam diferentes enzimas hidrolisantes, como celulase, celobiase xilanase, amilase, protease, lipase (Cirne *et al.*, 2007).

Já a hidrólise da celulose se dá pelo complexo enzimático celulase produz glicose e a degradação da hemicelulose resulta em monossacarídeos como xilose, glicose, galactose, arabinose e manose. A DA de material lignocelulósico e a acessibilidade dos microrganismos hidrolíticos à matéria sólida, constituem a etapa limitante da velocidade (Merlin Christy; Gopinath; Divya, 2014).

2.3.2 Acidogênese

A partir dos produtos da hidrólise, durante a acidificação de açúcares, ácidos graxos de cadeia longa e aminoácidos, os microrganismos acidogênicos são capazes de produzir os ácidos graxos voláteis (AGVs), classe de ácidos orgânicos, como acetato, propionato e butirato, (Meegoda *et al.*, 2018) e outros ácidos graxos de cadeia curta, álcoois, H₂ e CO₂ (Demirel; Yenigün, 2002).

Acidogênese é geralmente a reação mais rápida da DA, com bactérias acidogênicas tendo um tempo de regeneração inferior a 36 horas, sendo ainda que os microrganismos hidrolíticos e acidogênicos crescem cerca de dez vezes mais rápido que os metanogênicos. (Meegoda *et al.*, 2018). Os microrganismos envolvidos são *Streptococcus*, *Lactobacillus*, *Bacillus*, *Escherichia coli*, *Salmonella* (Merlin Christy; Gopinath; Divya, 2014). As Equações 1.1, 1.2 e 1.3 representam três reações típicas da acidogênese.



Na Eq. (1.1), a glicose é convertida em etanol. Eq. (1.2) mostra que a transformação da glicose em propionato e na Eq. (1.3) a glicose é convertida em acetato.

A transição de matéria orgânica para ácidos orgânicos faz com que o pH do sistema diminua; esta condição é benéfica para bactérias acidogênicas que preferem um ambiente ligeiramente ácido, com pH de 4,5 a 5,5 (Elefsiniotis; Oldham, 1994).

Os aminoácidos também podem servir como energia e fontes de carbono para bactérias fermentativas estritas ou facultativas. AGVs de cadeia curta são gerados via desaminação redutiva de aminoácidos alifáticos ou de uma reação de oxido-redução entre pares de aminoácidos, conhecida como reação de *Stickland* (Merlin Christy; Gopinath; Divya, 2014).

A concentração e proporção de espécies dos AGVs produzido é importante no desempenho do sistema, pois, por exemplo, os ácidos acético e butírico são os precursores preferidos para a formação de metano (Merlin Christy; Gopinath; Divya, 2014).

O processo de produção de AGV a partir de aminoácidos descrita acima pode acontecer em substratos ricos em proteínas, como águas residuais de esgoto. Porém, um produto importante da quebra de aminoácidos é a produção de amônia a partir da desaminação, que, em concentrações suficientemente altas, também é conhecida como um inibidor da DA (Nielsen; Angelidaki, 2008).

2.3.3 Acetogênese

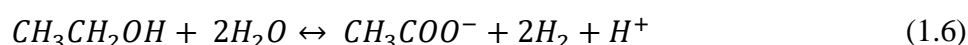
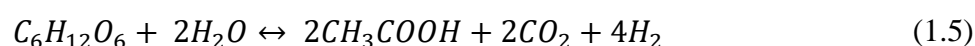
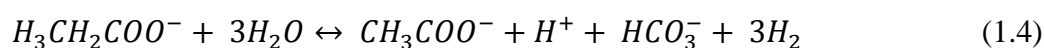
Na acetogênese, as reações de degradação são conduzidas pelo grupo de bactérias acetogênicas. Os ácidos de cadeia longa são transformados em ácidos de apenas um átomo de carbono (ácido fórmico) ou dois átomos de carbono (ácido acético), com produção de H₂ e CO₂ (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

As bactérias homoacetogênicas deslocam o equilíbrio da reação com o consumo de H₂ e CO₂ para se produzir acetato. Para a formação dos ácidos de cadeia curta, as arqueas metanogênicas precisam consumir o H₂ para que a reação seja termodinamicamente favorável (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

Ao mesmo tempo, os lipídios passam por uma via separada de acetogênese via acidogênese e β -oxidação, onde a acidogênese produz acetato a partir do glicerol e a β -oxidação produz acetato a partir dos AGVs (Meegoda *et al.*, 2018). Na acetogênese, gêneros diferentes, incluindo *Acetobacterium*, *Syntrophomonas*, *Clostridium*, *Sporomusa*, *Syntrophospora*, *Thermosyntropha* e *Eubacterium* estão envolvidos (Nzila, 2017).

Bactérias acetogênicas são anaeróbias estritas, têm pH ótimo em torno de 6 e utilizam enzimas extremamente sensíveis ao O₂ e são de crescimento lento, sensíveis a flutuações nas cargas orgânicas e mudanças ambientais (Merlin Christy; Gopinath; Divya, 2014).

Se o sistema for aquecido para melhorar a hidrólise e acidogênese, os ácidos voláteis produzidos podem inibir bactérias acetogênicas (*Microbispora*, *Lactobacillus*, *Streptococcus*, *Bacillus* e *Escherichia*) (Merlin Christy; Gopinath; Divya, 2014). As equações abaixo mostram algumas conversões na acetogênese (Equações 1.4, 1.5 e 1.6).



A Equação 1.4 representa a conversão de propionato em acetato, apenas alcançável em baixa pressão de hidrogênio. A Equação 1.5, a glicose é convertida em ácido acético. E a Equação 1.6 mostra a transformação do etanol em acetato. Os microrganismos metanogênicos não podem converter etanol diretamente em CH_4 e CO_2 , primeiro o etanol tem que ser convertido em ácido acético (Merlin Christy; Gopinath; Divya, 2014).

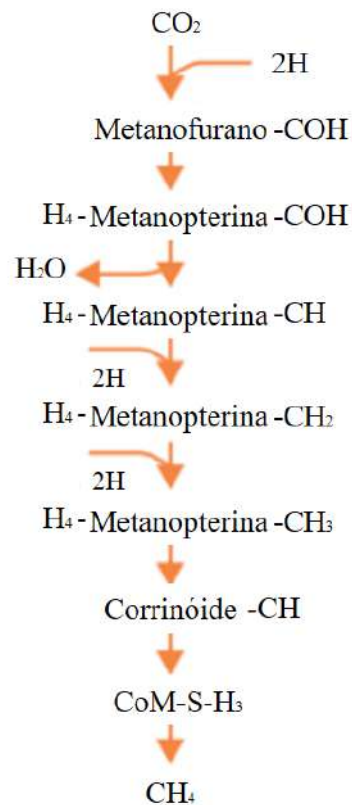
2.3.4 Metanogênese

Na metanogênese, etapa final e estritamente anaeróbia, por meio de reações exotérmicas o carbono presente na biomassa é convertido à CO_2 e CH_4 pelas arqueas metanogênicas. As arqueas são divididas em arqueas metanogênicas acetoclásticas, que convertem acetato à CH_4 (Equação 1.7) e em arqueas metanogênicas hidrogênotróficas, que convertem CO_2 e H_2 à CH_4 (Equação 1.8) (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).



Os microrganismos metanogênicos tendem a exigir um pH mais alto do que os estágios anteriores da DA, além de um menor potencial redox. Ao mesmo tempo, os metanogênicos parecem ter um tempo de regeneração significativamente mais lento, de 5 a 16 dias. No entanto,

Figura 6: Formação de biometano pela metanogênese hidrogenotrófica.



Fonte: Adaptado de Kunz *et al.* (2022).

As metanogênicas hidrogenotróficas (*Methannospirillum hungatei*, *Methano cultes receptaculi*) crescem mais rapidamente do que as metanogênicas acetoclásticas (*Methanosarcina thermophila*). O tempo máximo de duplicação para metanogênicas hidrogenotróficas foi estimado em seis horas em comparação com metanogênicas acetoclásticas de crescimento lento que leva 2,6 dias (Merlin Christy; Gopinath; Divya, 2014).

Embora alguns estudos mostrem que 70% da produção de CH₄ é feita pelas arqueas metanogênicas acetoclásticas e 30% pelas arqueas hidrogenotróficas, trabalhos relatam que existe um dinamismo nessa relação. As acetoclásticas são mais sensíveis às mudanças de pH e elevadas concentrações de amônia e isto pode implicar na predominância das hidrogenotróficas (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022). Metanogênicas acetoclásticas preferem ligeiramente ambiente alcalino, se o pH cair abaixo de seis, podem não sobreviver (Merlin Christy; Gopinath; Divya, 2014).

2.3.5 Fatores de influência da DA

Vários fatores afetam o crescimento microbiano que, por sua vez, afeta a DA e, portanto, a produção de biogás. Como as bactérias hidrolíticas, acidogênicas, acetogênicas e as arqueas metanogênicas diferem amplamente em suas necessidades biológicas, como pH ótimo e requisitos de nutrientes, o sucesso do processo depende crucialmente do grau de crescimento, portanto do metabolismo, de todos os microrganismos envolvidos (Goswami *et al.*, 2016). Alguns dos fatores de influência são discutidos abaixo:

2.3.5.1 Temperatura

O processo de digestão pode ser conduzido a diferentes temperaturas, ou seja, a mesófila (25-40° C), a termofílica (45-60°C) e a psicofílica (abaixo de 20°C) (Kothari *et al.*, 2014). Temperaturas mais baixas reduzem a produção de CH₄ e o crescimento bacteriano (Khalid *et al.*, 2011). Por isso, em geral, as temperaturas mesofílicas são as mais utilizadas, oferecendo maior estabilidade e exigindo menos custo que as condições termofílicas (Pramanik *et al.*, 2019).

As comunidades microbianas ativas nas temperaturas mesofílica e termofílica são bastante diferentes. Uma mudança de temperatura mesófila para termofílica (ou vice-versa) pode resultar em uma diminuição acentuada na produção de biogás até que os microrganismos se adaptem à nova faixa de temperatura (Goswami *et al.*, 2016).

2.3.5.2 pH

O pH desempenha um papel importante na biodegradação anaeróbia, influenciando a atividade das enzimas hidrolíticas (Goswami *et al.*, 2016). Cada uma das fases envolvidas no processo de DA tem um pH ideal, visto que grupos distintos de microrganismos atuam em cada etapa: hidrólise, pH em torno de 6,0, acidogênese em 5,5, acetogênese, entre 6,0 e 7,0 e metanogênese 6,5 a 7,5 (Leung; Wang, 2016).

