

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CAMPUS CASCAVEL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA – PGEAGRI

CRISTINA HARUMI ENOKIDA

CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS PECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS
EM REATORES DO TIPO CSTR

Cascavel – Paraná

2024

CRISTINA HARUMI ENOKIDA

**CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS PECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS
EM REATORES DO TIPO CSTR**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) – *campus* Cascavel, em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola

Orientador: Prof. Dr. Airton Kunz.

Cascavel – Paraná

2024

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

HARUMI ENOKIDA, CRISTINA
CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS PECUÁRIOS E
AGROINDUSTRIAIS EM REATORES DO TIPO CSTR / CRISTINA HARUMI
ENOKIDA; orientador Airton Kunz. -- Cascavel, 2024.
90 p.

Dissertação (Mestrado Acadêmico Campus de Cascavel) --
Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências
Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Agrícola, 2024.

1. . I. Kunz, Airton , orient. II. Título.

Revisão de português, inglês e normas realizada por Me. Andreia Piechontcoski Uribe Opazo, em 08 de março de 2025.

CRISTINA HARUMI ENOKIDA

**CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS PECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS EM REATOR
DO TIPO CSTR**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Saneamento Ambiental, APROVADA pela seguinte banca examinadora:

 Documento assinado digitalmente
AIRTON KUNZ
Data: 23/08/2024 09:45:51 -0300
Verifique em: <https://validar.br.gov.br>

Orientador(a) - Airton Kunz

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

 Documento assinado digitalmente
THIAGO EDWIGES
Data: 23/08/2024 09:50:28 -0300
Verifique em: <https://validar.br.gov.br>

Thiago Edwiges

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

 Documento assinado digitalmente
MONICA SAROLLI SILVA DE MENDONÇA COSTA
Data: 23/08/2024 17:05:17 -0300
Verifique em: <https://validar.br.gov.br>

Monica Sarolli Silva de Mendonça Costa

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Cascavel, 02 de agosto de 2024.

BIOGRAFIA

Nascida em 03 de outubro de 1989, na cidade de Catanduvas, Paraná, concluiu, em 2010, o curso de Licenciatura em Geografia pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *campus* Marechal Cândido Rondon e, em 2021, formou-se no curso de Engenharia Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *campus* Medianeira.

Ainda no ano de 2021, iniciou suas atividades na docência pela Secretaria de Educação do Estado do Paraná, pelo núcleo regional de Cascavel e concluiu sua Pós-Graduação em Tecnologia Aplicada à Sala da Aula pela Faculdade Descomplica.

Em 2022, ingressou no Mestrado em Engenharia Agrícola, pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *campus* Cascavel, e, também, na Pós-Graduação em Engenharia de Segurança do Trabalho pela Faculdade Educamais.

Em 2024, tornou-se Mestre em Engenharia Agrícola, pelo Programa de Pós-Graduação de Engenharia Agrícola (PGEAGRI) da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *campus* Cascavel, na área de concentração de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (RHESA), sendo bolsista pelo Programa de Mestrado Acadêmico para Inovação (MAI), financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Dedico este trabalho, primeiramente, à Deus, que me deu força e sabedoria para vencer mais esta etapa da minha vida. Aos meus pais, Yoshio e Rosa Izabel, por todo o apoio e dedicação, além sempre me incentivarem a buscar pelo conhecimento. Ao meu esposo, Alexandre, por estar sempre ao meu lado, me dando amor e carinho e nunca me deixar desistir.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos os envolvidos na execução deste trabalho.

À Embrapa Suínos e Aves, pela oportunidade de desenvolver a pesquisa em seus laboratórios e as equipes de técnicos e laboratoristas, pelo tempo e disposição para me auxiliarem.

Também, agradeço à Kemia Tratamento de Efluentes, pela parceria no desenvolvimento desta pesquisa.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PGEAGRI), por todo o conhecimento repassado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro concedido mediante a bolsa de Mestrado Acadêmico para Inovação.

RESUMO

ENOKIDA, Cristina Harumi. **Codigestão anaeróbia de resíduos pecuários e agroindustriais em reatores do tipo CSTR**. Orientador: Airton Kunz, 2024. 80f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel – Paraná, 2024.

O aumento do consumo de proteínas animais nos últimos anos tem impulsionado a produção e, conseqüentemente, aumentado a geração de resíduos ricos em matéria orgânica. Além da agroindústria, etapas do processamento de proteínas em propriedades rurais também geram resíduos que demandam tratamento, preferencialmente no local de origem, evitando transporte de longa distância. Para reduzir custos e otimizar a produção, é essencial adotar tecnologias que também garantam o manejo adequado desses resíduos. Uma alternativa de tratamento já utilizada no país é a Digestão Anaeróbia (DA), que remove grande parte da matéria orgânica dos resíduos, gerando biogás e digestato, o qual possui potencial uso como biofertilizante. Este estudo avaliou a Digestão Anaeróbia de cinco diferentes resíduos provenientes de atividades pecuárias (dejeito bovino, dejeito suíno e resíduo de incubatório de aves) e agroindustriais (resíduo de ossos e proteína e lodo seco de Flotador por Ar Dissolvido – FAD) em um reator anaeróbio do tipo Tanque com Agitação Contínua (*Continuous Stirred Tank Reactor* - CSTR) em escala laboratorial. Foram testadas diferentes misturas dos resíduos no reator, caracterizando um processo de Codigestão Anaeróbia, com o objetivo de identificar as melhores condições operacionais considerando a disponibilidade dos resíduos. O reator utilizado possuía volume útil de 12L e volume operacional de 17L, com sistema de agitação ajustado a um regime de 65rpm, operando 20 minutos desligado e 5 minutos ligado, sendo o aquecimento mantido a 37°C. Inicialmente, o reator foi alimentado apenas com dejetos suínos e bovinos, sendo posteriormente realizada a progressão de carga com os demais resíduos, totalizando dezessete fases experimentais. Durante o estudo, foram analisados parâmetros físicos, químicos e biológicos dos resíduos e da biomassa do reator, além de cálculos de produtividade e rendimento de biogás. Os resultados indicaram que a melhor Carga Orgânica Volumétrica (COV) foi obtida na nona fase, atingindo $3,67 \text{ kg}_{\text{SVad}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, com produtividade de $2,84 \text{ L}_\text{N} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e rendimento de $770 \text{ L}_\text{N} \text{ kg}_{\text{SVad}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de biogás. Análises microbiológicas em fases selecionadas identificaram a predominância de filos bacterianos associados à hidrólise e acidogênese, com destaque para *Firmicutes*. O gênero acidogênico *Clostridium_sensu_stricto_1* foi predominante na Fase VII, enquanto DTU014 (acetogênico) destacou-se na Fase XIV. A metanogênese, inicialmente conduzida por *Methanosaeta* via acetoclástica (Fase V), foi, posteriormente, substituída por *Methanosarcina*, coincidindo com o acúmulo de Ácidos Graxos Voláteis (AGVs). Por fim, os dados obtidos forneceram informações robustas para a replicação do processo em escala plena, servindo como base para o desenvolvimento de uma planta de biogás otimizada de acordo com as condições experimentais estabelecidas em laboratório.

Palavras-chave: Biogás; Produtividade; Rendimento; Resíduo de produção animal, Resíduo sólido de agroindústria; Biologia molecular.

ABSTRACT

ENOKIDA, Cristina Harumi. **Anaerobic co-digestion of livestock and agro-industrial waste in CSTR reactors**. Advisor: Airton Kunz, 2024. 80 pages. Dissertation (Master's in Agricultural Engineering) –Western Paraná State University, Cascavel – Paraná, 2024.

Increased consumption of animal proteins in recent years has driven production and, consequently, increased the generation of waste rich in organic matter. In addition to the agroindustry, stages of protein processing on farms also generate waste that requires treatment, preferably at the point of origin, to avoid long-distance transportation. To reduce costs and optimize production, it is essential to adopt technologies that also ensure proper management of these wastes. One treatment alternative already used in the country is Anaerobic Digestion (AD), which removes a significant portion of the organic matter from the waste, generating biogas and digestate, which has potential use as a biofertilizer. This study evaluated the anaerobic digestion of five different wastes from livestock activities (cattle manure, swine manure, and bird hatchery waste) and agro-industrial activities (bone and protein waste, and dry sludge from Dissolved Air Flotation – DAF) in a laboratory-scale Continuous Stirred Tank Reactor (CSTR). Different mixtures of waste were tested in the reactor, characterizing a co-digestion process, with the aim of identifying the best operational conditions considering the availability of waste. The reactor used had a useful volume of 12L and an operational volume of 17L, with an agitation system adjusted to a regime of 65 rpm, operating 20 minutes off and 5 minutes on, with heating maintained at 37°C. Initially, the reactor was fed only with swine and cattle manure, with the subsequent load progression of other wastes, totaling seventeen experimental phases. During the study, physical, chemical, and biological parameters of the wastes and reactor biomass were analyzed, as well as productivity and biogas yield calculations. The results indicated that the best Volumetric Organic Loading Rate (OLR) was obtained in the ninth phase, reaching $3,67 \text{ kg}_{\text{SVadic}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, with a productivity of $2,84 \text{ L}_\text{N} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ and a yield of $770 \text{ L}_\text{N} \text{ kg}_{\text{SVadic}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ of biogas. Microbiological analyses in selected phases identified the predominance of bacterial phyla associated with hydrolysis and acidogenesis, especially *Firmicutes*. The acidogenic genus *Clostridium sensu stricto* 1 was predominant in Phase VII, while DTU014 (acetogenic) stood out in Phase XIV. Methanogenesis, initially conducted by *Methanosaeta* via acetoclastic (Phase V), was later replaced by *Methanosarcina*, coinciding with the accumulation of volatile fatty acids (VFAs). Finally, the data obtained provided robust information for the replication of the process on a full scale, serving as a basis for the development of an optimized biogas plant according to the experimental conditions established in the laboratory.

Keywords: Biogas; Productivity; Yield; Animal Production Waste; Agro-industrial Solid Waste; Molecular Biology.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estimativa dos quantitativos dos volumes gerados nas unidades geradoras de resíduos.....	45
Tabela 2 – Alimentação do reator CSTR de acordo com as diferentes fases com sua respectiva COV de operação do sistema; dezesseis fases.....	46
Tabela 3 – Parâmetros analisados, frequência amostral e de análise com metodologia utilizada nos ensaios de Codigestão dos resíduos pecuários e agroindustriais em reator CSTR em escala de bancada	48
Tabela 4 – Resultados de análises de Sólidos Totais, Fixos e Voláteis dos resíduos utilizados na alimentação do reator anaeróbio, em diferentes coletas	51
Tabela 5 – Resultado das análises de N, P, K e Fe em amostras de resíduos coletadas para os ensaios de PBB e Codigestão	53
Tabela 6 – PBB, PBM e CH ₄ produzidos nos ensaios de monodigestão dos três resíduos da pecuária e dois da agroindústria.....	54
Tabela 7 – Dezesseis fases do experimento com suas respectivas COVs (kgsvadic m-3 d-1), recalculadas (Eq. 1) conforme a mudança das características dos resíduos	56
Tabela 8 – Resultado das análises de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e ferro (Fe) de amostra do digestato referente a nona fase do experimento	75
Tabela 9 - Simulação de produção de biogás referente ao volume do reator CSTR, em uma planta de biogás baseada em valores experimentais.....	76

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – As quatro fases da DA: Hidrólise, Acidogênese, Acetogênese e Metanogênese (fase em que é formado o CH ₄).	24
Figura 2 - Sistema CSTR em operação em escala laboratorial e utilizado neste estudo: a) sistema de aquecimento (banho maria); b) sistema de agitação mecânica do reator; c) entrada de alimentação do reator e aferição de temperatura interna; d) conexão com um bag.....	44
Figura 3 – 3A) Dejeito suíno, textura líquida, em temperatura ambiente, após coleta; 3B) Dejeito bovino, textura pastosa, em temperatura ambiente, após coleta; e 3C) Resíduo de incubatório de aves, textura sólida e líquida, em temperatura ambiente, após moagem.....	52
Figura 4 – 4A) Resíduo de lodo seco (FAD), com textura sólida, em temperatura ambiente, após a coleta; e 4B) Resíduo de ossos e proteína, textura pastosa, em temperatura ambiente, após a coleta	53
Figura 5 - Escuma visualizada no digestato, na última fase de operação, sugerindo uma sobrecarga no reator	57
Figura 6 – 6A) 34º dia de operação do reator, saída de gás fechada e volume de biomassa extrapolado pela entrada da alimentação; 6B) Volume de biomassa extrapolado pela entrada da alimentação, aproximadamente 4 litros foram contidos no balde e 1 litro foi perdido	58
Figura 7 – Acompanhamento do rendimento de metano nas 16 fases do experimento; a linha vermelha representa as COVs, a linha azul representa o rendimento de metano e a linha verde o PBM calculado a partir dos valores individuais de cada resíduo conforme a sua proporção.....	59
Figura 8 – Acompanhamento da produtividade de metano nas dezesseis fases do experimento; Quantidade de metano produzido a cada litro de reator por dia, referente a cada COV.....	60
Figura 9 – Cruzamento dos dados de rendimento e produtividade de biogás, nas 15 fases de codigestão de resíduos pecuários e agroindustriais, a primeira fase do experimento com dejeito suíno e bovino não foi considerada neste gráfico	61
Figura 10 - Acompanhamento diário da composição do biogás; níveis de metano próximos a 70% em quase todo o experimento	62

Figura 11 – Acompanhamento diário da composição do biogás; níveis de H ₂ S não detectados em praticamente todo o experimento (concentração máxima de 2,3ppmV) e de H ₂ entre 0 e 125ppmV	64
Figura 12 – Acompanhamento dos Sólidos Totais e Voláteis dentro do reator CSTR em g L ⁻¹ e a porcentagem de remoção de SV nos mesmos períodos de análise	65
Figura 13 – Cascas de ovos presentes na biomassa coletada pela válvula de descarte do reator e recirculada pela entrada de alimentação anterior ao procedimento de alimentação, para auxiliar a homogeneização da biomassa	66
Figura 14 – Acompanhamento do NAT e AL; o cálculo da AL é feito utilizando além do NAT, a temperatura e o pH	67
Figura 15 - Comportamento do pH e da relação da alcalinidade intermediária e da alcalinidade total da biomassa nos 241 dias de experimento, fase V demonstrou instabilidade na AI/AP	68
Figura 16 – Concentração de AGV no CSTR em três fases distintas do processo; dia 94 – AI/AP: 1,04mgHAc mgCaCO ₃ -1; dia 126 – AI/AP: 0,174mgHAc mgCaCO ₃ -1; dia 223 – AI/AP: 1,01mgHAc mgCaCO ₃ -1	70
Figura 17 – Abundância de filamentos bacterianos das amostras de três fases distintas do processo.....	72
Figura 18 – Comunidades microbianas presentes na biomassa, em três fases distintas do processo; dia 94 – AI/AP: 1,04 mgHAc mgCaCO ₃ -1; dia 126 – AI/AP: 0,174 mgHAc mgCaCO ₃ -1; dia 223 – AI/AP: 1,01 mgHAc mgCaCO ₃ -1.....	73

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS.....	18
2.1 OBJETIVO GERAL	18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
3.1 A QUESTÃO AMBIENTAL DOS RESÍDUOS PECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS	19
3.2 DEJETOS SUÍNOS, DEJETOS BOVINOS E RESÍDUOS DE INCUBATÓRIO DE AVES.....	20
3.3 RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS	22
3.4 DIGESTÃO ANAERÓBIA (DA).....	24
3.4.1 Parâmetros de interesse de DA	26
3.4.1.1 pH.....	26
3.4.1.2 Temperatura.....	27
3.4.1.3 Nitrogênio Amoniacal Total (NAT) e Amônia Livre (AL)	28
3.4.1.4 Concentração de Sólidos	29
3.4.1.5 Alcalinidade	30
3.4.1.6 Ácidos Graxos Voláteis (AGVs).....	31
3.4.1.7 Microbiota do processo	32
3.4.2 Biogás	33
3.4.3 Digestato	34
3.5 Digestores anaeróbios.....	35
3.6 Codigestão anaeróbia	36
3.7 Usinas de biogás.....	38
4 MATERIAL E MÉTODOS	41
4.1 Amostragem dos resíduos de interesse e caracterização	41
4.2 Potencial Bioquímico de Biogás (PBB) E Potencial Bioquímico de Metano (PBM)	42
4.3 Ensaio de codigestão em bancada com reator CSTR.....	43
4.3.1 Progressão de Carga Orgânica Volumétrica (COV) no reator	44
4.4 Rendimento e Produtividade de Biogás	47
4.5 Determinações Analíticas.....	48

4.5.1 Parâmetros analisados	48
4.6 Caracterização da microbiota: Sequenciamento e análises de bioinformática ..	49
4.7 Caracterização do digestato-.....	50
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
5.1 Caracterização dos resíduos de interesse	51
5.2 Potencial Bioquímico de Biogás (PBB) e Potencial Bioquímico de Metano (PBM)	54
5.3 Ensaios de codigestao em bancada com reator CSTR.....	55
5.4 Rendimento e Produtividade de Metano	58
5.4.1 Composição do Biogás.....	62
5.4.2 Sólidos Suspensos Totais, Fixos e Voláteis	64
5.5 Nitrogênio amoniacal total (NAT) e amônia livre (AL)	66
5.6 Alcalinidade e pH	68
5.7 Ácidos Graxos Voláteis (AGVs).....	69
5.8 Análise microbiana	71
5.9 Digestato	74
5.10 Simulação planta.....	75
6 CONCLUSÕES	77
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	78
REFERÊNCIAS.....	79

1 INTRODUÇÃO

O crescimento contínuo das cadeias de produção de proteína animal ocasiona um aumento proporcional na geração de resíduos orgânicos, exigindo estratégias eficazes para seu gerenciamento, uma vez que seu descarte sem tratamento pode causar impactos ambientais significativos. Essa realidade se aplica tanto às propriedades rurais, cuja atividade principal está centrada na pecuária, quanto às agroindústrias, que, além de produzirem resíduos com elevado teor de matéria orgânica, também geram subprodutos ricos em nutrientes devido às diversas etapas de processamento das proteínas.

Diante desse cenário, torna-se essencial buscar alternativas eficientes para o tratamento desses resíduos. Sendo assim, a inserção de reatores anaeróbios nos sistemas produtivos apresenta-se como uma estratégia relevante, especialmente em um contexto de crescente preocupação com a redução da emissão de gases de efeito estufa, fortalecimento do mercado de créditos de carbono e avanços tecnológicos.

O processo metabólico que ocorre dentro desses reatores é a Digestão Anaeróbia (DA), um processo biológico no qual microrganismos, como bactérias e arqueas, atuam na ausência de oxigênio utilizando o carbono presente nos resíduos como fonte de alimento e energia. A degradação da matéria orgânica ocorre em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Em cada uma dessas etapas, diferentes grupos de microrganismos desempenham funções específicas e, dessa forma, os produtos gerados em uma fase servem de substrato para a seguinte.

Para garantir uma produção eficiente de biogás com alto teor de metano, é essencial que esses microrganismos atuem de forma coordenada e equilibrada. Nesse contexto, a Codigestão Anaeróbia, que combina diferentes tipos de resíduos no processo de DA, configura-se como uma abordagem promissora, pois, além de aumentar a produtividade e o rendimento do biogás, essa técnica pode contribuir para a estabilidade do processo, uma vez que as características individuais dos resíduos favorecem a autorregulação do sistema, como a manutenção do pH dentro da faixa ideal.

Entre suas funções, a Codigestão Anaeróbia permite a conversão de resíduos pecuários e agroindustriais em energia térmica, mecânica ou elétrica, proporcionando um benefício econômico relevante para os setores produtivos. Além da produção de biogás, o processo também gera digestato, um subproduto que pode ser utilizado

como biofertilizante, reduzindo a necessidade de fertilizantes químicos. No entanto, embora o carbono seja reduzido durante a DA, nutrientes essenciais como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) permanecem no digestato. Dessa forma, é fundamental avaliar as áreas adequadas para sua aplicação, garantindo que tal prática não se converta em uma fonte de poluição ambiental.

No caso de não existirem áreas próximas adequadas para o uso do digestato como biofertilizante, é necessária a adoção de estratégias de tratamento que viabilizem seu descarte adequado em corpos d'água ou o desenvolvimento de soluções logísticas eficientes, considerando os desafios relacionados ao transporte de biofertilizantes líquidos. Tal conjuntura reforça a importância de minimizar as distâncias entre o local de geração dos resíduos, o reator anaeróbio e a aplicação final do fertilizante. Assim, conhecer as características químicas e físicas dos resíduos destinados ao reator anaeróbio torna-se essencial, inclusive, para a escolha do tipo mais adequado de reator e para a otimização da eficiência do processo.

Há diferentes modelos de reatores anaeróbios, os quais podem ser selecionados conforme as características dos resíduos, o investimento econômico disponível e as condições ambientais. Entre os mais utilizados, destacam-se: o Biodigestor de Lagoa Coberta (BLC), o *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), o *Continuous Stirred-Tank Reactor* (CSTR) e o Biodigestor em Fase Sólida (*dry digestion*). Cada modelo possui características distintas, como modo de agitação, capacidade de aquecimento e regime de alimentação, sendo projetados para garantir uma Digestão Anaeróbia eficiente da matéria orgânica e maximizar a produção de biogás, convertendo os resíduos em produtos de valor agregado.

Diante da necessidade crescente de tratamento de resíduos e da viabilidade da DA como solução sustentável, torna-se importante a realização de um estudo direcionado a caracterização de resíduos pecuários — dejetos bovinos, dejetos suínos e resíduo de incubatório de aves — e agroindustriais — resíduo de ossos e proteína e lodo seco (FAD) proveniente da Estação de Tratamento de Efluentes de uma unidade de abate de suínos e aves. Dessa forma, este estudo objetiva avaliar o tratamento desses resíduos por meio da Codigestão Anaeróbia, considerando sua disponibilidade regional e suas características físico-químicas.

Foram realizadas análises na composição do biogás e do digestato, a fim de determinar a melhor combinação de resíduos para otimizar a eficiência do processo. Os dados obtidos permitiram fundamentar a implementação de um reator anaeróbio

em escala plena, levando em conta as condições previamente estudadas em laboratório.