Alguns fatores principais que contribuem para a flutuação do pH são a alcalinidade, os AGVs, quantidade de produção de CO₂ e concentração de bicarbonato (HCO₃) durante o processo de DA (Krishna; Kalamdhad, 2014). Por isso, a utilização de condições tamponantes é importante para se evitar variações bruscas que possam afetar o crescimento dos microrganismos envolvidos no processo (Pramanik *et al.*, 2019).

2.3.5.3 Relação C/N

A composição do material é muito importante para o crescimento de microrganismos no processo de produção de biogás e também para a estabilidade do processo. A proporção de carbono para nitrogênio (relação C/N) é um dos principais parâmetros e afeta criticamente todo o processo (Janke *et al.*, 2016).

A baixa disponibilidade de nitrogênio pode reduzir a taxa de crescimento ao passo que o excesso pode causar inibição. Em geral, a razão C/N usada comumente para a DA é de 20-30:1 (Yadvika *et al.*, 2004), no entanto, as relações C/N das matérias-primas são muitas vezes muito mais baixas ou mais altas do que isso, sendo a coDA de substratos de diferentes origens uma estratégia usada para manter o controle desse parâmetro (Goswami *et al.*, 2016; Khalid *et al.*, 2011).

2.3.5.4 DQO

A DQO é um indicador de matéria orgânica e descreve a quantidade de oxigênio necessária para oxidar completamente os substratos sob condições aeróbias. É determinada experimentalmente medindo a quantidade de um agente químico oxidante necessário para oxidar completamente uma amostra dos substratos (APHA, 2017). Na DA, a DQO é removida pela conversão de compostos orgânicos em CH₄, uma quantidade significativa de CO₂, H₂ e quantidades traço de outros gases como H₂S. Assim, o potencial de produção de CH₄ a partir de um substrato está relacionado com a concentração de DQO e com a eficiência do sistema (Goswami *et al.*, 2016).

2.3.5.5 Nutrientes

A exigência de nutrientes é uma grande preocupação para a operação estável dos processos de fermentação (Mathew *et al.*, 2015). O crescimento dos microrganismos é dependente de muitos íons, como cátions de sódio, níquel, cobalto, ferro, zinco, magnésio, cálcio e potássio e molibdato ou tungstato e ânions de fosfato. Exceto o sódio, que é necessário para o acoplamento da metanogênese com a fosforilação da adenosina difosfato, todos os outros íons são necessários para a síntese de enzimas, grupos prostéticos e coenzimas (Goswami *et al.*, 2016).

2.3.5.6 Tempo de retenção

O tempo de retenção é o período necessário para a degradação completa ou o tempo médio que em que a matéria orgânica reside no digestor (Mao *et al.*, 2015). Existem dois tipos de tempo de retenção: o tempo de retenção de sólidos, que se refere ao tempo que as bactérias permanecem no biodigestor e o tempo de retenção hidráulica, que se refere ao período de permanência da matéria orgânica. Dentre os fatores que mais afetam a escolha do tempo de retenção está a temperatura (Pramanik *et al.*, 2019).

2.3.5.7 Biorreatores

O processo de DA descrito anteriormente é conduzido em biodigestores, equipamentos herméticos e impermeáveis, projetados para realizar a DA de material orgânico, promovendo a formação de produtos gasosos, principalmente CH₄ e CO₂, gerando também como subproduto o digestato (Araújo, 2017). Nos biorreatores, são mantidas condições químicas e físicas necessárias ao desenvolvimento e metabolismo das bactérias que participam do processo, através do controle da temperatura, pH e relação C/N da biomassa.

Além desses fatores, parâmetros operacionais tais como tempo de retenção hidráulica e agitação são também importantes para otimizar as reações bioquímicas que ocorrem no processo (Silva, 2017). Em geral, os biorreatores são compostos por um reservatório para armazenar e digerir a biomassa, e um gasômetro, responsável pelo armazenamento do biogás produzido (Araújo, 2017).

2.4 CODIGESTÃO ANAERÓBIA

O desequilíbrio de nutrientes, especialmente o baixo teor de carbono para proporção nitrogênio, diminui a atividade dos microrganismos. O processo de DA é estável no valor ótimo da relação C/N no intervalo 20-30, o que é suficiente para cobrir as necessidades de energia previsíveis além dos outros fatores (Hagos *et al.*, 2017). No entanto, a razão C/N da vinhaça de cana-de-açúcar é na faixa de 13-24 (Janke *et al.*, 2016).

A coDA é a digestão simultânea de dois ou mais substratos. É estudada como uma opção promissora para superar as desvantagens da monodigestão e melhorar a viabilidade econômica de plantas devido à maior produção de CH₄ (Zhang *et al.*, 2010). A principal vantagem do processo baseado em coDA é a melhoria da produção de biogás e rendimento de CH₄ (Hagos *et al.*, 2017).

Além disso, a coDA pode melhorar a estabilização do processo, diluir substâncias inibitórias, equilibrar nutrientes, ajustar teores de umidade, proporcionar sinergia de microrganismos, aumentar a carga de orgânicos biodegradáveis, além das vantagens econômicas. Durante a coDA, os materiais orgânicos devem ser manejados adequadamente para aumentar a produção de biogás em comparação com a monodigestão destes substratos, podendo aumentar a produção de 25% a 400% (Hagos *et al.*, 2017).

O lodo é um substrato rico em proteínas, com alta capacidade de tamponamento e substancial conteúdo orgânico biodegradável. Em função destas características, o lodo é comumente utilizado como cosubstrato em processos de DA visando a produção de biogás (Tyagi *et al.*, 2014). Segundo Mata-Alvarez *et al.* (2014), o lodo de esgoto se classifica como o segundo substrato principal para a coDA.

Para a coDA, as vantagens podem ser o ajuste do teor de umidade, relação C/N e balanço de nutrientes. Porém, para um bom desempenho sinérgico, é preciso o conhecimento das características de cada cosubstrato (Tyagi *et al.*, 2014). O cosubstrato pode fornecer nutrientes que estejam deficientes e proporcionar um efeito sinérgico positivo no meio, melhorando no rendimento de biogás (Ferreira; Cammarota; Júnior, 2017).

Quando lodo de esgoto é combinado com cosubstratos orgânicos altamente concentrados, como é o caso da vinhaça de cana-de-açúcar, a produção de biogás e remoção de matéria orgânica podem ser melhoradas sem sacrificar a estabilidade do reator (Nartker *et al.*, 2014).

Muitos estudos estão sendo realizados avaliando a coDA de diferentes combinações de substratos municipais, industriais e agrícolas (Carvalho *et al.*, 2023). Lima *et al.* (2023), em reator UASB, concluiu que a DA somente da VN produziu 0,5 L de CH₄ /L.d e ao fazer a DA da VN com lodo de tratamento de água na proporção 50% v/v, a produção foi de 3,23 L de CH₄ /L.d, ou seja, a adição do lodo aumentou a produção de metano da VN.

2.5 BIOGÁS

O biogás proveniente da DA é um insumo energético e sua utilização contribui positivamente para o meio ambiente, pois reduz potencialmente os impactos dos substratos utilizados (Mao *et al.*, 2015).

Sua composição é uma mistura de gases onde o CH₄ e o CO₂ são os principais componentes, sendo a quantidade de CH₄ presente na mistura é que define o potencial energético do biogás (Castanón, 2002).

O teor de CH₄ no biogás obtido da DA varia de 40 a 75%, dependendo da fonte. O poder calorífico do biogás varia na faixa de 22.500 a 25.000 kJ/m³, admitindo o CH₄ com cerca de 35.800 kJ/m³. A potencialidade do biogás é aumentada quando outros gases do biogás (CO₂, H₂S etc) são removidos, aumentando a concentração de CH₄, e o seu poder calorífico pode chegar a 60% do poder calorífico do gás natural (Jordão; Pessoa, 1995).

Cabe salientar que, por o biogás ser um gás corrosivo, isso exige cuidados especiais com os materiais dos equipamentos utilizados para manusear o gás. Esta característica se deve ao fato da presença de ácido sulfídrico (H₂S). Outro elemento que pode ser corrosiva é a amônia (NH₃), que em baixas concentrações é corrosiva para o cobre, podendo produzir os óxidos de nitrogênio durante a combustão, que são nocivos à saúde e ao ambiente (Salomon, 2007). A Tabela 1 apresenta uma composição média do biogás.

Tabela 1: Composição média do biogás.

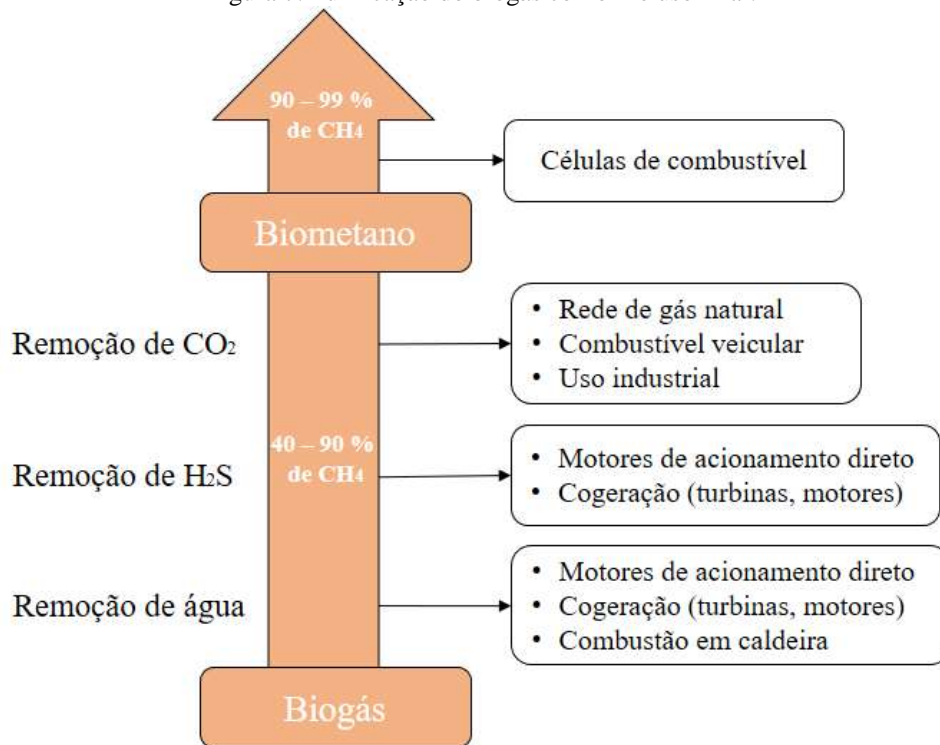
Composição	Gases
40-75%	Biometano (CH ₄)
25-40%	Dióxido de Carbono (CO ₂)
1-5%	Vapor de água (H ₂ O)
0,5-2,5%	Nitrogênio (N ₂)
0,1-0,5%	Sulfeto de hidrogênio (H ₂ S)
0,1-0,5%	Amônia (NH ₃)
0-0,1%	Monóxido de Carbono (CO)

Fonte: Adaptado de Castanón (2002).