Portanto, este projeto não apenas contribui para o avanço da pesquisa nacional em Codigestão Anaeróbia e geração de energia renovável, mas também fortalece a formação de recursos humanos altamente qualificados, promovendo soluções inovadoras para a gestão sustentável de resíduos agropecuários e agroindustriais.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Estudar o processo de Codigestão Anaeróbia de dejetos bovino, dejetos suínos, resíduo de incubatório de aves, resíduo de ossos e proteína e lodo seco do flotador (FAD), provenientes da Estação de Tratamento de Efluentes de uma unidade destinada ao abate de suínos e aves, em um reator do tipo *Continuous Stirred-Tank Reactor* (CSTR), em escala laboratorial a fim de gerar informações que possibilitem a instalação e a operação de um reator em escala plena.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Caracterizar físico-quimicamente os resíduos submetidos a Codigestão Anaeróbia;
- b) Caracterizar a microbiota da biomassa em diferentes etapas do estudo;
- c) Realizar ensaios de Potencial Bioquímico de Biogás (PBB) dos resíduos de interesse;
- d) Calcular as Cargas Orgânicas Volumétricas (COVs), a serem inseridas no reator e o devido Tempo de Retenção Hidráulica (TRH);
- e) Alimentar um reator em escala laboratorial com os resíduos da pecuária e da agroindústria nas proporções sugeridas;
- f) Avaliar o comportamento dos resíduos, a produção de biogás e a variação em sua composição;
- g) Determinar a condição operacional máxima sem perda de estabilidade no processo associada a maior recuperação de biogás;
- h) Gerar recomendações técnicas para construção e operação de um reator em escala plena.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 A QUESTÃO AMBIENTAL DOS RESÍDUOS PECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS

As atividades pecuárias e agroindustriais são de extrema importância econômica e social, principalmente no Brasil, pois geram desenvolvimento, a nível local e regional; emprego e renda, tanto em grandes quanto em pequenas propriedades rurais, bem como nas agroindústrias. Destaca-se, portanto, que pecuária tem papel importante no abastecimento e na segurança alimentar global, dado que é responsável por 34% da proteína consumida mundialmente proveniente de carnes, leite e ovos (HOLLAS *et al.*, 2022).

Nesse contexto, aponta-se que os alimentos de origem animal terrestre desempenham um papel relevante para a saúde e o desenvolvimento humano, pois fornecem proteínas de alta qualidade, ácidos graxos essenciais, ferro, cálcio, zinco, selênio, vitamina B12, entre outros compostos importantes como carnitina, creatina e taurina (FAO, 2023). Além do mais, conforme dados da *Food and Agriculture Organization of United Nations* (FAO, 2019), 40% do produto interno bruto mundial está relacionado a produção de proteína animal.

No ano de 2020, registrou-se que o Brasil tinha o maior rebanho bovino do mundo, equivalente a 14,3% do rebanho global, correspondente a 217 milhões de cabeças de gado e, na sequência, estava a Índia, com 190 milhões de cabeças de gado. Apesar de ser o maior criador mundial de bovinos, ao somar a produção de aves e suínos, o Brasil passa a ser o terceiro país com maior produção no ranking do mercado internacional de pecuária, atrás da China e dos Estados Unidos (Embrapa, 2021).

Ao longo dos anos, a produção de alimentos do Brasil vem alcançando dimensões continentais, sendo considerada uma das maiores do mundo. O país foi classificado, em 2023, como o quarto maior produtor de carne suína, o segundo maior produtor de carne de frango e quinto maior produtor de ovos a nível mundial. Nesse mesmo período, indicou-se que o estado brasileiro com maior abate de suínos foi Santa Catarina (32,33%), já o estado do Paraná respondeu pelo maior abate brasileiro de frangos (36,15%) (ABPA, 2023).

No entanto, é importante salientar que, junto ao aumento da produção de proteína animal no Brasil, ocorre incremento no volume de dejetos, na produção de

águas residuais e na emissão de gases poluentes gerando graves problemas no meio ambiente. Segundo apontado por Kunz *et al.* (2022), o agronegócio é responsável por cerca de 33% das emissões nacionais de Gases de Efeito Estufa (GEE), visto que grande parte dessas emissões se concentram na fermentação entérica dos animais.

É possível afirmar que muitos resíduos gerados pelas atividades agropecuárias ocasionam sérios problemas ambientais devido as formas de manejo ou de tratamento inadequadas e, principalmente, pela destinação incorreta desses. A título de exemplificação, aponta-se para o cenário de certas produções de suínos em que a geração de resíduos é bastante volumosa devido à alta produção de água residual, proveniente das excreções desses animais, bem como da lavagem que, em alguns sistemas devido a necessidade, ocorre periodicamente.

Da mesma forma, nas atividades agroindustriais há a utilização de um grande volume de água em seus processos, sendo fundamental a realização de tratamentos posteriores. Assim, a realização de estudos que ofereçam soluções para a redução dos impactos ambientais causados pelos dejetos provenientes dessas atividades torna-se necessária seja por causa do aumento da consciência ambiental por parte dos produtores, seja devido ao aumento das exigências dos órgãos fiscalizadores e da sociedade em geral, seja, ainda, em razão dos avanços tecnológicos (CARDOSO; OYAMADA; SILVA, 2015).

3.2 DEJETOS SUÍNOS, DEJETOS BOVINOS E RESÍDUOS DE INCUBATÓRIO DE AVES

Dejetos suínos são, basicamente, uma mistura de fezes, urina e água de lavação, podendo ser constituídos de diferentes materiais, como camas, pelos, ração, entre outros (SALAZAR *et al.*, 2019). Esses materiais são gerados em diferentes sistemas de produção, sendo que, em alguns mais modernos, não é utilizada uma quantidade tão grande de água para a lavagem das granjas.

Diferentemente, em de sistemas mais antigos, – os quais são, comumente, encontrados no Brasil –, ainda há a utilização de grandes quantidades de água. Assim, a maior parte dos dejetos suínos, nesses sistemas, é composta por água e, somente de 1 a 10%, de sólidos totais.

Normalmente, esse dejetos possui coloração escura e sua consistência é líquida, mas pode ser, também, sólida ou pastosa. As características químicas, físicas

e biológicas podem ser bem variadas e dependem, principalmente, da dieta dos animais, da fase de criação e da forma de manejo da água na granja. Aponta-se, contudo, que grande parte dos nutrientes inseridos na alimentação dos suínos não é aproveitada no sistema digestivo dos animais e tende a ser descartada na forma de dejetos (BARROS *et al.*, 2019).

Nos últimos anos, modelos intensivos de produção em unidades de confinamento fizeram com que aumentasse consideravelmente a geração de dejetos, estando esses especificamente concentrados. Essas mudanças não afetaram somente o volume de resíduos, mas, também, sua composição devido ao uso de produtos que estimulam o crescimento, aos medicamentos e a uma dieta diferenciada (SCHMIDT, 2017). Logo, entende-se que as características e o volume do dejetos suíno gerado dependem de diversos fatores, como a dieta dos animais; as fases produtivas, como berçário ou terminação, e, principalmente, o manejo da água nas granjas.

Ao contrário do dejetos suíno, o esterco bovino é um resíduo com alto teor de sólidos. Os resíduos produzidos na criação de bovinos são constituídos, majoritariamente, por fezes e urinas dos animais, cama, areia e sedimentos (RUBIO *et al.*, 2022). Alguns desses materiais são substâncias que tem um período lento de degradação ou são recalcitrantes, o que faz com que a biodegradabilidade do esterco e a produção de biogás sejam mais baixas (MESSINEO *et al.*, 2020).

Porém, tanto o dejetos suíno quanto o bovino, quando não tratados e lançados no meio ambiente de qualquer maneira se tornam potenciais poluidores, principalmente para o solo e para as águas. A aplicação de dejetos bovino indiscriminadamente pode modificar a superfície do solo, diminuindo o seu potencial de infiltração.

Apesar do esterco animal possuir um uso comum como biofertilizante, devido a carga de matéria orgânica e nutrientes, o que acontece é que normalmente os sistemas de confinamento concentram estes recursos em pouca área para aplicação, e faz com que seu uso passe a ser limitado devido a saturação do solo ao absorver a carga de nutrientes gerada, e haja então a necessidade de busca por novas tecnologias para o manejo desses resíduos (VANOTTI *et al.*, 2012; DADRASNIA *et al.*, 2021).

Contudo, é importante não considerar os dejetos de bovinos e suínos apenas como resíduos que precisam ser tratados para evitar problemas ambientais, uma vez

que também trazem benefícios significativos para a Codigestão Anaeróbia. Isso se deve ao fato de que sua alta alcalinidade contribui para com a capacidade de tampão para suportar o acúmulo temporário de ácidos graxos voláteis, além de fornecer macro e micronutrientes essenciais para o crescimento bacteriano (BUŸKOWSKA; MIKUCKA; POKOJ, 2022).

Para o resíduo de incubatório, o uso como biofertilizante não é recorrente, primeiramente pelo fato de não ser comumente encontrado dentro da propriedade rural e por possuir materiais recalcitrantes e nutrientes que precisam ser tratados antes de lançados no ambiente. Todavia, o resíduo de incubatório de aves cresce juntamente com o aumento os dados de exportações e necessita de tratamento.

O material genético avícola, como pintainhas e ovos, tem um volume cada vez maior de exportação, sendo Paraná, São Paulo e Santa Catarina as unidades federativas com o maior percentual, 38,95%, 38,12% e 20,09%, respectivamente (ABPA, 2023).

Em média, 0,16 kg de massa seca de resíduos de incubação são gerados a cada 1kg de pintos de corte nascidos. No incubatório, ao menos, 79% do volume total de resíduos provem da fase de nascimento. Esse valor é diretamente influenciado pela idade da galinha, sendo que aves de postura tardia geram dejetos com maiores teores de carbono (C), sólidos voláteis (SV), extrato etéreo (EE) e nitrogênio (N) (ORRICO *et al.*, 2020).

Assim, dentre as tecnologias disponíveis para tratamento dos resíduos pecuários, destaca-se a DA, visto que apresenta diversas vantagens, como baixo consumo energético, alta eficiência na remoção de matéria orgânica e produção de gás metano, que pode ser utilizado como fonte energética ou passar por beneficiamento para a geração de biometano (NICOLOSO *et al.*, 2022).

3.3 RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS

Os resíduos agroindustriais possuem diversas vertentes e abrangem um amplo leque de subprodutos derivados de pecuária, culturas e agroindústrias (RAHMAN *et al.*, 2019). A agroindústria é a principal responsável por produzir e processar alimentos e rações, bem como por oferecer matéria-prima para outras áreas industriais (MARTINEZ-BURGOS *et al.*, 2021). Em algumas partes do mundo, as matérias-primas são geradas em função da produção de energia renovável.

O abate de animais, assim como outras atividades agroindustriais, gera grande quantidade de efluentes no mundo todo. Segundo Martínez-Brugos *et al.* (2021), no ano de 2019, foram gerados 2,45 bilhões metros cúbicos (m³) de efluentes em abatedouros e 1,65 bilhões em usinas de biocombustíveis.

Para a maioria desses efluentes, há a necessidade de realizar um tratamento posterior, pois o teor de matéria orgânica presente neles é altíssimo, o que impede de serem dispostos no ambiente. Ainda, sabe-se que, em algumas indústrias, é realizada a separação entre a parte com maior teor de sólidos e a parte mais líquida para que sejam realizados tratamentos distintos.

Assim, alguns efluentes passam por um sistema de Flotação por Ar Dissolvido (DAF, do inglês *Dissolved Air Flotation*), um processo de clarificação de efluentes, cujo objetivo é a separação de sólidos, óleos e graxas (RENAULT *et al.*, 2009). O resultado desse procedimento é um lodo mais concentrado, do qual se removeu uma grande parte dos sólidos suspensos que, conseqüentemente, ocasiona em uma redução da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

O processo se deve a um fluxo de microbolhas que se aderem aos sólidos e os carregam para a superfície, possibilitando que esses sejam removidos por uma raspagem superficial e, por fim, sigam para seus devidos tratamentos. Destaca-se, ainda, que determinadas agroindústrias possuem também o equipamento *Tridecanter*, que possibilita separar partes sólidas, líquidas e óleos dos lodos, facilitando seu transporte em casos em que a destinação e o tratamento sejam realizados fora da agroindústria.