2.5.1 Aplicações

O biogás pode ser usado para alimentar caldeiras, fornos ou estufas, na geração de eletricidade, cogeração (eletricidade e calor), podendo ser injetado na rede de gás natural ou, ainda, utilizado como combustível veicular. Todavia, a escolha da tecnologia de condicionamento do biogás deve considerar os parâmetros exigidos pelos sistemas de conversão, de acordo com a finalidade (Figura 7) (Junior *et al.*, 2022).

Figura 7: Purificação do biogás conforme uso final.



Fonte: Adaptado de Junior *et al.* (2022).

Na composição original do biogás, ele é considerado como combustível intermediário e pode ser utilizado para gerar eletricidade e/ou energia térmica. Porém, antes de sua utilização, é fortemente recomendada a remoção tanto da umidade quanto dos compostos H₂S devido à possibilidade de formação de ácido sulfúrico (H₂SO₄) na presença de vapor de água (Xiang *et al.*, 2016).

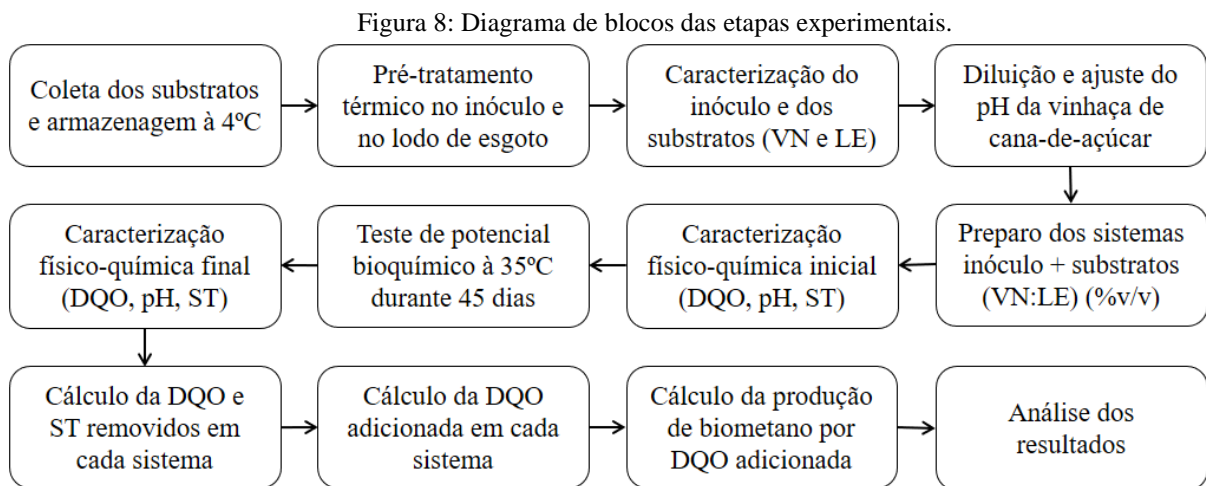
Quando a queima do biogás ocorre em uma caldeira, não há necessidade de remover o H₂S. No entanto, é importante considerar que a temperatura dos produtos da combustão não seja inferior à temperatura de orvalho do H₂SO₄ para evitar sua condensação e corrosão da caldeira. Alternativamente, quando a queima do biogás ocorre em uma turbina a gás, é necessária a remoção prévia do H₂S para preservar o equipamento contra a corrosão (Xiang *et al.*, 2016)

É possível obter alta pureza de CH₄ entre 80% e 99%, dependendo do volume de gases não condensáveis, que não podem ser separados do CH₄. O Regulamento Técnico da ANP especifica a composição do biometano: CH₄ (≥90%), O₂ (≤0,8%), N₂+CO₂+O₂ (≤10%), CO₂ (≤3,0%), S total (≤70 mg/m³) e H₂S (≤10 mg/m³) (ANP, 2020).

Além do biogás, a DA também gera um subproduto sólido denominado digestato. Desde que não contenha metais pesados, patógenos e/ou contaminantes, o digestato pode ser empregado como fertilizante organomineral em substituição aos fertilizantes minerais, devido ao seu notável teor em macronutrientes (N, P, K). A separação do digestato pode ser realizado usando centrífugas, prensa de parafuso, prensa de filtro ou telas rotativas (Möller; Müller, 2012).

3 METODOLOGIA

Neste capítulo são abordados os procedimentos empregados nos ensaios de coDA, incluindo os substratos e inóculo utilizados. O sistema operacional é descrito, abordando os equipamentos e as condições operacionais, bem como o sistema de medição da produção de biometano. Por fim, são apresentados os cálculos de rendimento. As etapas do trabalho experimental são apresentadas no diagrama de blocos da Figura 8.

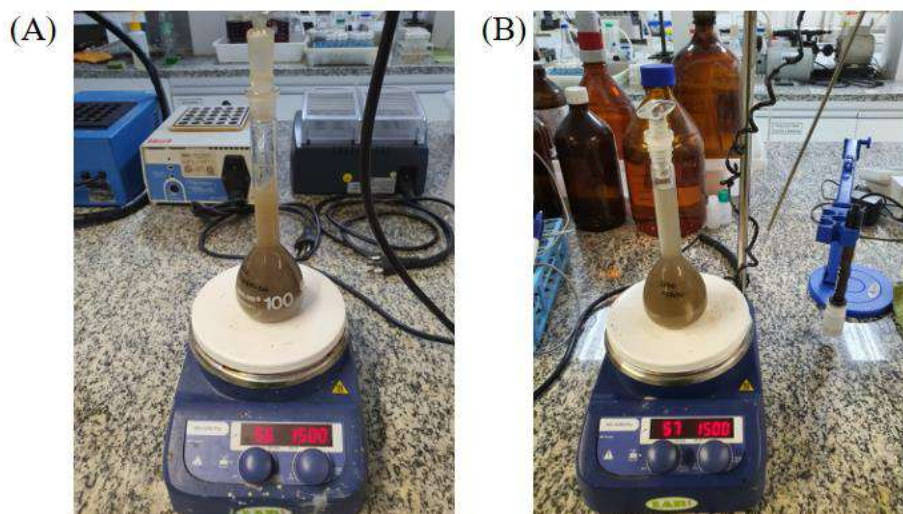


3.1 INÓCULO E SUBSTRATOS

O inóculo, os substratos e os sistemas (inóculo+substratos) foram analisados em termos de DQO e ST conforme APHA (2017). Quanto ao pH, foi usado o equipamento HI2221, medidor de bancada de pH/ORP/temperatura. As execuções dos métodos estão descritas no apêndice A.

Para caracterização dos lodos aeróbio e anaeróbio quanto à DQO, foi feito um pré-tratamento, pois a ruptura da barreira polimérica extracelular e da parede celular é de importância crítica para as análises (Pilli *et al.*, 2016; Tyagi; Lo, 2011). Os lodos foram mantidos a 60°C por 6 horas sob agitação, como mostrado na Figura 9 (Kim *et al.*, 2022).

Figura 9: Pré-tratamento térmico A) Inóculo, B) Lodo de esgoto



Fonte: Acervo pessoal.

Quanto à VN, foi definido inicialmente pH entre 7 e 8, dentro da faixa indicada para a DA (Holliger *et al.*, 2016) e o pH foi ajustado utilizando solução de NaHCO_3 1M (Tena *et al.*, 2020) (Figura 10). Além disso, como a VN coletada foi concentrada, a mesma foi diluída para os experimentos.

Figura 10: Ajuste de pH da vinhaça de cana-de-açúcar.



Fonte: Acervo pessoal.

3.1.1 Inóculo

O lodo anaeróbico (inóculo) foi proveniente da estação de tratamento de efluentes de uma indústria de bebidas localizada no município do Rio de Janeiro. A amostra de lodo anaeróbico foi mantida a temperatura ambiente até sua utilização no processo de DA.

3.1.2 Vinhaça de cana-de-açúcar

A VN foi proveniente da usina Costa Pinto localizado na cidade de Piracicaba, Estado de São Paulo (22°38'5"S,47°41'9"W) (Figura 11). A amostra foi coletada após etapa de concentração industrial e foi diluída cerca de 3,5 vezes para seu uso nos testes realizados. As amostras foram armazenadas a 4°C antes do uso para preservar suas características físico-químicas.

Figura 11: Coleta da vinhaça de cana-de-açúcar.



Fonte: Acervo pessoal.

3.1.3 Lodo de esgoto

O LE foi coletado da Estação Alegria, uma unidade de tratamento situada na cidade do Rio de Janeiro, Estado do Rio de Janeiro (22°52'26.8"S 43°13'37.9"W). A estação é a obra mais importante do programa de despoluição da baía de Guanabara e é uma unidade de grande porte, sendo a maior das estações de esgotos operadas pela Companhia Estadual de Água e Esgotos (CEDAE) e uma das maiores do Brasil (CEDAE, 2023). A amostra foi coletada na linha de recirculação do decantador secundário para o decantador primário e foi armazenada a 4°C antes do uso no processo de coDA.

3.2 TESTE DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO

O teste de potencial bioquímico de metano (PBM) (*BMP*, do inglês, *Biochemical Methane Potential*) é usado para determinar o potencial de produção de metano dos substratos, onde os frascos são armazenados a uma temperatura estável de 35°C ou 55°C e constantemente misturadas por um período de 30 a 60 dias (Filer; Ding; Chang, 2019). Neste trabalho, a temperatura foi 35°C (mesofílica) com duração de 45 dias ou até cessar a produção de metano.

Com o PBM pode se monitorar o volume de biometano produzido em cada amostra, através da medição da produção acumulado de CH₄. A produção é monitorada através de medições em intervalos de tempo à pressão e temperatura constantes (Silva; Morais; Rocha, 2016). Com os dados de produção fornecidos pelo equipamento de medição, foi feita a média da duplicata de cada ensaio para elaborar as curvas de produção. Além disso, com as análises feitas de DQO adicionadas aos sistemas, foram calculados os rendimentos de produção de biometano por DQO em cada sistema.

3.2.1 Preparo do inóculo e substratos

O sistema avaliado foi a coDA da vinhaça com lodo de esgoto, conduzida em frascos *Schott* com volume total de 600 mL e volume útil de 400 mL, sendo 200 mL de *headspace*. A proporção usada de inóculo:substrato foi de 1:1 %v/v e a proporção dos substratos VN:LE na alimentação foi definida em 100:0, 75:25, 50:50, 25:75 e 0:100 %v/v (Tena *et al.*, 2020). A Tabela 2 apresenta os volumes de cada matéria-prima utilizada nos experimentos assim como a nomenclatura de cada teste. Os testes foram realizados em duplicata. A Figura 12 apresenta uma fotografia das proporções VN:LE preparadas para a avaliação do PBM.

Tabela 2: Composição em volumes dos sistemas experimentais estudados.

% VN:LE	Nomenclatura	Inóculo (mL)	Água destilada (mL)	VN (mL)	LE (mL)
Controle	Controle	200	200	-	-
100:0	A	200	-	200	0
75:25	B	200	-	150	50
50:50	C	200	-	100	100
25:75	D	200	-	50	150
0:100	E	200	-	0	200

Figura 12: Frascos com inóculo + (vinhaça:lodo)(% v/v) avaliados no teste de potencial bioquímico de biometano.



Fonte: Acervo pessoal.

Cada frasco *Schott* foi operado individualmente conforme a Figura 13, onde a montagem envolve o sistema de agitação, composto pelo motor e pela haste do agitador mecânico, que se estende até a parte inferior do frasco. Pela saída do coletor de gás, o gás produzido é encaminhado para o sistema de medição de fluxo. Outra mangueira é utilizada para realização da purga de nitrogênio. Além disso, como indicado, o *headspace* foi de 200 mL e o volume útil de 400 mL (Silva; Morais; Rocha, 2016).

Figura 13: Esquema do frasco.



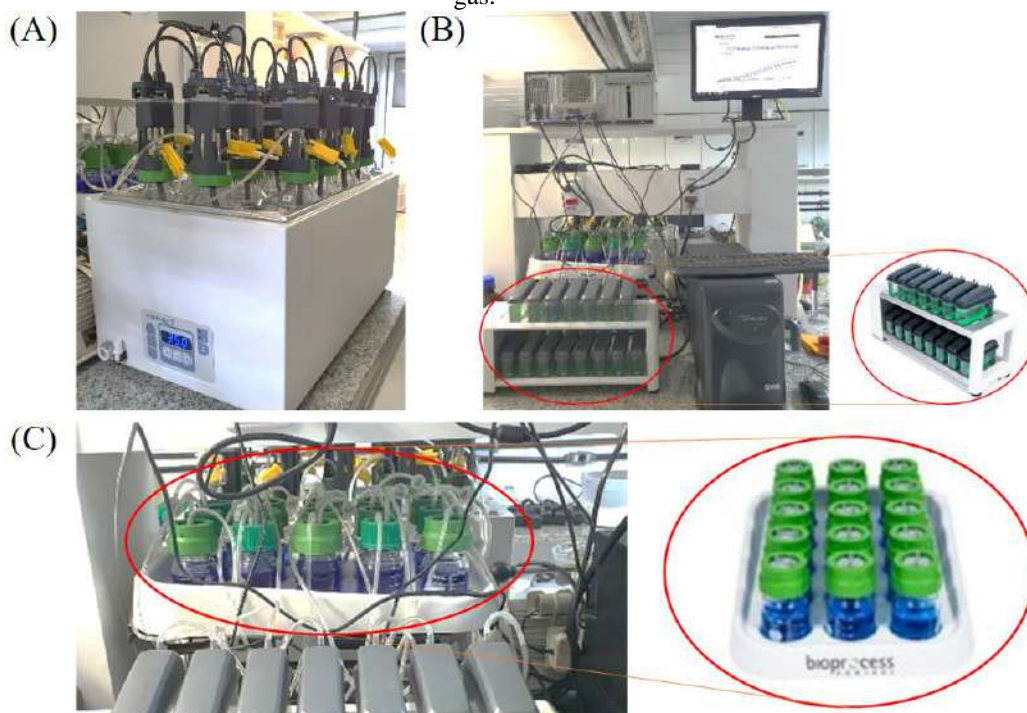
Fonte: Acervo pessoal.

3.2.2 Gas Endeavor

O instrumento usado para realização dos testes de PBM foi o *Gas Endeavor* (BPC Instruments). O sistema opera com medições *on-line* de baixos fluxos de gás, que monitora o volume de gás produzido durante a DA. O sistema de medição é composto por três partes: 1) Incubação de amostras, 2) absorção de gás e 3) medidor de fluxo com unidade de aquisição de dados.

A primeira parte, a unidade incubadora das amostras (Figura 14A), comporta no máximo 15 reatores de vidro, e operou à $35\pm 0,2^\circ\text{C}$, com agitação mecânica de 60 rpm. A segunda parte é a unidade de absorção de gás (Figura 14C), usada para remoção seletiva de algum gás caso seja de interesse, pois o equipamento pode ser usado para medir o gás total ou o gás remanescente. No caso deste trabalho, foi medido o biogás produzido após remoção de CO_2 . A unidade é formada por 15 garrafas de vidro, com 80 mL de NaOH 3 M e a eficiência de absorção para remoção de CO_2 usando esta solução é $>98\%$. A terceira e última parte, é formada pelo medidor de fluxo (Figura 14B), que consiste em 15 módulos em paralelo e o pelo software do equipamento, que é projetado para monitorar e registrar o volume acumulado de CH_4 produzido ao longo da DA, fornecendo resultados nas condições normais de temperatura e pressão (CNTP, $T = 273\text{ K}$ e pressão de 1 atm).

Figura 14: A) Unidade de incubação de amostras; B) Medidor de fluxo e C) Unidade de absorção de gás.



Fonte: Acervo pessoal.

3.2.3 Variação de DQO e ST

Como durante o processo da DA o consórcio microbiano transforma matéria orgânica em biogás, é esperado que as variáveis físico-químicas antes e após a batelada sofram variações (Lima *et al.*, 2023). A eficiência de remoção de DQO e de ST foram calculadas pelas Equações 2.1 e 2.2, respectivamente.

$$E_{DQO} = \frac{DQOt_i - DQOt_f}{DQOt_i} * 100 \quad (2.1)$$

Onde E_{DQO} é a eficiência de remoção da DQO (%), $DQOt_i$ (g/L) é a DQO total inicial (inóculo+substratos) e $DQOt_f$ (g/L) é a DQO total final (inóculo+substratos).

$$E_{ST} = \frac{STt_i - STt_f}{STt_i} * 100 \quad (2.2)$$

Onde E_{ST} é a eficiência de remoção de ST (%), STt_i (g/L) é o ST total inicial (inóculo+substratos) e STt_f (g/L) é o ST total final (inóculo+substratos).

3.2.4 Rendimento de produção de biometano

O rendimento de produção de biometano foi calculado em termo de DQO adicionada. Para se obter a DQO adicionada em cada sistema, referente somente aos substratos, a DQO inicial do controle foi subtraída da DQO total inicial dos frascos (Equação 2.3).

$$DQO_{ad} = DQOt_i - DQOc_i \quad (2.3)$$

Onde DQO_{ad} (g/L) é a DQO adicionada ao sistema, $DQOt_i$ (g/L) é a DQO total inicial (inóculo+substratos) e $DQOc_i$ (g/L) é a DQO inicial do controle (inóculo).

A partir da DQO_{ad} e dos valores de produção de biometano obtidos no teste PBM, foi possível calcular o rendimento específico de biometano, como mostrado na Equação 2.4.

$$Y_{DQO_{ad}} = \frac{(V_{CH_4_t} - V_{CH_4_c})}{DQO_{ad} \times V} \quad (2.4)$$

Onde $Y_{DQO_{ad}}$ (mL/g) é o rendimento de biometano por DQO adicionada, $V_{CH_4_t}$ (mL) é o volume total de biometano produzido, $V_{CH_4_c}$ (mL) é o volume de biometano produzido no controle e DQO_{ad} é a DQO adicionada (g/L) e V é o volume do sistema (L).

4 RESULTADOS

4.1 INÓCULO E SUBSTRATOS

Os resultados de caracterização do inóculo e dos substratos são apresentados na Tabela 3. Nota-se que o pH do inóculo e dos substratos ficou na faixa de pH ideal para a DA, que deve ser entre 6,6-7,8, sendo valores abaixo de 6,2 inibidores da atividade metanogênica (Borja, R.; Rincón, 2017; Mota; Santos; Amaral, 2013; Wang *et al.*, 2014).

A DQO da VN ficou dentro do valor reportado para vinhaça de cana-de-açúcar proveniente de usina do tipo anexa (que produz tanto açúcar como etanol), pois o mosto de fermentação é composto também por melaço, além do caldo da cana-de-açúcar (Moraes; Zaiat; Bonomi, 2015).

Quanto ao lodo anaeróbio, esse apresentou uma DQO elevada. Tena *et al.* (2020) realizaram um estudo para avaliar a coDA da VN e LE para a produção de hidrogênio e utilizaram um lodo anaeróbio com DQO de 51,3 g/L, valor menor do que o utilizado nesse estudo.

Além disso, o LE utilizado no estudo de Tena *et al.* (2020), apresentou uma DQO de 51,1 g/L, ou seja, valor acima do LE utilizado neste trabalho. Essa variação é comum na literatura, pois cada trabalho apresenta caracterização diferente dos substratos de acordo com a coleta e uma fonte de inóculo específica. Essa variação regional acarreta em grande variação na eficiência da hidrólise de materiais orgânicos, conseqüentemente, a eficiência de utilização de matéria orgânica solúvel na DA (Yang; Wang, 2017).

Tabela 3: Caracterização dos substratos.