Resíduos advindos da produção de proteína animal, como óleos e graxas possuem degradação mais acelerada, produzindo, assim, uma quantidade elevada de biogás com ótima qualidade. Por isso, a Codigestão, nesse caso, é uma ótima alternativa, pois possibilita que diferentes tipos de resíduos agroindustriais sejam homogeneizados, cada um com sua característica de suporte ao longo do processo de DA. Sendo assim, a Codigestão Anaeróbia de resíduos ricos em proteínas é uma estratégia importante para converter matérias-primas valiosas em metano.

Entretanto, ressalta-se que, nesse processo, há a liberação de amônia, que pode inibir a DA (AGOSTINI *et al.*, 2024). Portanto, é necessário avaliar não somente o potencial de produção de energia dos resíduos pecuários, agrícolas e agroindustriais, mas, também, todas as suas características e respostas ao processo de DA.

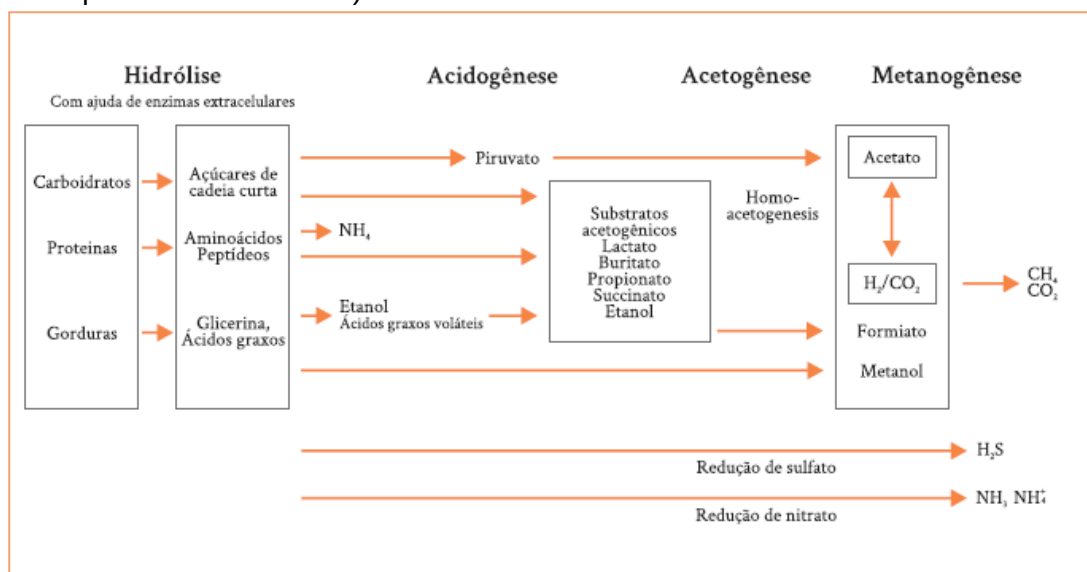
Diante o exposto, é evidente que os formuladores de políticas públicas precisam recorrer a estudos aprofundados sobre as potencialidades e a disponibilidade de fontes de biomassa a fim de fundamentar o processo de tomada de decisão de medidas que provam, de maneira adequada, uma ampla adoção de produções de energias baseadas em biomassa (GUTIÉRREZ *et al.*, 2020).

3.4 DIGESTÃO ANAERÓBIA (DA)

A Digestão Anaeróbica (DA) é um processo metabólico em que uma matéria orgânica é estabilizada a partir da simbiose de determinados grupos de microrganismos. Esse processo é dividido em quatro fases principais: Hidrólise, Acidogênese, Acetogênese e Metanogênese (NICOLOSO *et al.*, 2022). Em suma, trata-se de um processo biológico anaeróbico que converte matéria orgânica em biogás, constituído majoritariamente por metano (CH_4).

Na Figura 1, é possível compreender as fases do processo de DA e, principalmente, verificar que o resultado positivo de cada fase depende da fase anterior, assim como o resultado da degradação de cada uma das etapas serve como alimento para a próxima.

Figura 1 – As quatro fases da DA: Hidrólise, Acidogênese, Acetogênese e Metanogênese (fase em que é formado o CH_4).



Fonte: CESTONARO DO AMARAL; STEINMETZ; KUNZ (2022a).

Cada etapa é realizada por diferentes grupos de microrganismos – como bactérias e arqueias – em sintrofia, que requerem diferentes condições ambientais. Um dos fatores determinantes na DA é a temperatura, pois alguns microrganismos necessitam de condições estáveis, como é o caso das arqueias metanogênicas acetoclásticas, que requerem uma temperatura aproximada de 37°C para melhor se desenvolverem e não serem inibidas.

O aumento de temperatura pode trazer diversos benefícios ao processo, como aumento na solubilidade de compostos orgânicos, melhoria das velocidades de reações bioquímicas e eliminação de patógenos. Entretanto, outros parâmetros devem ser levados em consideração para que ocorra um bom andamento do processo de DA, como pressão parcial de hidrogênio, pH, alcalinidade, Ácidos Graxos Voláteis (AGVs), nutrientes, Nitrogênio Amoniacal Total (NAT) e Amônia Livre (AL).

No reator partículas maiores, como proteínas, carboidratos e lipídeos, são hidrolisadas em monômeros solúveis em água, como açúcares, AGVs e aminoácidos, podem ser degradados ao entrar em uma célula bacteriana. Ocorre, assim, a primeira fase denominada de Hidrólise.

Na segunda fase, denominada de Acidogênese, os monômeros solúveis são fermentados em acetato; dióxido de carbono (CO_2) e hidrogênio (H), bem como em outros ácidos orgânicos de cadeia curta, álcoois orgânicos, amônia livre (NH_3) e sulfeto de hidrogênio (H_2S). destaca-se que essa fase envolve bactérias anaeróbias e facultativas (GERARDI, 2003; OMETTO *et al.*, 2019; CESTONARO DO AMARAL; STEINMETZ; KUNZ, 2022a).

Já na fase, a Acetogênese, os ácidos de cadeia longa são transformados em ácidos com apenas um ou dois átomos de carbono (fórmico e acético), como também em CO_2 e H_2 , que podem ser usados, na última fase - Metanogênese, pelas arqueias metanogênicas para formar metano (CH_4) (ACHINAS; ACHINAS; EUVERINK, 2020)

Ao final do processo de DA, obtêm-se dois subprodutos, cujo primeiro é a fração gasosa, denominada biogás, composta majoritariamente por CH_4 , CO_2 e, em concentrações menores, por vapor d'água, oxigênio (O_2), H_2 , e H_2S . Já o segundo subproduto, a fração líquida, denomina-se de digestato, conhecido também como biofertilizante, sendo rico em nutrientes e, por isso, pode ter uso agrônômico, mediante o correto balanço de nutrientes (KUMAR *et al.*, 2018).

3.4.1 Parâmetros de interesse de DA

Os parâmetros de interesse para acompanhamento de um Biodigestor Anaeróbio abrangem aspectos físicos, químicos e biológicos, os quais são cruciais para avaliar o desempenho e a eficiência do processo de digestão. Os parâmetros físicos incluem temperatura, pH e concentração de sólidos que influenciam diretamente na atividade microbiana e na velocidade das reações bioquímicas.

Já os parâmetros químicos abrangem a concentração de AGVs, alcalinidade e NH_3 , fornecendo *insights* sobre a estabilidade do processo e a produção de biogás. Por fim, os parâmetros biológicos envolvem a diversidade e a atividade dos microrganismos presentes no biodigestor, incluindo bactérias e arqueias, que são responsáveis pela degradação da matéria orgânica e pela produção de gases.

Assim sendo, o monitoramento desses parâmetros torna-se essencial para otimizar as condições operacionais do biodigestor e maximizar a produção de biogás e de biofertilizante.

3.4.1.1 pH

O pH desempenha um papel fundamental na DA, influenciando diretamente a atividade dos microrganismos envolvidos no processo. Um pH adequado é essencial para manter a estabilidade do sistema e garantir a eficiência da decomposição da matéria orgânica.

Em geral, um intervalo de pH entre 6,7 e 7,5 é considerado ideal para que as arqueas metanogênicas, as quais são extremamente sensíveis, consigam realizar seu papel nas reações de DA (CESTONARO DO AMARAL; STEINMETZ; KUNZ, 2022a). No entanto, aponta-se que desvios significativos desse intervalo podem resultar em inibição ou supressão da atividade microbiana, causando diminuição da produção de biogás e à possíveis falhas no processo.

Em seus estudos, Wu *et al.* (2021b) afirmam que, mesmo com a mudança de outros parâmetros, como o Tempo de Retenção Hidráulica (TRH), o controle do pH é imprescindível para manter o habitat de sobrevivência microbiana. Isso se explica uma vez que o pH está ligado diretamente com a concentração de ácidos orgânicos e com as relações de equilíbrio do meio.

Além disso, conforme apontado por Cestonaro do Amaral *et al.* (2022a), os AGVs possuem a tendência de diminuir o pH do ambiente reacional, sendo que essa

diminuição é, normalmente, contrabalançada pelas arqueias metanogênicas que produzem alcalinidade na forma de CO_2 , NH_3 e bicarbonato (HCO_3^-). Diante disso, considera-se essencial monitorar e controlar o pH para garantir o bom funcionamento e a eficiência da DA.

3.4.1.2 Temperatura

A temperatura tem papel importante no processo de DA, principalmente nas propriedades físico-químicas de componentes encontrados nos resíduos. Além do mais, tal parâmetro físico influencia diretamente na atividade dos microrganismos e na taxa de decomposição da matéria orgânica.

Dessa forma, constata-se que a temperatura possui o poder de modificar a composição, bem como a diversidade da comunidade microbiana e suas interações ao afetar as atividades metabólicas e os equilíbrios termodinâmicos das reações bioquímica. Sendo assim, conforme a faixa de temperatura em que os microorganismos atuam, é possível classificá-los em três grandes grupos: I) Psicrófilos, atuando entre 5°C e 20°C; II) Mesófilos, operando entre 25°C a 45°C; e III) Termófilos, que agem entre 45°C a 65°C (RAJAONISON; RABESAHALA; TIANA., 2020).

Dado a esse variado potencial de adaptação dos microrganismos à temperatura, a composição e a abundância da comunidade microbiana sujeitam-se a alterações como resposta às mudanças térmicas. Sendo assim, ocorre variação tanto na predominância da via metabólica metanogênica quanto na estabilidade do processo como um todo (LIN *et al.*, 2016).

Em seus estudos, Sudiartha *et al.* (2024) demonstraram que, por um lado, a rota metabólica acetoclástica desempenhou uma função crucial na geração de CH_4 em cenários de variação térmica; por outro lado, a rota hidrogenotrófica mostrou-se mais sensível a essas flutuações.

As evidências analisadas pelos autores ressaltam a capacidade de adaptação das comunidades microbianas frente às oscilações de temperatura, promovendo, assim, a robustez dos processos de DA. Os autores analisam, ainda, que, geralmente, a DA é mais eficiente em temperaturas com uma faixa ideal entre 35°C a 55°C, dependendo do tipo de microrganismos presentes no sistema. Sendo assim, os estudos apontam que temperaturas mais baixas podem retardar a atividade

microbiana e diminuir a taxa de produção de biogás, enquanto temperaturas muito altas podem causar inibição ou, até mesmo, a morte dos microrganismos.

Contudo, deve-se considerar que, apesar da produção de CH₄ realizada na DA ocorrer em uma ampla faixa de temperatura, identifica-se a condição Mesófila – entre 37°C a 40°C – como ideal para resíduos como esterco avícola (especificamente, de galinha), suíno e bovino. (CAO *et al.*, 2020; AMEEN *et al.*, 2021;). Portanto, manter a temperatura adequada é essencial para garantir o funcionamento eficiente e estável das usinas de biogás, maximizando sua produção e promovendo tratamento eficaz dos resíduos orgânicos.