Parâmetro	Inóculo	Lodo de esgoto	Vinhaça in natura	Vinhaça ajustada (3,5 vezes)
pH	7,6	7,1	4,1	7,0
ST (g/L)	42,1	9,0	136,1	38,8
DQO total (g/L)	166,8	8,4	129,8	37,1

4.2 TESTE DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO

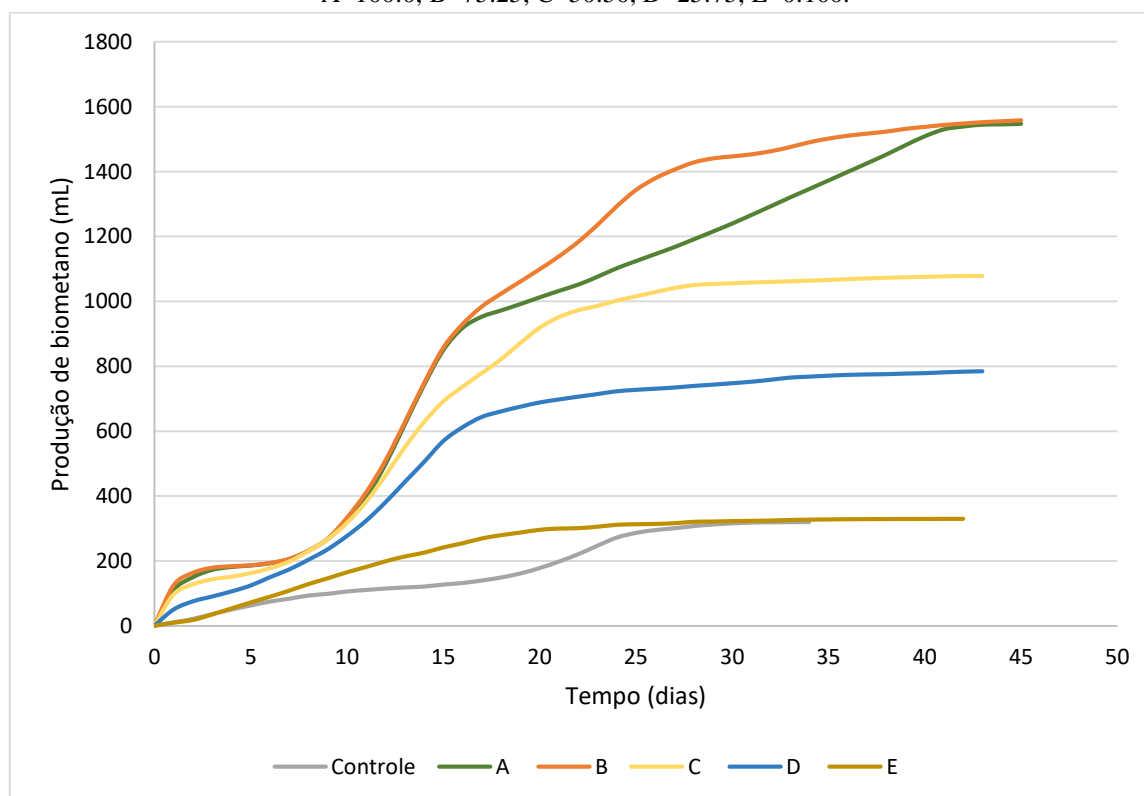
4.2.1 Produção de biometano

Na Tabela 4 são apresentados os volumes acumulados de biometano produzidos durante a DA no período de 45 dias de experimento para as diferentes proporções de matérias-primas. A evolução da produção de biometano pode ser observada na Figura 15.

Tabela 4: Produção de biometano durante 45 dias.

Sistema (% VN:LE)	Produção de biometano (mL)
Controle	320,2
A (100:0)	1546,9
B (75:25)	1558,0
C (50:50)	1078,3
D (25:75)	784,7
E (0:100)	329,7

Figura 15: Gráfico da produção de biometano (em mL) ao longo do teste de PBM. (%VN:LE): A=100:0, B=75:25, C=50:50, D=25:75, E=0:100.



Comparando os volumes acumulados produzidos, a maior produção de biometano foi do sistema B (75:25), com 1558,0 mL. Com isso, observa-se que a adição de LE na DA aumentou, mesmo que de forma discreta, a produção acumulada do sistema contendo apenas VN, que foi de 1546,9 mL.

O sistema com menor produção foi o E (0:100), com 329,7 mL, produção semelhante a obtida no controle, de 320,2 mL. Além disso, observando os sistemas B (75:25), C (50:50) e D (25:75), tem-se que quanto maior a proporção de VN, maior a produção de biometano.

4.2.2 Desempenho da digestão anaeróbia

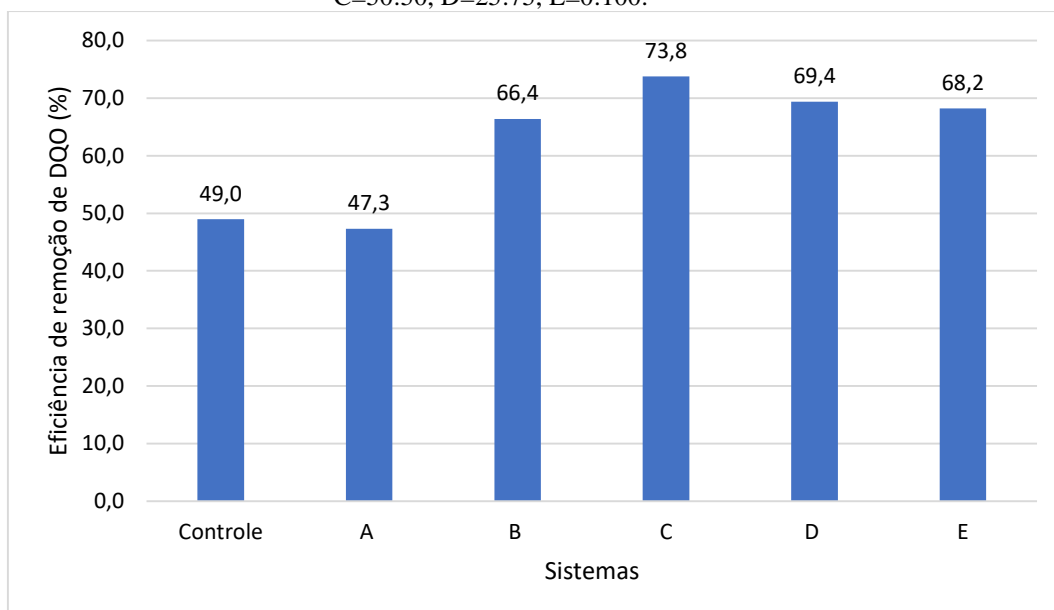
Na Tabela 5 estão resumidos os resultados obtidos para as diferentes misturas de LE e VN no início e fim dos experimentos de DA.

Tabela 5: Características físico-químicas iniciais e finais dos testes de digestão anaeróbia.

Parâmetros		DQO (g/L)	ST (g/L)	pH
Sistemas (% VN:LE)				
Controle	Inicial	83,4	32,1	8,0
	Final	42,6	21,8	7,8
A (100:0)	Inicial	101,9	43,6	7,6
	Final	53,7	34,0	8,2
B (75:25)	Inicial	98,4	42,4	7,7
	Final	33,1	33,3	8,2
C (50:50)	Inicial	94,8	36,0	7,8
	Final	24,8	33,4	8,2
D (25:75)	Inicial	91,2	33,1	7,9
	Final	27,9	31,4	8,1
E (0:100)	Inicial	87,6	32,2	7,9
	Final	27,9	31,3	8,0

Como pode ser visto, o pH inicial em cada ensaio foi ajustado em torno de 7,6-8,0 para aumentar a geração de biogás (Holliger *et al.*, 2016) e o mesmo permaneceu estável entre 7,8 e 8,2 durante os testes para todos os sistemas. Com os resultados de DQO e ST inicial e final dos frascos, foi possível elaborar os gráficos apresentado na Figura 16 e Figura 17, que mostram as remoções de DQO e ST nos sistemas, respectivamente.

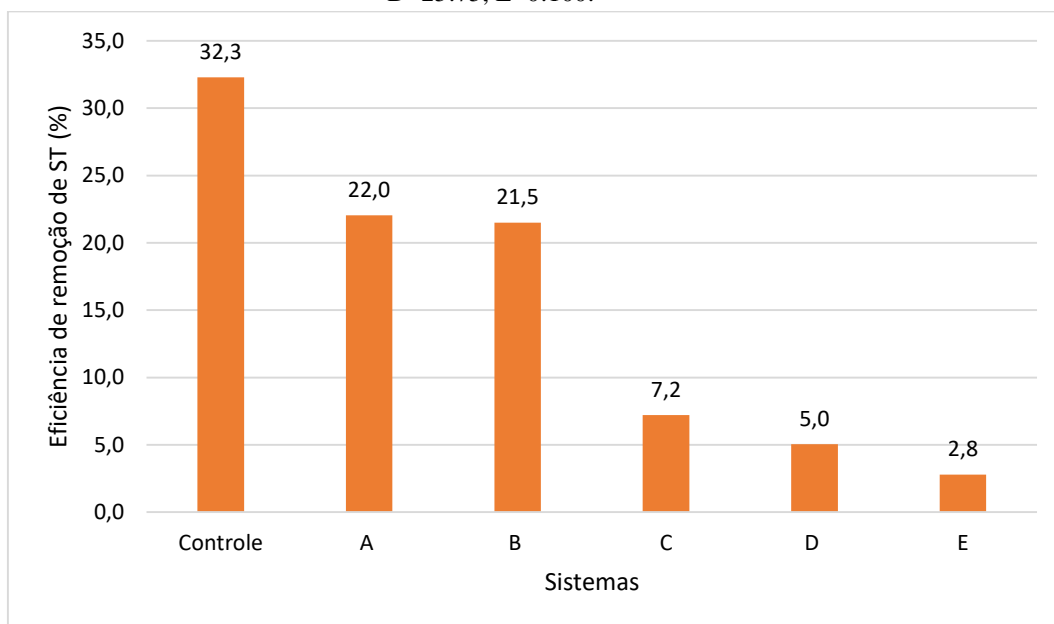
Figura 16: Gráfico da eficiência de remoção de DQO dos testes. (%VN:LE): A=100:0, B=75:25, C=50:50, D=25:75, E=0:100.



Assim, foi possível observar com os resultados da Figura 16, que o sistema C (50:50) apresentou a maior eficiência de remoção de DQO, com 73,8%. Apesar deste sistema ter apresentado a maior remoção de DQO, não foi o sistema que mais produziu biometano. Barros et al. (2016) avaliaram a DA da vinhaça em dois reatores UASB de 40,5 L e 21,5 L, respectivamente, em temperatura mesofílica. A remoção de DQO total foi na faixa de 49 a 82%, porém, a DQO convertida em CH₄ foi de 48 a 58% no primeiro (40,5 L) e 39 a 58% no segundo (21,5 L). Ou seja, apenas uma parte da DQO removida do sistema é convertida em CH₄, sendo parte da DQO destinada para outras necessidades dos microrganismos.

Também é possível notar que o sistema contendo somente vinhaça apresentou uma remoção de DQO similar ao do controle. Como os demais sistemas continham lodo de esgoto e esse substrato é formado por microrganismos aeróbios, parte da DQO pode ter sido usada por estes microrganismos (Barros *et al.*, 2016).

Figura 17: Gráfico da eficiência de remoção de ST dos testes. (%VN:LE): A=100:0, B=75:25, C=50:50, D=25:75, E=0:100.



O sistema que apresentou a maior eficiência de remoção de sólidos foi o controle, com 32,3%, no entanto, dentre os sistemas com substratos, o sistema A (100:0), apresentou a maior remoção, com 22,0%. A menor eficiência ocorreu no sistema E, com 2,8%. No caso dos ST, é possível observar que, quanto maior a porcentagem de LE, menor a remoção de ST. Isso pode estar relacionado à baixa degradação de sólidos voláteis do LE (Tyagi; Lo, 2011).

4.2.3 Rendimento de biometano

Como o rendimento foi calculado em termos de DQO adicionada, na Tabela 6 são apresentados os resultados de DQO adicionada ao sistema referente aos substratos. Como esperado, a DQO adicionada aos frascos foi maior quanto maior a % v/v de VN presente como substrato, devido ao fato da VN apresentar DQO maior que o LE.

Tabela 6: DQO adicionada aos sistemas.

Sistemas (%VN:LE)	DQO _{ad} (g/L)
A (100:0)	18,5
B (75:25)	14,9
C (50:50)	11,4
D (25:75)	7,8
E (0:100)	4,2

Então, a partir dos resultados apresentados, os rendimentos da geração de biometano, calculados em termos de DQO adicionada, podem ser observados na Tabela 7.

Tabela 7: Rendimento de biometano por DQO.

Sistemas (%VN:LE)	$Y_{DQO_{ad}}$ (mL/g)
A (100:0)	165,5
B (75:25)	207,0
C (50:50)	166,7
D (25:75)	149,0
E (0:100)	5,6

O sistema B (75:25) apresentou maior rendimento de biometano, com 207,0 mL CH₄/g DQO_{ad}. O rendimento teórico reportado na literatura é de 395,0 mL CH₄/g DQO_{ad} à 35°C e 1 atm (Syaichurrozi, 2016), dessa forma, o rendimento obtido no sistema B (75:25) corresponde a 52,4% do rendimento teórico. Porém, em relação a um estudo de coDA da VN com torta de filtro de cana-de-açúcar (%v/v 50:50) em reator CSTR à 37,5°C, onde a produção de biometano foi de 246,0 mL CH₄/gDQO_{ad}, o rendimento do sistema B corresponde a 84,1% (González; Reyes; Romero, 2017).

Complementando, Carvalho *et al.* (2023) reportaram alguns estudos de PBM da coDA com vinhaça, que produziram 268,1 L de CH₄/kg DQO com torta de filtro em 24,1 dias; 279 L de CH₄/kg DQO com hidrolisado de hemicelulose em 34 dias; 341,6 L de CH₄/kg DQO com glicerina em 15 dias e 159 L de CH₄/kg DQO com água residuária de tofu em 20 dias e 353 L de CH₄/kg DQO com soro de queijo em 20 dias.

Quanto à proporção, um estudo que usou as mesmas proporções VN:LE para a produção de biohidrogênio, mostrou que a coDA da VN com LE aumentou a produção de hidrogênio, sendo que o maior rendimento também foi na proporção do sistema B (75:25), embora o ensaio do sistema correspondente a proporção do sistema C (50:50) não tenha tido diferença significativa (Tena *et al.*, 2020).

Observou-se que na coDA, quanto maior a %v/v de VN, o rendimento foi maior, inclusive a coDA produziu mais biometano do que a DA de VN sozinha e Ibrahim *et al.* (2022) reportou o mesmo efeito.

5 CONCLUSÕES

Este estudo demonstrou que a adição de LE pode melhorar a produção de biometano a partir da digestão anaeróbia da VN. O maior rendimento de biometano foi de 207,0 mL CH₄/g DQO_{ad} na codigestão de vinhaça de cana-de-açúcar e lodo de esgoto na proporção VN:LE de 75:25, obtendo-se um aumento de 25% no rendimento em relação à produção de biometano na mono-DA da VN. Em relação a remoção de DQO, o sistema que apresentou maior eficiência foi o VN:LE 50:50, com 78,3%.

Como próximos passos, recomenda-se o estudo cinético da produção de biometano considerando as diferentes proporções VN:LE, assim como a otimização das condições operacionais de produção de biometano com a realização de testes PBM, buscando alcançar a melhor condição de produção de biometano e remoção de DQO.

REFERÊNCIAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **ABNT NBR 10520**: citações. Rio de Janeiro: ABNT, 2023. 23 p.

ANP - Agência Nacional de Petróleo. Brasil: 2020. Disponível em: <https://www.gov.br>. Acesso em: 16 set. 2023.

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23 ed. New York, 2017. 1504p.

ARAÚJO, A. P. C. **Produção de biogás a partir de resíduos orgânicos utilizando biodigestor anaeróbico**. 2017. 32 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, p. 32, 2017.

BARROS, V. G. DE; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Biomethane production from vinasse in upflow anaerobic sludge blanket reactors inoculated with granular sludge. **Brazilian Journal of Microbiology**, Brazil, v. 47, n. 3, p. 628–639, apr. 2016. DOI 10.1016/j.bjm.2016.04.021. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.bjm.2016.04.021>. Acesso em: 4 jul. 2023.

BORJA, R.; RINCÓN, B. Biogas Production. **Reference Module in Life Sciences**, In ROITBERG, B.D. Editora Elsevier, 2017. p. 1–24.

BRASIL. Lei nº 13.576, de 26 de dezembro de 2017. Dispõe sobre a Política Nacional de Biocombustíveis. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 27/12/2017, **Diário Oficial da União**: Seção 1, Brasília, DF, p. 4, 26 dez. 2017.

CARVALHO, J. C. *et al.* Biomethane Production from Sugarcane Vinasse in a Circular Economy: Developments and Innovations. **Fermentation**, Brazil, v. 9, n. 4, p. 394, apr. 2023. DOI 10.3390. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/fermentation9040349>. Acesso em 5 jul. 2023.

CASTANÓN, N. J. B. Biogás, originado a partir dos rejeitos rurais. **Trabalho apresentado na disciplina: Biomassa como Fonte de Energia - Conversão e utilização**, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

CEDAE - Companhia Estadual de Água e Esgotos. Disponível em: <https://cedae.com.br/ETE>. Acesso em: 14 ago. 2023.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Disponível em: www.cetesb.sp.gov.br. Acesso em: 30 ago. 2023.

CIRNE, D. G. *et al.* Hydrolysis and microbial community analyses in two-stage anaerobic digestion of energy crops. **Journal of Applied Microbiology**, Sweden, v. 103, n. 3, p. 516–527, nov. 2006. DOI 10.1111/j.1365-2672.2006.03270.x. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/17714384/>. Acesso em: 5 jul. 2023.

CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento. Cana-de-açúcar, Safra 2022/2023. Disponível em: <http://www.conab.gov.br>. Acesso em: 30 set. 2023.

CORTES-RODRÍGUEZ, E. F. *et al.* Vinasse concentration and juice evaporation system integrated to the conventional ethanol production process from sugarcane – Heat integration and impacts in cogeneration system. **Renewable Energy**, Brazil, v. 115, p. 474–488, aug. 2017. DOI 10.1016/j.renene.2017.08.036. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2017.08.036>. Acesso em: 10 jul. 2023.

DEMIREL, B.; YENIGÜN, O. Two-phase anaerobic digestion processes: A review. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, Turkey, v. 77, n. 7, p. 743–755, jan. 2002. DOI 10.1002/jctb.630. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/jctb.630>. Acesso em: 11 jul. 2023.

DIAS, M. O. S. **Simulação do processo de produção de etanol a partir do açúcar e do bagaço, visando a integração do processo e a maximização da produção de energia e excedentes do bagaço**. 2008. 253 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

ELALAMI, D. *et al.* Pretreatment and co-digestion of wastewater sludge for biogas production: Recent research advances and trends. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, France, v. 114, p. 109287, aug. 2019. DOI 10.1016/j.rser.2019.109287. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109287>. Acesso em: 20 jun. 2023.

ELEFSINIOTIS, P.; OLDHAM, W. K. Influence of pH on the acid-phase anaerobic digestion of primary sludge. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, Canada, v. 60, n. 1, p. 89–96, nov. 1993.

ENSINAS, A. V. **Integração térmica e otimização termoeconômica aplicadas ao processo industrial de produção de açúcar e etanol a partir da cana-de-açúcar**. 2008. 207 p. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

EPE - Balanço Energético Nacional (ano-base 2022). Disponível em: <https://www.epe.gov.br>. Acesso em 21 ago. 2023.

FERREIRA, J.S., CAMMAROTA, M.C., JÚNIOR, I. V. **Codigestão de lodo de esgoto com resíduos**. 2017. 178 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, 2017.

FIJALKOWSKI, K. *et al.* The presence of contaminations in sewage sludge – The current situation. **Journal of Environmental Management**, Poland, v. 203, p. 1126–1136, may 2017.

DOI 10.1016/j.jenvman.2017.05.068. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.068>. Acesso em: 5 jul. 2023.

FILER, J.; DING, H. H.; CHANG, S. Biochemical methane potential (PBM) assay method for anaerobic digestion research. **Water**, Switzerland, v. 11, n. 5, may. 2019. DOI 10.3390/w11050921. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/11/5/921>. Acesso em: 27 jul. 2023.

FREIRE, W. J.; CORTÊZ, L. A. B. **Vinhaça de cana-de-açúcar**. Guaíba: Agropecuária, 2000. 203 p.