3.4.1.3 Nitrogênio Amoniacal Total (NAT) e Amônia Livre (AL)

A amônia pode aparecer em processos de DA nas formas de amônia livre (NH₃) ou íon amônio (NH₄⁺). Ambas as formas influenciam significativamente no desempenho de DA ao afetar a atividade microbiana. e, consequentemente, a eficiência do processo.

Em baixas concentrações, a amônia produz um efeito positivo na DA, pois o NAT é necessário para a síntese de aminoácidos e proteínas. Além disso, a amônia neutraliza os ácidos orgânicos gerados pelas bactérias fermentativas e, assim, auxilia na manutenção de um pH estável, o qual é de extrema importância para o crescimento celular (JIANG *et al.*, 2019; CESTONARO DO AMARAL; STEINMETZ; KUNZ, 2022a).

Contudo, a presença de AL, resultante do conteúdo de nitrogênio nos resíduos, é apontada como a principal razão para a falha na DA, devido à sua capacidade de penetrar livremente nas membranas celulares dos microrganismos, especialmente dos metanogênicos. Os possíveis mecanismos de toxicidade de AL incluem: desequilíbrio de prótons, mudanças no pH intracelular e inibição da atividade enzimática específica (CESTONARO DO AMARAL; STEINMETZ; KUNZ, 2022a; SUN *et al.*, 2022; WANG *et al.*, 2024).

Ainda, aponta-se que resíduos com alto teor de nitrogênio, como esterco animal e resíduos orgânicos municipais e industriais, possivelmente levarão a alta concentração de AL durante o processo de DA (JIANG *et al.*, 2019). No entanto, em seus experimentos, Capson-Tojo *et al.* (2020), destacaram que o pH e a temperatura são os principais determinantes da inibição da amônia, em contraste com a concentração de NAT.

Com isso, vale ressaltar que, entre os métodos utilizados comercialmente, a remoção de amônia é vista como uma abordagem promissora para a recuperação de amônia de resíduos ou digestatos. Isso ocorre devido à facilidade em sua implementação, por meio de uma operação simplificada, e pela capacidade de recuperar nitrogênio, diretamente, na forma de fertilizante inorgânico (YELLEZUOME *et al.*, 2022).

Observa-se, atualmente, diversas alternativas para a remoção de compostos nitrogenados, incluindo processos que seguem métodos biológicos e físico-químicos. Nesse sentido, considera-se crucial a compreensão dos fatores que influenciam a inibição de amônia, seja diretamente seja indiretamente – como por concentração inicial de NAT, pH, temperatura, COV ou aclimatação do inóculo – para que ocorra a implementação de medidas de mitigação apropriadas, bem como a eficiência do processo de DA (CAPSON-TOJO *et al.*, 2020).

Nesse sentido, é possível verificar alternativas baseadas em -se processos biológicos costumam ser, geralmente, de baixo custo e exigem menos mão de obra, tornando-se, assim, a opção mais utilizada para o tratamento de digestatos. Dentre os principais processos por esse método estão: nitrificação-desnitrificação, nitrificação parcial, Anammox e processos combinados de desamonificação (BORTOLI; CELANT DE PRÁ; KUNZ, 2022). Ainda, na literatura vigente referente a essa temática, encontra-se outras indicações que buscam mitigar o efeito negativo da amônia na DA, a exemplo evidencia-se o ajuste na relação C/N (carbono/nitrogênio), o uso de membranas, ou a precipitação química como estruvita. (JIANG *et al.*, 2019).

3.4.1.4 Concentração de Sólidos

Em se tratando dos aspectos operacionais do processo de DA, a concentração de sólidos pode ser vista como de extrema importância, não só com o TRH e a degradação dos sólidos voláteis, mas também com sua interferência indireta nas comunidades microbianas.

Além disso, tanto a concentração total de sólidos quanto a proporção de sólidos voláteis influenciam diretamente na taxa de produção de biogás e na dinâmica do sistema. Portanto, compreende-se que concentrações de sólidos adequadas podem aumentar, além da atividade microbiana, a taxa de degradação da matéria orgânica, resultando em uma maior produção de biogás.

No entanto, concentrações muito altas costumam ocasionar sobrecarga no sistema, dificultar a homogeneização da biomassa e a transferência dessa, culminando em formações de camadas de sólidos, entupimentos e redução da eficiência do processo. Ademais, constata-se que a elevação significativa das COVs pode desequilibrar o ambiente, ocasionando na diminuição do pH devido ao aumento na produção de AGVs por microorganismos acidogênicos e, como resultado, há uma redução da produção de metano, uma vez que a comunidade de arqueias metanogênicas é sensível e diretamente afetada nessas condições (ABOUDI; ÁLVAREZ-GALLEGU; ROMERO-GARCÍA, 2015).

Segundo Cestonaro do Amaral *et al.* (2022c), uma COV favorável proporciona condições adequadas para os microorganismos crescerem e acarretam em uma estabilidade no sistema. Assim sendo, compreende-se que COVs muito altas podem elevar a relação alimento-microorganismo, bem como acumular o AGVs. Em contrapartida, COVs, muito baixas resultam em baixa atividade biológica.

Assim, para os reatores anaeróbios do tipo CSTR, é indicado que a COV esteja entre 1 e 4kgSVad/m³ d-1, pois, abaixo do valor mínimo, considera-se que o reator está trabalhando em subcarga, e, acima do valor máximo, estará em sobrecarga. Sendo assim, é essencial conhecer os resíduos inseridos no reator anaeróbio e manter um equilíbrio adequado na concentração de sólidos para garantir o funcionamento eficaz e estável das usinas de biogás. Do mesmo modo, é imprescindível entender que cada tipo de reator irá tolerar concentrações diferentes de sólidos totais, como um Biodigestor de Lagoa Coberta (BLC) que trata efluentes com baixo teor de sólidos – até cerca de 3% (mv⁻¹) –, enquanto um CSTR trata um valor próximo a 10% (mv⁻¹) (CESTONARO DO AMARAL; STEINMETZ; KUNZ, 2022b).

3.4.1.5 Alcalinidade

A alcalinidade, na DA, influencia o ambiente químico dentro do biodigestor e está diretamente ligada ao pH e os ácidos voláteis. Isso ocorre, pois ela ajuda a neutralizar os ácidos orgânicos produzidos durante o processo de degradação da matéria orgânica, mantendo o pH dentro da faixa ideal para a atividade microbiana.

Um dos parâmetros monitorados durante a DA é a relação entre o teor de ácidos orgânicos voláteis (Alcalinidade Intermediária – AI) e a estimativa da capacidade de tamponamento do meio (Alcalinidade Parcial – AP), conhecida como

relação AI/AP. Ao utilizar este método, a estabilidade do processo de Degradação Anaeróbica pode ser facilmente e continuamente avaliada, fornecendo um único valor, o qual dependerá da relação entre esses dois parâmetros (MÉZES *et al.*, 2011).

Apesar de cada planta de biogás possuir resíduos distintos, o seu pré-tratamento e a sua operação são valores de referência encontrados na literatura para orientar as ações de correção que podem ser tomadas antes que o processo entre em colapso caso haja uma alteração significativa no valor de AI/AP, conforme demonstrado no Quadro 1.

Quadro 1 Razões de AI/AP relacionadas as possíveis ocorrências e respectivas ações de correção

Razões AI/AP	Ocorrências	Ações de correção
>0,6	Entrada altamente excessiva de biomassa	Parar com a adição de biomassa
0,5-0,6	Entrada excessiva de biomassa	Reduzir a entrada de biomassa
0,3-0,4	Produção de biogás maximizada	Manter a entrada de biomassa constante
0,2-0,3 ou <0,2	Entrada muito baixa de biomassa	Aumentar a entrada de biomassa

Fonte: MÉZES *et al.*, 2011 (com adaptações).

A relação AI/AP é considerada um indicador precoce que pode ser útil na tomada de decisão, pois, caso o seu valor seja considerado alto para determinado sistema, algumas ações preventivas podem ser tomadas, como a pausa na alimentação do reator anaeróbio ou a suplementação de alcalinidade (Metrohm, 2022). Sendo assim, afirma-se que uma proporção adequada entre uma fonte de carbono disponível e o pH seria crucial para o crescimento saudável das bactérias e para alcançar um rendimento ideal de metano.

Diante do exposto, monitorar e controlar os níveis de alcalinidade são ações essenciais para garantir o funcionamento estável do processo, como uma maximização na produção de biogás.

3.4.1.6 Ácidos Graxos Voláteis (AGVs)

Os AGVs são produtos intermediários do processo de decomposição da matéria orgânica. São considerados cruciais para a obtenção de estabilidade superior na produção de gás CH₄ e na sincronização da série de reações bioquímicas. Ademais, são compostos principalmente de ácido acético/acetato, ácido

propiónico/propionato, ácido butírico/butirato, ácido valérico/valerato, ácido capróico/caproato e ácido enântico/enantato (LABATUT; GOOCH, 2014; KUMAR *et al.*, 2024).

Durante a fase de Acidogênese, as bactérias acidogênicas convertem os produtos da fase inicial da hidrólise em hidrogênio (H), CO₂, acetatos e AGVs. No entanto, entre os produtos dessa fase, os AGVs produzidos não podem ser convertidos diretamente pelos Metanogênicos (KHAN *et al.*, 2016).

Embora, em quantidades moderadas, os AGVs sejam essenciais para o metabolismo microbiano e a produção de biogás, destaca-se que concentrações elevadas desses podem resultar em inibição da atividade microbiana e instabilidade do processo. Sendo assim, se o pH no processo de DA diminuir e ficar abaixo de 6,6, isso acarretará a inibição das arqueias metanogênicas.

No entanto, as bactérias acidogênicas continuariam com suas funções até um pH de 4,5. Como consequência possível disso, haveria um rápido acúmulo de AGV (CESTONARO DO AMARAL; STEINMETZ; KUNZ, 2022a) que levaria à acidificação do meio e à redução da produção de biogás, além de que, potencialmente, comprometeria a qualidade do digestato.

Diante disso, diversas estratégias foram propostas para promover a conversão mais rápida de AGVs em CH₄. Essas abordagens englobam a escolha adequada do tipo de reator, a temperatura operacional ideal, o pH adequado, a pressão parcial apropriada de hidrogênio, a COV e a utilização de complementos químicos (KUMAR *et al.*, 2024).

3.4.1.7 Microbiota do processo

A microbiologia envolvida na DA está sendo cada vez mais compreendida como essencial na otimização de desempenho e estabilidade do processo. Isso porque os microrganismos anaeróbios desempenham papéis específicos na degradação da matéria orgânica e na produção de biogás, além de que diferentes grupos bacterianos são responsáveis por etapas distintas do processo.

Conhecer a composição e a dinâmica da microbiota anaeróbia permite ajustar as condições operacionais do sistema, como pH, temperatura e concentração de nutrientes, para promover o crescimento e a atividade dos microrganismos desejados. Cada grupo microbiano possui características únicas como resposta as condições

operacionais variáveis, o que interfere na sua taxa de crescimento, densidade e diversidade (TYAGI *et al.*, 2021).

Em suas análises, Jo *et al.* (2022) concluíram que, no tratamento de dejetos suíno, parâmetros como a AL, em altas taxas, resultaram tanto na mudança da população de bactérias como na de arqueias. Contudo, certos microrganismos metanogênicos, como a *Methanosarcina sp.*, demonstram uma notável robustez e uma alta tolerância à AL, em comparação com outras arqueias metanogênicas (VRIEZE *et al.*, 2012).