FUESS, L. T. *et al.* Pros and cons of fertirrigation with in natura sugarcane vinasse: Do improvements in soil fertility offset environmental and bioenergy losses. **Journal of Cleaner Production**, Brazil, v. 319, aug. 2021. DOI 10.1016/j.jclepro.2021.128684. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128684>. Acesso em: 26 jun. 2023.

GAVALA, H. N. *et al.* Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature. **Water Research**, Denmark, v. 37, n. 19, p. 4561–4572, jun. 2003. DOI 10.1016/S0043-1354(03)00401-9. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00401-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00401-9). Acesso em: 2 jul. 2023.

GHERGHEL, A.; TEODOSIU, C.; DE GISI, S. A review on wastewater sludge valorisation and its challenges in the context of circular economy. **Journal of Cleaner Production**, Romania, v. 228, p. 244–263, apr. 2019. DOI 10.1016/j.jclepro.2019.04.240. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.240>. Acesso em: 1 ago. 2023.

GONZÁLEZ, L.; REYES, I.; ROMERO, O. Anaerobic co-digestion of sugarcane press mud with vinasse on methane yield. **Waste Management**, Cuba v. 68, p. 139–145, jul 2017. DOI 10.1016/j.wasman.2017.07.016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.016>. Acesso em: 15 jul. 2023.

GOSWAMI, R. *et al.* An overview of physico-chemical mechanisms of biogas production by microbial communities: A step towards sustainable waste management. **Biotech**, India, v. 6, n. 1, p. 1–12, feb. 2016. DOI 10.1007/s13205-016-0395-9. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13205-016-0395-9>. Acesso em: 5 jul. 2023.

GROSSER, A. The influence of decreased hydraulic retention time on the performance and stability of co-digestion of sewage sludge with grease trap sludge and organic fraction of municipal waste. **Journal of Environmental Management**, Poland, v. 203, p. 1143–1157, may 2017. DOI 10.1016/j.jenvman.2017.04.085. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.085>. Acesso em: 20 jun. 2023.

HAGOS, K. *et al.* Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, China, v. 76, nov. 2016, p. 1485–1496. DOI 10.1016/j.rser.2016.11.184. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.184>. Acesso em: 15 jun. 2023.

HOLLIGER, C. *et al.* Towards a standardization of biomethane potential tests. **Water Science and Technology**, v. 74, n. 11, p. 2515–2522, dec. 2016. DOI: 10.2166/wst.2016.336. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>. Acesso em: 27 ago. 2023.

IBRAHIM, T. H. *et al.* Mathematical modelling and parametric optimization of biomethane production with response surface methodology: A case of cassava vinasse from a bioethanol distillery. **Renewable Energy**, Nigeria, v. 200, p. 395–404, sep. 2022. DOI: 10.1016/j.renene.2022.09.083. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2022.09.083>. Acesso em: 21 ago. 2023.

JANKE, L. *et al.* Enhancing biogas production from vinasse in sugarcane biorefineries: Effects of urea and trace elements supplementation on process performance and stability. **Bioresource Technology**, Germany, v. 217, p. 10–20, jan. 2016. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.01.110. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.110>. Acesso em 24 ago. 2023.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos, 3ª Edição, **ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 1995. 720 p.

JUNIOR, A. D. N. F. *et al.* 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**, London, v. 157, jan. 2022. DOI: 10.1016/j.rser.2021.112045. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.112045>. Acesso em: 14 jun. 2023.

KACPRZAK, M. *et al.* Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. **Environmental Research**, Poland, v. 156, p. 39–46, mar. 2017. DOI: 10.1016/j.envres.2017.03.010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.010>. Acesso em: 29 jun. 2023.

KHALID, A. *et al.* The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management**, Pakistan, v. 31, n. 8, p. 1737–1744, mar. 2011. DOI: 10.1016/j.wasman.2011.03.021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.021>. Acesso em: 16 jul. 2023.

KHANH NGUYEN, V. *et al.* Review on pretreatment techniques to improve anaerobic digestion of sewage sludge. **Fuel**, Vietnam, v. 285, aug. 2020. DOI: 10.1016/j.fuel.2020.119105. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119105>. Acesso em: 16 mai. 2023.

KIJO-KLECZKOWSKA, A. *et al.* Combustion of pelleted sewage sludge with reference to coal and biomass. **Fuel**, Poland, v. 170, p. 141–160, dec. 2015. DOI: 10.1016/j.fuel.2015.12.026. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2015.12.026>. Acesso em: 16 jul. 2023.

KIM, G. B. *et al.* Impact of thermal pretreatment on anaerobic digestion of dewatered sludge from municipal and industrial wastewaters and its economic feasibility. **Energy**, Republic of Korea, v. 254, may 2022. DOI: 10.1016/j.energy.2022.124345. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2022.124345>. Acesso em: 20 mai. 2023.

KOTHARI, R. *et al.* Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, India, v. 39, p. 174–195, jul. 2014. DOI: 10.1016/j.rser.2014.07.011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.011>. Acesso em: 15 jul. 2023.

KRISHNA, D.; KALAMDHAD, A. S. Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production - A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, India, v. 2, n. 3, p. 1821–1830, jul. 2014. DOI: 10.1016/j.jece.2014.07.024. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2014.07.024>. Acesso em: 25 jun. 2023.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. 2 ed. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 209 p.

LE, N. T.; JULCOUR-LEBIGUE, C.; DELMAS, H. An executive review of sludge pretreatment by sonication. **Journal of Environmental Sciences**, China, v. 37, n. 2011, p. 139–153, may 2015. DOI: 10.1016/j.jes.2015.05.031. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2015.05.031>. Acesso em: 16 ago. 2023.

LEUNG, D. Y. C.; WANG, J. An overview on biogas generation from anaerobic digestion of food waste. **International Journal of Green Energy**, China, v. 13, n. 2, p. 119–131, 2016. DOI: 10.1080/15435075.2014.909355. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/15435075.2014.909355>. Acesso em: 16 ago. 2023.

LIMA, V. O. *et al.* Anaerobic digestion of vinasse and water treatment plant sludge increases methane production and stability of UASB reactors. **Journal of Environmental Management**, Brazil, v. 327, n. May 2022, p. 116451, out. 2023. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.116451. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116451>. Acesso em: 27 ago. 2023.

MAO, C. *et al.* Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, China, v. 45, p. 540–555, feb. 2015. DOI: 10.1016/j.rser.2015.02.032. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>. Acesso em: 15 ago. 2023.

MATA-ALVAREZ, J. *et al.* A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Spain, v. 36, p. 412–427, apr. 2014. DOI: 10.1016/j.rser.2014.04.039. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.039>. Acesso em: 28 ago. 2023.

MATHEW, A. K. *et al.* Biogas production from locally available aquatic weeds of Santiniketan through anaerobic digestion. **Clean Technologies and Environmental Policy**, India, v. 17, n. 6, p. 1681–1688, nov. 2014. DOI 10.1007/s10098-014-0877-6. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10098-014-0877-6>. Acesso em: 15 ago. 2023.

MEEGODA, J. N. *et al.* A review of the processes, parameters, and optimization of anaerobic digestion. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, USA, v. 15, n. 10, oct. 2018. DOI: 10.3390/ijerph15102224. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph15102224>. Acesso em: 12 jul. 2023.

MERLIN CHRISTY, P.; GOPINATH, L. R.; DIVYA, D. A review on anaerobic decomposition and enhancement of biogas production through enzymes and microorganisms. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, India, v. 34, p. 167–173, mar. 2014. DOI: 10.1016/j.rser.2014.03.010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.03.010>. Acesso em: 12 jul. 2023.

MÖLLER, K.; MÜLLER, T. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. **Engineering in Life Sciences**, Germany, v. 12, n. 3, p. 242–257, 2012. DOI: 10.1002/elsc.201100085. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/elsc.201100085>. Acesso em: 24 ago. 2023.

MONTOYA, M. A. *et al.* Renewable and Non-renewable in the energy-emissions-climate nexus: Brazilian contributions to climate change via international trade. **Journal of Cleaner Production**, Brazil, v. 312, may 2021. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.127700. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127700>. Acesso em: 26 ago. 2023.

MORAES, B. S. *et al.* Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane biorefineries in Brazil from energy, environmental, and economic perspectives: Profit or expense? **Applied Energy**, Brazil, v. 113, p. 825–835, jul. 2013. DOI: 10.1016/j.apenergy.2013.07.018. Disponível em: reserved. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.07.018>. Acesso em: 27 ago. 2023.

- MORAES, B. S.; ZAIAT, M.; BONOMI, A. Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Brazil, v. 44, p. 888–903, jan. 2015. DOI: 10.1016/j.rser.2015.01.023. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.01.023>. Acesso em: 14 ago. 2023.
- MOTA, V. T.; SANTOS, F. S.; AMARAL, M. C. S. Two-stage anaerobic membrane bioreactor for the treatment of sugarcane vinasse: Assessment on biological activity and filtration performance. **Bioresource Technology**, Brazil, v. 146, p. 494–503, jul. 2013. DOI: 10.1016/j.biortech.2013.07.110. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.110>. Acesso em: 24 ago. 2023.
- NARTKER, S. *et al.* Increasing biogas production from sewage sludge anaerobic co-digestion process by adding crude glycerol from biodiesel industry. **Waste Management**, USA v. 34, p. 2567- 2571, aug. 2014. DOI: 10.1016/j.wasman.2014.08.017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2014.08.017>. Acesso em: 25 ago. 2023.
- NIELSEN, H. B.; ANGELIDAKI, I. Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition. **Bioresource Technology**, Denmark, v. 99, n. 17, p. 7995–8001, mar. 2008. DOI: 10.1016/j.biortech.2008.03.049. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.03.049>. Acesso em: 16 ago. 2023.
- NZILA, A. Mini review: Update on bioaugmentation in anaerobic processes for biogas production. **Anaerobe**, Saudi Arabia, v. 46, p. 3–12, nov. 2016. DOI: 10.1016/j.anaerobe.2016.11.007. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.anaerobe.2016.11.007>. Acesso em: 16 ago. 2023.
- PALACIOS-BERECHÉ, M. C. *et al.* Brazilian sugar cane industry – A survey on future improvements in the process energy management. **Energy**, Brazil, v. 259, n. August, p. 124903, jul. 2022. DOI: 10.1016/j.energy.2022.124903. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2022.124903>. Acesso em: 15 ago. 2023.
- PARSAEE, M.; KIANI DEH KIANI, M.; KARIMI, K. A review of biogas production from sugarcane vinasse. **Biomass and Bioenergy**, Iran, v. 122, p. 117–125, jan. 2019. DOI: 10.1016/j.biombioe.2019.01.034. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.01.034>. Acesso em: 14 jun. 2023.
- PAZUCH, F. A. *et al.* Economic evaluation of the replacement of sugar cane bagasse by vinasse, as a source of energy in a power plant in the state of Paraná, Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Brazil, v. 76, p. 34–42, mar. 2017. DOI: 10.1016/j.rser.2017.03.047. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.03.047>. Acesso em: 16 jun. 2023.
- PILLI, S. *et al.* Anaerobic digestion of ultrasonicated sludge at different solids concentrations - Computation of mass-energy balance and greenhouse gas emissions. **Journal of Environmental Management**, Canada, v. 166, p. 374–386, oct. 2015. DOI: 10.1016/j.jenvman.2015.10.041. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.041>. Acesso em: 20 ago. 2023.