Alguns parâmetros da DA podem acabar não tendo um impacto direto na produção de metano, uma vez que os microorganismos presentes se adaptam e regulam dentro do sistema. Em seus experimentos, Wang *et al.* (2020) observaram que o rendimento de metano não atingiu valores extremamente distintos entre a DA por via úmida e por via seca, porém houve mudança na estrutura da comunidade microbiana com baixos ou altos teores de sólidos.

Parte significativa das pesquisas referentes a DA de resíduos animais, como dejetos suíno, concluíram que a metanogênese hidrogenotrófica tem sido a via preferencial das arqueias para a produção de CH₄ (RIYA *et al.*, 2016; HU *et al.*, 2019). Sendo assim, compreender microbiologia anaeróbia facilita a identificação e a resolução de problemas operacionais, como a formação de lodo e a instabilidade do processo. Dessa forma, contribui-se para a operação eficiente e sustentável das usinas de biogás.

3.4.2 Biogás

Mediante a DA, o resíduo utilizado produzirá o biogás e, concomitantemente, reduzirá o lançamento de outros resíduos ao ambiente e gerará energia renovável. O biogás produzido nesse processo pode ser usado em muitas aplicações industriais, assim como para aquecimento, cozimento e transporte, por exemplo, de carros, ônibus e caminhões, como ocorre em países como a Suécia (FRANÇOIS *et al.*, 2023).

O biogás gerado no processo de DA é uma mistura de CH₄ (60% a 70%), CO₂ (20% a 30%) e demais gases em menor quantidade, como o H₂, H₂S, NH₃, N₂, entre outros. A composição do gás produzido está ligada diretamente às características do resíduo e dos parâmetros de operação, de modo que é um excelente combustível renovável (OMETTO *et al.*, 2019).

Além da composição, dois parâmetros importantes para avaliar a quantidade e qualidade de um biogás são relacionados a sua produtividade e ao seu rendimento de biogás. O rendimento refere-se à quantidade de biogás produzida por dia em relação à quantidade de sólidos voláteis inseridos no reator, enquanto a produtividade indica a quantidade de biogás gerada em relação ao volume do reator.

Assim, conhecer a composição dos resíduos de biomassa é essencial, pois esses podem desempenhar um papel importante nos rendimentos de CH₄ e biogás. Cada resíduo, como esterco animal, resíduos alimentares, resíduos agrícolas, entre outros, possuem uma porcentagem de sólidos e um Potencial Bioquímico de Biogás, pelo qual será possível prever a produção de biogás após determinado período.

Todos estes parâmetros são analisados para comprovar que o biogás pode ser uma fonte de energia limpa e ambientalmente sustentável, reduzindo os danos ao ambiente e proporcionando energia para as propriedades rurais, as quais podem se tornar autossuficientes energeticamente e, ainda, alcançar maior desenvolvimento no setor econômico.

3.4.3 Digestato

O digestato é uma substância orgânica abundante em nutrientes essenciais para o crescimento das plantas por conter três principais macronutrientes – nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) –, sendo capazes de suprir as necessidades básicas dessas. Além disso, apresenta nutrientes secundários como magnésio (Mg), cálcio (Ca) e enxofre (S), juntamente com micronutrientes, como cobre (Cu) e zinco (Zn).

Dessa forma, o digestato pode ser utilizado como fertilizante agrícola, substituindo fertilizantes sintéticos (EBA, 2023). Contudo, a qualidade de digestato para viabilizar sua utilização para fertirrigação depende de alguns fatores, tais como a composição e a variabilidade do resíduo utilizado na etapa de biodigestão; o tipo de biodigestor e as tecnologias utilizados; a possibilidade de ter ocorrido uma perda de nutrientes no armazenamento dos resíduos e digestatos; a eficiência de pré-tratamentos anteriores a entrada do dejetos no biodigestor; o possível tratamento posterior do digestato; e a possibilidade de anteriormente ter ocorrido uma diluição dos resíduos e do digestato na água (NICOLOSO *et al.*, 2022).

Logo, mesmo que a DA seja viável para o tratamento de efluentes suinícolas, o digestato gerado é um efluente com concentrações significativas de nutrientes,

como N e P, e, quando seu uso no solo é inviabilizado ou limitado, essa substância pode apresentar potencial impacto poluidor ao meio ambiente (MA *et al.*, 2016).

Vale destacar que a redução de oxigênio dissolvido e eutrofização de corpos hídricos resultam na toxicidade e coloca em risco a saúde humana, sendo esses os principais impactos causados por altas concentrações das formas nitrogenadas em efluentes (NICOLOSO *et al.*, 2022). Logo, é necessário compreender o cenário que envolve a utilização do digestato para concluir se o melhor caminho será seu uso agrônômico, para o aporte de nutrientes, como N e P no solo e nas plantas, ou se há a necessidade um tratamento para que essa substância possa ser lançada em corpos hídricos.

3.5 DIGESTORES ANAERÓBIOS

Os biodigestores são estruturas projetadas e planejadas para converter a matéria orgânica contida nos resíduos em biogás e, normalmente, oferecem condições favoráveis para os microrganismos possam executar essa função. Existem diversas tecnologias de biodigestores em todo o mundo, sendo cada uma delas adaptada conforme as condições ambientais e aos resíduos utilizados (BIASI *et al.*, 2018).

O reator a ser utilizado no processo de DA dependerá predominantemente das características do resíduo fornecido a planta de biogás, principalmente ao ser considerada a quantidade de sólidos presentes no resíduo. Isso ocorre, pois alguns biodigestores não conseguem homogeneizar a biomassa dentro do reator, fazendo com que o processo de digestão não ocorra de maneira correta, podendo esses resíduos tomarem outras rotas metabólicas, assim como formarem uma grande quantidade de lodo no fundo do reator, diminuindo seu tempo útil de funcionamento.

Um dos biodigestores mais conhecidos é o do tipo BLC, sendo a tecnologia mais utilizada no Brasil devido à facilidade na sua construção e operação, além de possuir um custo mais baixo comparado a outros reatores. Além disso, é considerada uma tecnologia simples e versátil, indicada, principalmente, para ser utilizada em regiões quentes e para resíduos com teor de sólidos menor que 3%, ou seja, ideal para operar com dejetos suínos, pois a maior porcentagem desses é composta por água (KUNZ *et al.*, 2022).

Já o biodigestor do tipo CSTR é a tecnologia mais utilizada em vários países para tratamento de resíduos agroindustriais. O CSTR apresenta nível tecnológico superior comparado ao BLC, bem como possibilidades de manejo e operação mais avançadas, podendo ser utilizado para tratamento dos mais diversos resíduos. Isso ocorre principalmente pelo fato de que o CSTR é indicado para trabalhar com teor de sólidos de até 12% (KUNZ *et al.*, 2022), devido a seu sistema de agitação e aquecimento.

Com relação ao sistema de agitação do CSTR, esse pode ser hidráulico, mecânico ou pneumático, sendo que há dois aspectos que devem ser considerados na agitação: intensidade e tempo, uma vez que podem melhorar a produtividade do biogás. Já o aquecimento pode ser realizado de diversas maneiras, como aquecendo o resíduo ou por serpentinas instaladas na parte interna do reator. Da mesma maneira que a agitação, o aquecimento é de extrema importância.

Por último, vale destacar que reatores do tipo CSTR não acumulam lodo, logo o TRH e o Tempo de Retenção de Sólidos (TRS) são os mesmos. Destaca-se, ainda, que o TRH varia conforme o volume do biodigestor e a vazão de alimentação, os quais estão diretamente ligados a COV e as características dos resíduos.

3.6 CODIGESTÃO ANAERÓBIA

O termo Codigestão refere-se à DA realizada a partir da combinação de dois ou mais resíduos que se complementam sinergicamente, visando maximizar os rendimentos de CH₄. Ao combinar diferentes tipos de resíduos, como resíduos de origem animal e agroindustrial, esse processo maximiza a produção de biogás e otimiza a eficiência do tratamento de resíduos. Na maioria das vezes, está associado a efeitos positivos e, raramente, a interações negativas para o processo em si.

Ao estudar resíduos como polpa de café, esterco bovino, resíduos alimentares e lodo de esgoto desidratado, Karki *et al.* (2022) se depararam com alguns resultados melhores na monodigestão de polpa de café e resíduos alimentares em relação ao rendimento de CH₄. Contudo, os autores concluíram que nenhum efeito antagônico foi encontrado na Codigestão desses resíduos.

A Codigestão, ao empregar múltiplas matérias-primas, pode superar as limitações enfrentadas pela monodigestão, intermediando desafios vinculados às características de uma única matéria-prima. Pesquisas atuais destacam diversos

benefícios da Codigestão, como maior digestibilidade devido aos efeitos sinérgicos dos resíduos, além de mais estabilidade no processo e maior valor nutricional do digestato produzido (KARKI *et al.*, 2021).

Ao longo de seus estudos, Bao *et al.* (2023) investigaram o desempenho da Codigestão Anaeróbica utilizando resíduos de alto teor de sólidos (20% de ST). Também, observaram que além de aumento na produção de CH₄ e excelente capacidade tampão, houve alteração na dinâmica da comunidade microbiana ao codigerir diferentes proporções de resíduos alimentares e palha. Assim, os estudiosos concluíram que os microrganismos podem digerir ao mesmo tempo vários resíduos com características complementares e que essa sinergia ajuda a superar desequilíbrios nutricionais.

Atrelado a isso, Wang *et al.* (2022) estudaram não apenas a Codigestão visando o aumento da produção de metano, mas também a identificação da mistura adequada para realização da hidrólise térmica. Em suas análises, procuraram compreender a desidratação do digestato em temperaturas mesofílicas e termofílicas e as implicações dessas mudanças na comunidade microbiana. Como resultado, destacou-se a importância de minimizar o volume do digestato considerando a quantidade de água presente, fator que implica diretamente no aumento do custo de transporte, sendo esse um aspecto crucial no processo de Codigestão.

A respeito do custo do transporte de resíduos até a planta de produção de energia, esse deve ser considerado mesmo antes da realização de análise da combinação dos resíduos. Além disso, a distribuição e aplicação do digestato após o processo também são etapas importantes, pois a viabilidade do processo só pode ser determinada ao se avaliar os custos associados a ele.

Além de converter resíduos em energia renovável, a Codigestão Anaeróbia também contribui para a redução de emissões de gases de efeito estufa, bem como para a minimização da necessidade de aterros sanitários e a produção de biofertilizantes de alta qualidade. Portanto, evidencia-se que essa abordagem integrada não apenas promove a sustentabilidade ambiental, mas, também, oferece oportunidades econômicas ao criar fontes adicionais de energia e nutrientes valiosos para a agricultura.

3.7 USINAS DE BIOGÁS

Usinas de biogás representam uma promissora faceta da transição energética, aproveitando resíduos orgânicos para gerar eletricidade, calor e, inclusive, biocombustíveis. Essas instalações convertem matéria orgânica, como resíduos agrícolas, esterco animal e até mesmo resíduos urbanos, em biogás por meio de um processo anaeróbio.

O biogás produzido, principalmente composto por CH_4 e dCO_2 , pode então ser queimado para gerar energia, reduzindo, assim, a dependência de fontes não renováveis e mitigando as emissões de gases de efeito estufa. Esse método não apenas oferece uma solução eficiente para o gerenciamento de resíduos, como também contribui significativamente para a busca de alternativas sustentáveis na geração de energia.