PRAMANIK, S. K. *et al.* The anaerobic digestion process of biogas production from food waste: Prospects and constraints. **Bioresource Technology Reports**, Malaysia v. 8, p. 100310, aug. 2019. DOI: 10.1016/j.biteb.2019.100310. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100310>. Acesso em: 17 jul. 2023.

PRAZERES, A. R. *et al.* Treatment of vinasse from sugarcane ethanol industry: H₂SO₄, NaOH and Ca(OH)₂ precipitations, FeCl₃ coagulation-flocculation and atmospheric CO₂ carbonation. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Portugal, v. 7, n. 4, p. 103203, jun. 2019. DOI: 10.1016/j.jece.2019.103203. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103203>. Acesso em: 12 ago. 2023.

PUCCI, R. F. **O RenovaBio, os Créditos de Descarbonização e a Governança Climática Global**. 2021. 51 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Econômicas) – Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas. Campinas.

REIN, Peter. **Sugar Cane Engineering**. 2. ed. Berlin: Verlag Dr. Albert Bartens KG, 2007. 943 p.

SALOMON, K. R. **Avaliação Técnico-Econômica e Ambiental da Utilização do Biogás Proveniente da Biodigestão da Vinhaça em Tecnologias para Geração de Eletricidade**. 2007. 247 p. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) – Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2007.

SILVA, C. B. **Abordagem teórica do processo de geração de biometano a partir de resíduos agroindustriais**. 2017. 71 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, 2017.

SILVA, G. A.; MORAIS, J. A.; ROCHA, E. R. Proposta de procedimento operacional padrão para o teste do Potencial Bioquímico do Metano aplicado a resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 11–16, 2016. DOI: 10.1590/S1413-41520201600100134484. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100134484>. Acesso em: 19 mai. 2023.

SILVERIO, M. S. **Digestão anaeróbia de vinhaça 2G para produção de biogás**. 2017. 80 p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.

SNIS - Sistema Nacional De Informações Sobre Saneamento. Diagnóstico dos serviços de água e esgotos. Disponível em: <http://snis.gov.br>. Acesso em 14 set. 2023.

SYAICHURROZI, I. Review – Biogas Technology to Treat Bioethanol Vinasse. **Waste Technology**, Indonesia, v.4 n.1, p. 16-23, apr. 2016. DOI: 10.12777/wastech.4.1.16-23. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.12777/wastech.4.1.16-23>. Acesso em 20 ago. 2023.

TENA, M. *et al.* Enhanced hydrogen production from sewage sludge by cofermentation with wine vinasse. **International Journal of Hydrogen Energy**, Spain, v. 45, n. 32, p. 15977–15984, apr. 2020. DOI: 10.1016/j.ijhydene.2020.04.075. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2020.04.075>. Acesso em: nov. 2022.

TSYBINA, A.; WUENSCH, C. Analysis of sewage sludge thermal treatment methods in the context of circular economy. **Detritus**, Russia, v. 2, p. 3–15, jun. 2018. DOI: 10.31025/2611-4135/2018.13668. Disponível em: <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2018.13668>. Acesso em: nov. 2022.

TYAGI, V. K. *et al.* Enhancement in hydrogen production by thermophilic anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and sewage sludge - Optimization of treatment conditions. **Bioresource Technology**, Spain, v. 164, p. 408–415, may 2014. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.05.013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.013>. Acesso em: 15 ago. 2023.

TYAGI, V. K.; LO, S. L. Application of physico-chemical pretreatment methods to enhance the sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: An up to date review. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, China, v. 10, n. 3, p. 215–242, aug. 2011. DOI: 10.1007/s11157-011-9244-9. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11157-011-9244-9>. Acesso em: 20 ago. 2023.

WANG, K. *et al.* Anaerobic digestion of food waste for volatile fatty acids (VFAs) production with different types of inoculum: Effect of pH. **Bioresource Technology**, China, v. 161, p. 395–401, mar. 2014. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.03.088. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.088>. Acesso em: 20 ago. 2023.

XIANG, B. *et al.* Prediction of acid dew point in flue gas of boilers burning fossil fuels. **Energy and Fuels**, China, v. 30, n. 4, p. 3365–3373, mar. 2016. DOI: 10.1021/acs.energyfuels.6b00491. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.6b00491>. Acesso em: 20 ago. 2023.

YADVIKA *et al.* Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques - A review. **Bioresource Technology**, India, v. 95, n. 1, p. 1–10, mar. 2004. DOI: 10.1016/j.biortech.2004.02.010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.02.010> Acesso em: 20 ago. 2023.

YANG, G.; WANG, J. Co-fermentation of sewage sludge with ryegrass for enhancing hydrogen production: Performance evaluation and kinetic analysis. **Bioresource Technology**, China, v. 243, p. 1027–1036, jul. 2017. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.07.087. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.087>. Acesso em: 21 ago. 2023.

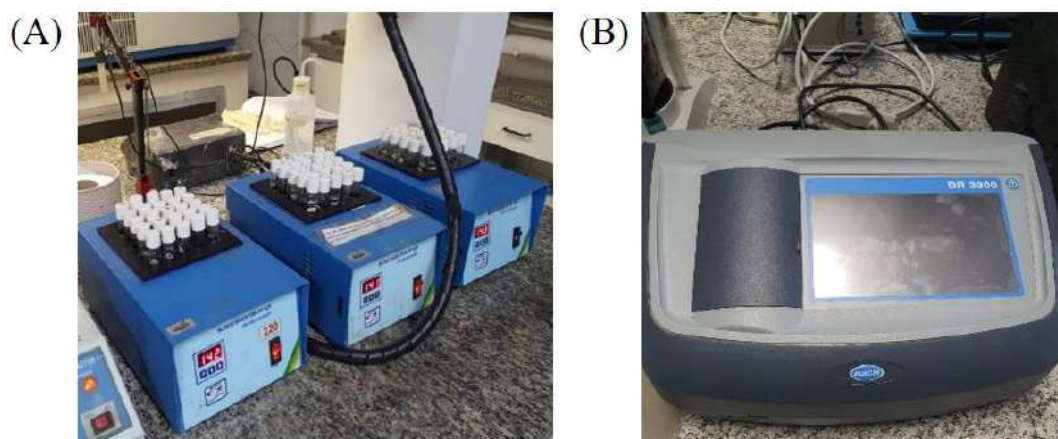
ZHANG, D. *et al.* New sludge pretreatment method to improve methane production in waste activated sludge digestion. **Environmental Science and Technology**, China, v. 44, n. 12, p. 4802–4808, may 2010. DOI: 10.1021/es1000209. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es1000209>. Acesso em: 21 ago. 2023.

ZHAO, K. *et al.*, Ultrasonication as anaerobic digestion pretreatment to improve sewage sludge methane production: Performance and microbial characterization. **Journal of Environmental Sciences**, apr. 2023. DOI: 10.1016/j.jes.2023.04.022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.04.022>. Acesso: 21 ago. 2023.

APÊNDICE A – Análises de DQO e ST

As análises de DQO foram realizadas em triplicata, tanto para caracterizar o inóculo e os substratos (vinhaça e lodo de esgoto) quanto para as bateladas individuais antes e após a codigestão para medir as variações (APHA, 2017). Na DQO total, em cada tubo de DQO Hach, são transferidos 2 mL das amostras a serem analisadas e 2 mL de água destilada para o branco e posteriormente são adicionados 1,2 mL de solução digestora (solução ácida de dicromato de potássio, $K_2Cr_2O_7$ e reagente $HgSO_4$ para eliminar a interferência de cloretos) e em seguida 2,8 mL de solução catalítica (catalisador Ag_2SO_4 em H_2SO_4). Após homogeneização dos tubos, os mesmos são inseridos no bloco digestor (ALFAKIT AT 525) a $150^\circ C$ por 2 horas (Figura 18A). Ao fim deste intervalo de tempo, os tubos são resfriados em temperatura ambiente com ausência de luz e por fim, as amostras são lidas no espectrofotômetro Hach DR 3900 (Figura 18B) utilizando-se o programa de análise de DQO previamente calibrado com biftalato de potássio. A faixa de análise foi de 100 a 1000 mg/L de oxigênio equivalente ($mg O_2/L$) e concentração máxima de cloreto de 2000 mg/L. Amostras com concentrações de matéria orgânica ou de cloreto superiores aos limites foram devidamente diluídas antes da análise e o resultado da leitura multiplicado pelo fator de diluição.

Figura 18: A) Blocos digestores utilizado na determinação da DQO. B) Espectrofotômetro utilizado na determinação da DQO.



Fonte: Acervo pessoal.

Nas análises de ST, os cadinhos de porcelana limpos e vazios foram levados à estufa (ÉTICA) à 105°C por mais de 1 hora (Figura 19). Em seguida, os cadinhos resfriaram em temperatura ambiente no dessecador e, então, tiveram suas massas aferidas em balança analítica (P_0). Foram transferidos 5 mL de cada amostra para os respectivos cadinhos, que foram deixados na estufa a 105°C por aproximadamente 12 horas para evaporação da fração líquida das amostras. Após isso, os cadinhos foram resfriados no dessecador e, atingida a temperatura ambiente, a massa final foi aferida em balança analítica (P_1) e o resultado final calculado com a Equação 3.1.

$$\text{Sólidos Totais} \left[\frac{mg}{L} \right] = \frac{P_1 - P_0 [mg] \times 1000}{\text{Volume cadinho [mL]}} \quad (3.1)$$

Figura 19: Estufa utilizada nas análises de ST.



Fonte: Acervo pessoal.