Segundo Cheng *et al.* (2024), o interesse no biogás comprimido e na geração de eletricidade em larga escala a partir de biogás está em ascensão, impulsionado pelo potencial dessas tecnologias em lidar com os desafios energéticos e de gestões de resíduos de forma simultânea. Contudo, a operação sustentável de usinas comerciais de biogás em grande escala demanda a atenção para vários fatores. Entre esses, pode-se citar aspectos técnicos, como os tipos de matéria-prima utilizados, o tamanho da planta, parâmetros operacionais e estratégias para aproveitamento do biogás e do digestato; bem como considerações de custo, englobando investimentos de capital e despesas operacionais, e de acessibilidade, influenciada por fatores como subsídios governamentais.

Nos últimos anos, a cadeia do biogás tem avançado em direção a uma maior industrialização e comercialização. Esses avanços são viabilizados pela crescente atenção global ao setor e pela implementação de legislações e regulamentos relevantes em diversos países (WU *et al.*, 2021a).

Além disso, diante das crises geopolíticas, a União Europeia (UE-27) está determinada em diminuir sua dependência do gás russo, enquanto intensifica os esforços para combater as mudanças climáticas ao promover a produção e o uso de energias renováveis. Nesse cenário, os gases renováveis, como o biogás e o biometano, estão emergindo como elementos essenciais na configuração futura do mix energético.

Assim sendo, a adoção dessas medidas não apenas diminuirá a dependência europeia do gás natural, mas, também, desempenhará um papel significativo na construção de um sistema energético integrado com emissões líquidas zero. Isso refletirá nas transições energética e agroecológica, contribuindo para que a Europa abrace uma economia circular e sustentável.

Atualmente, quase todo biometano produzido na Europa é mediante a DA. Para tanto, estima-se um potencial de biometano de 111 bilhões de metros cúbicos para 2040, dos quais 101 são relacionados a UE-27. Esse potencial é composto por 74 bilhões de metros cúbicos de DA (67% do total) e 37 bilhões de metros cúbicos de gaseificação térmica (33% do total), sendo Alemanha, França, Espanha, Itália e Reino Unido os países com maior potencial de produção (EBA, 2023). Assim, cerca de 19.000 centrais de biogás de grande escala estão instaladas na Europa, o que representa cerca de 65% da capacidade global de geração de biogás (EBA, 2022).

No Brasil, o desenvolvimento das usinas de biogás ainda está em estágios iniciais em comparação com a UE-27. No entanto, os estados da Região Sul do país estão experimentando um crescimento significativo nesse setor. Nesse sentido, o Paraná lidera com 426 plantas; seguido por Santa Catarina, com 126 plantas; e Rio Grande do Sul, com 84 plantas. Isso resulta em uma produção anual total de 876 milhões de Nm^3/ano de volume de biogás produzido (CIBIOGÁS, 2023).

As usinas de biogás, além de considerarem a estrutura regional e o desenvolvimento histórico, demandam de um investimento inicial substancial, cuja justificativa é crucial, pois sua operação sustentável requer manutenção cuidadosa, acarretando custos financiados pelas receitas da venda de biogás e biofertilizante. Os envolvidos nesse contexto devem, também, ponderar os requisitos regulatórios e os incentivos potenciais (STÜRMER *et al.*, 2021), levando em conta todos os aspectos operacionais e financeiros. Portanto, torna-se necessária a análise detalhada dos dados técnicos e econômicos a fim de compreender, gerenciar e sustentar o desempenho econômico das instalações comerciais de biogás, especialmente considerando que muitas vezes operam abaixo de sua capacidade total.

Com isso, destaca-se, também, que procedimentos operacionais inadequados ou falhos, resultados de grandes desvios dos parâmetros operacionais ideais, são as principais causa de instabilidades frequentes no processo. Assim, verifica-se que, a curto prazo, melhorias nos sistemas de monitoramento de processos e treinamento adequado para os operadores da planta podem garantir a configuração adequada do

sistema, bem como o controle e o gerenciamento padronizado dos parâmetros operacionais.

Tais medidas promoverão a otimização do processo sem que haja risco potencial de instabilidade (KARRABI *et al.*, 2023). No entanto, a instabilidade do processo é uma questão frequentemente observada em digestores anaeróbicos nas instalações comerciais de biogás, levando à redução na produção do produto, além de promover acidificação, formação de espuma e, em casos extremos, falhas completas em todo o sistema de DA (WU *et al.*, 2021b).

Sendo assim, evidencia-se que os parâmetros do processo e a composição do resíduo desempenham importante papel na eficiência e no desempenho do sistema (DEENA *et al.*, 2022). Para tanto, é fundamental compreender sobre a região em que a usina será implantada e quais os resíduos disponíveis, a fim de fazer a escolha adequada do biodigestor e dos parâmetros de construção e operação do sistema.

4 MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Experimentação e Análises Ambientais (LEAA), da Embrapa Suínos e Aves, unidade descentralizada da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), localizada no município de Concórdia, Santa Catarina, Brasil (27°18'S 51°59'O).

4.1 AMOSTRAGEM DOS RESÍDUOS DE INTERESSE E CARACTERIZAÇÃO

O dejetos suíno foi proveniente da unidade de produção de suínos da Embrapa Suínos e Aves que, após ser destinado a Estação de Tratamento de Dejetos Suínos (ETDS) da unidade e passar por gradeamento, foi coletado. Já o dejetos bovino foi coletado em uma propriedade privada que possui gado de leite confinado, no município de Concórdia – Santa Catarina.

O resíduo avícola, por sua vez, foi coletado no incubatório de aves da agroindústria. Também, utilizou-se outros dois resíduos que foram recebidos de uma agroindústria da região oeste de Santa Catarina atuante com o abate de aves e suínos, dos quais um é resíduo de processamento de ossos e proteína e o segundo resíduo caracterizado como lodo seco, que após passagem por um flutador (FAD) na Estação de Tratamento de Efluentes, passa por um *Tridecanter*.

As amostras foram submetidas a caracterização de Sólidos Totais (ST), Sólidos Voláteis (SV), Sólidos Fixos (SF), Nitrogênio Total *Kjeldahl* (NTK), Fósforo total (PT), Potássio (K) e Ferro (Fe). Alguns resíduos precisaram ser analisados novamente, visto que novas coletas foram necessárias no decorrer do estudo.

A determinação de sólidos (ST, SV e SF) foi realizada secando as amostras a 105 °C e, depois, calcinando a 550 °C. O TKN foi medido usando o Método *Kjeldahl* em um digestor seguindo a destilação em uma unidade modelo *Kjeltec* 8100 (Foss, Hilleroed, Dinamarca).

A determinação analítica de P por espectrometria na região ultravioleta-visível foi realizada utilizando espectrofotômetro *UV-VIS Varian Cary 50 Probe* (Melbourne, Vic, Australia), de acordo com o Método Oficial APHA 4500-P e descrito de acordo com *American Public Health Association* (APHA, 2012). Por sua vez, a determinação analítica de K por fotometria de emissão em chama foi realizada pelo Método Oficial AOAC 956.01, descrito pela *Association of Official Analytical Chemists* (AOAC, 1995),

e nos Procedimentos APHA 3500-K, apresentados por APHA (2012). Por último, a determinação analítica de Fe por Espectrofotometria de Absorção Atômica em chama (EAA) foi realizada no Método oficial AOAC 975.03, descrito pela AOAC (1995).

4.2 POTENCIAL BIOQUÍMICO DE BIOGÁS (PBB) E POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO (PBM)

O ensaio de Potencial Bioquímico de Biogás (PBB) foi realizado com todos os resíduos utilizados no decorrer do experimento – dejetos bovinos e suínos, resíduo de incubatório de aves, resíduos de ossos e proteína e lodo seco (FAD). Os testes de PBB possibilitaram uma análise comparativa do biogás produzido pelos resíduos em sua devida proporção, com o rendimento de biogás na Codigestão Anaeróbia.

Para os ensaios de PBB, foram utilizados reatores de 250mL ligados a tubos eudiômetros de 500mL, em triplicata e com alimentação em batelada. O sistema foi mantido em temperatura mesófila ($37^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$), de acordo com as Normas VDI4630 (2006) e DIN38414-8 (1985).

A quantidade de resíduo utilizada no teste sempre respeitou a proporção de $\frac{ST_{substrato}}{ST_{inóculo}} \leq 0,5$, para evitar qualquer tipo de inibição que pudesse comprometer os testes (VDI, 2006). Logo, cada resíduo teve a sua quantidade calculada com base nos seus respectivos ST e o restante do volume útil dos reatores foi completado com inóculo.

O inóculo de microrganismos anaeróbios mesofílicos utilizado nos ensaios foi preparado a partir de: inóculo anaeróbio alimentado com dejetos suínos; inóculo anaeróbio de indústria de gelatina; e dejetos bovinos frescos, sendo a proporção de 1:1:1. A mistura foi mantida em um reator do tipo CSTR, agitado mecanicamente por pás, com temperatura interna de $37 \pm 1^{\circ}\text{C}$ e alimentado com uma carga de $0,3\text{kg}_{\text{SVad}} \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$ (STEINMETZ *et al.*, 2016).

Antes da montagem dos testes, o inóculo permaneceu por sete dias sem alimentação para reduzir a produção de biogás e não interferir nos resultados. Além disso, antes de ser colocado nos reatores, esse foi peneirado e, assim, analisou-se o ST, o SF e o SV.

Durante os ensaios, a produção de biogás foi avaliada diariamente até se estabilizar, o que foi determinado quando a produção realizada por dia passou a ser

menor ou igual a 1% do total de biogás produzido, conforme estabelecido em VDI (2006).

Para aferir a composição do biogás (CH_4 , CO_2 , O_2 , H_2S), foi utilizado o analisador de gás GEM5000 (LANDTEC, USA). Para isso, houve a necessidade de realizar uma acumulação de gás de aproximadamente 250mL em cada uma das triplicatas. Sendo assim, o gás das triplicatas foi coletado em um único bag e analisado.

A partir dos resultados encontrados nos testes de PBB e após a análise do gás produzido, foi possível calcular o Potencial Bioquímico de Metano de cada resíduo para que também pudesse ser comparado com os dados de codigestão anaeróbia.

4.3 ENSAIOS DE CODIGESTÃO EM BANCADA COM REATOR CSTR

O ensaio de progressão de carga no reator teve duração de 240 dias. O reator utilizado foi do tipo CSTR com volume total de 17L, dos quais 12L eram de volume útil, conforme retratado na Figura 2. No sistema utilizado, a agitação mecânica possuía pás para homogeneizar os resíduos, dessa forma, o reator operou em regime de 65rpm, 20 minutos desligado e 5 minutos ligado, ininterruptamente (IKA®, RW 20 digital).

A temperatura foi controlada por um Banho Termostático (JULABO, Modelo M8), externo ao reator, para que se mantivesse próxima aos $37^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$, o reator possuía parede dupla entre as quais a água aquecida circulava ininterruptamente.

Uma vez ao dia, a parte da biomassa, cerca de 8% do volume útil, era recirculada, seguida do processo de alimentação com a mistura dos resíduos correspondente a cada fase. A recirculação era necessária devido à sedimentação de parte do resíduo que ocorria quando a agitação do reator estava parada, o que fazia com que esse se acumulasse no cano de saída do digestato. A mesma quantidade de alimentação era retirada de biomassa do reator e a amostra era armazenada para análise ou descartada.

Inicialmente, o reator estava aclimatado com inóculo composto por dejetos bovino e suíno, portanto optou-se por iniciar o experimento com esses dois resíduos na primeira fase de operação visando um maior controle. Assim, nos primeiros 26 dias o reator recebeu apenas dejetos bovinos e suínos, na proporção de 1:25

respectivamente, COV de $0,36\text{kg}_{\text{SVadic}}\text{ m}^{-3}\text{ d}^{-1}$, até se verificar uma estabilidade no processo.

Figura 2 - Sistema CSTR em operação em escala laboratorial e utilizado neste estudo: a) sistema de aquecimento (banho maria); b) sistema de agitação mecânica do reator; c) entrada de alimentação do reator e aferição de temperatura interna; d) conexão com um bag.



Fonte: A autora (2024).

Diariamente, o gás produzido no reator foi coletado e analisado pelo analisador de gás AwiFlex Cool+, da empresa AWITE Bioenergie GmbH, e a meia noite, o mesmo equipamento realizava a média dos valores apresentados durante o respectivo dia e produzia um relatório contendo diversas informações, como dados a respeito do volume de gás produzido e a composição dos gases CH_4 , CO_2 , CO , O_2 , H_2S e H_2 .

Assim, foi possível avaliar os dados referentes ao gás produzido diariamente no reator comparativamente aos dados coletados nos ensaios de PBB. Para verificar se houve uma melhoria no rendimento do biogás devido a Codigestão dos resíduos.

4.3.1 Progressão de Carga Orgânica Volumétrica (COV) no reator

O reator CSTR recebeu alimentação uma vez ao dia, por meio de uma tubulação afogada, localizada na parte superior. Antes de alimentar, o sistema de

agitação era ligado em, aproximadamente, 120rpm e, aproximadamente, 1L era recirculado, para garantir uma melhor homogeneização da biomassa e evitar sedimentação na tubulação de saída. Após o processo de homogeneização, um volume aproximado ao da alimentação, referente a cada etapa, era descartado diariamente, exceto nos dias de análise ou antes do aumento de carga, nos quais a amostra era armazenada em um refrigerador.

Inicialmente, o reator estava com um inóculo anaeróbio estável, sem produção de gás, sendo anteriormente alimentado apenas com dejetos suínos e bovinos. Portanto, optou-se por iniciar o experimento apenas com esses dois resíduos que seriam encontrados na própria propriedade rural, mantendo as quantidades inseridas no reator do primeiro ao último dia. Além disso, o cálculo da quantidade de resíduo na alimentação do reator foi baseado na quantidade de SV de cada resíduo e, no caso específico desse experimento, na proporção prevista que foi recebida na planta em escala plena.

O valor da COV inserida no reator, respectivo a cada fase do experimento, foi determinado pela Equação 1 e o Tempo de Retenção Hidráulica (TRH) pela Equação 2:

$$COV = \frac{(Q \times SV)}{V} \quad (\text{Eq. 1})$$

$$COV = \frac{SV}{TRH} \quad (\text{Eq. 2})$$

Nas quais: COV = Carga Orgânica Volumétrica ($\text{kg}_{\text{SVadic}} \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$); Q = Vazão ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$); V = Volume do reator (m^3); SV = Concentração de sólidos voláteis no resíduo (kg m^{-3}); e TRH = Tempo de Retenção Hidráulica (d).

O fracionamento dos resíduos para a alimentação foi realizado conforme os dados do inventário prévio realizado referente as quantidades que possivelmente serão inseridos na planta em escala plena, conforme disposto na Tabela 1.

Tabela 1 – Estimativa dos quantitativos dos volumes gerados nas unidades geradoras de resíduos.

Resíduo	Origem	Estado	Geração (kg d^{-1})
Dejeto suíno	Pecuária	Líquido	25.000
Dejeto bovino		Semissólido	1.000

Resíduos de incubatório de aves		Líquido e sólido	4.300
Resíduo de ossos e proteína	Agroindústria	Pastoso	3.900
Lodo seco (DAF)		Sólido	20.200
Total			54.400

Fonte: A autora (2024).

O experimento foi iniciado com uma COV de $0,36 \text{ kg}_{\text{SVadic}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, para isso foram utilizados valores de SV dos resíduos de dejetos suínos e bovinos. Após determinação de ST, SF e SV de todos os resíduos utilizados, foi realizado o planejamento da progressão de COV e vazão do reator nas proporções desejadas, conforme se verifica na Tabela 2.

Tabela 2 – Alimentação do reator CSTR de acordo com as diferentes fases com sua respectiva COV de operação do sistema; dezesseis fases

Alimentação	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV	Fase V	Fase VI	Fase VII
COV [$\text{kg}_{\text{SVadic}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$]	0,36	0,86	1,36	1,88	2,38	2,58	2,64
Dejeto suíno (kg d^{-1})	0,353	0,353	0,353	0,353	0,353	0,353	0,353
Dejeto bovino (kg d^{-1})	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014
Resíduo de incubatório (kg d^{-1})	0,00	0,003	0,006	0,010	0,013	0,013	0,013
Lodo seco DAF (kg d^{-1})	0,00	0,015	0,030	0,045	0,060	0,060	0,060
Resíduo de ossos e proteína (kg d^{-1})	0,00	0,003	0,006	0,009	0,012,00	0,012	0,012
Total Q (kg d^{-1})	0,368	0,389	0,410	0,431	0,452	0,452	0,452
TRH (d)	32,61	30,83	29,24	27,81	26,51	26,51	26,51

Fase VIII	Fase IX	Fase X	Fase XI	Fase XII	Fase XIII	Fase XIV	Fase XV	Fase XVI
3,15	3,67	4,18	4,70	4,41	4,93	5,44	5,96	6,47
0,353	0,353	0,353	0,353	0,353	0,353	0,353	0,353	0,353
0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014
0,016	0,019	0,022	0,026	0,026	0,029	0,032	0,035	0,038
0,075	0,090	0,105	0,120	0,120	0,135	0,150	0,165	0,180
0,015	0,018	0,021	0,024	0,024	0,027	0,030	0,033	0,036
0,474	0,495	0,516	0,537	0,537	0,558	0,580	0,601	0,622
25,32	24,24	23,25	22,33	22,33	21,48	20,70	19,97	19,29

Fonte: A autora (2024).

As COVs foram calculadas conforme Equação 1, tendo a primeira fase de aclimação do sistema, na qual se utilizou dejeto suíno e bovino, durado 26 dias; e, posterior, a isso foram inseridos os outros três resíduos, passando para a Fase II, com COV de $0,86 \text{ kg}_{\text{SVadic}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$.

Optou-se por manter o padrão da carga aumentando de $0,5 \text{ kg}_{\text{SVadlc}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ em cada fase para que fosse possível acompanhar e compreender o comportamento dos resíduos, objetivando, também, o fracionamento da alimentação para um período maior. Houve casos em que algum dos resíduos terminaram, sendo assim, coletou-se mais material e realizou-se novas análises de sólidos, tendo como consequência o surgimento de algumas alterações nos cálculos da alimentação.

4.4 RENDIMENTO E PRODUTIVIDADE DE BIOGÁS

Para determinar o rendimento de biogás, foi utilizada a Equação 3, enquanto a Equação 4 foi empregada para calcular a produtividade de biogás.

$$\text{Rendimento de biogás} = \frac{\text{produção de biogás}}{\text{massa de sólidos voláteis adicionada}} \quad (\text{Eq. 3})$$

Na qual tem-se: Rendimento de biogás ($\text{L}_\text{N} \text{ kg}_{\text{SVadlc}}^{-1}$); Produção de biogás ($\text{L}_\text{N} \text{ d}^{-1}$); e Massa de sólidos voláteis adicionada (kg d^{-1}).

$$\text{Produtividade de biogás} = \frac{\text{produção de biogás}}{\text{volume útil do reator}} \quad (\text{Eq. 4})$$

Na qual tem-se: Produtividade de biogás ($\text{L}_\text{N} \text{ biogás L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$); Produção de biogás ($\text{L}_\text{N} \text{ d}^{-1}$); e Volume útil do reator (L).

Os dados para o cálculo do rendimento de biogás observado foram coletados diariamente no analisador de gás AwiFlex Cool+, da empresa AWITE Bioenergie GmbH. Já para o rendimento calculado, foram utilizados os dados de PBB, seguindo a proporção de cada resíduo em cada fase do experimento, conforme já apresentado na Tabela 2.

Para o cálculo da produtividade de biogás, foram utilizados os dados fornecidos, diariamente pelo analisador de gás AwiFlex Cool+, da empresa AWITE Bioenergie GmbH.

4.5 DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS

Os parâmetros de análise de um biodigestor anaeróbio abrangem aspectos físicos, químicos e biológicos, que são cruciais para avaliar o desempenho e a eficiência do processo de digestão. O monitoramento desses parâmetros é essencial para otimizar as condições operacionais do biodigestor e maximizar a produção de biogás e de biofertilizante.

4.5.1 Parâmetros analisados

As amostras de biomassa coletadas na saída do reator foram analisadas periodicamente utilizando os parâmetros e a frequência, conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 – Parâmetros analisados, frequência amostral e de análise com metodologia utilizada nos ensaios de Codigestão dos resíduos pecuários e agroindustriais em reator CSTR em escala de bancada

Parâmetro analisado	Frequência de coleta	Frequência de análise	Equipamento e/ou metodologia utilizada
pH		Diária	Potenciômetro (HANNA Instruments HI 8424)
Temperatura		Diária	Termômetro de mercúrio
Nitrogênio Amoniacal Total e Amônia Livre	Segunda-feira Quinta-feira	Segunda-feira Quinta-feira	Analisador por injeção em fluxo (2500, Fialab Instruments, Seattle, EUA)/Método colorimétrico e método titulométrico (Kjeldahl)
Sólidos Suspensos Totais, Fixos e Voláteis	Segunda-feira Quinta-feira	Segunda-feira Quinta-feira	Standard Methods (APHA, 2012)
AI/AP	Segunda-feira Quinta-feira	Segunda-feira Quinta-feira	Modelo 848, Titrino plus, Metrohm, manual 8.848.8008/ Titulação com ácido sulfúrico
Ácidos Graxos Voláteis (AGV)	Quinta-feira	Em datas determinadas	Cromatógrafo Shimadzu (GC2030, Japão)/Cromatografia gasosa
Composição do biogás	Diária	Diária	Awiflex Cool+/AWITE Bioenergie GmbH

Fonte: A autora (2024).

Para realização das análises de alcalinidade, amônia e AGVs, as amostras foram centrifugadas a 4500rpm por 15 minutos. Assim, verificou-se que em amostras com matriz complexa, como é o caso do estudo em questão, a análise de NAT por injeção de fluxo não foi a melhor escolha, por entregar resultados não confiáveis, devido à grande variação.

Com isso, optou-se se por utilizar amostras de períodos específicos, as quais estavam devidamente armazenadas, bem como por realizar a análise por titulação. Cada amostra avaliada pelo Método Titulométrico foi analisada em duplicata em destilador *Kjeldahl* (Tecator 1026), seguida de titulação com solução de ácido sulfúrico de 0,05mol L⁻¹ (APHA, 2012). Ainda, para a recuperação de NAT determinada adicionou-se uma concentração determinada de amônia (N-NH⁴⁺), partindo de uma solução cujo padrão de referência era o de uma amostra de concentração anteriormente determinada.

4.6 CARACTERIZAÇÃO DA MICROBIOTA: SEQUENCIAMENTO E ANÁLISES DE BIOINFORMÁTICA

Amostras provenientes das Fase V (94° dia), Fase VII (126° dia) e Fase XIV (223° dia) foram avaliadas quanto a composição taxonômica da microbiota anaeróbia. As amostras foram coletadas dos reatores e acondicionadas em tubos de 50mL, centrifugadas a 4500rpm por 15 minutos, o sobrenadante foi descartado e a porção sólida foi mantida a -80°C.

As análises moleculares foram realizadas no Laboratório de Diagnóstico Molecular (LDM), da Universidade de Caxias do Sul – UCS-RS. A extração de DNA das amostras foi realizada com *DNeasy PowerSoil Kit* (Qiagen), de acordo com o protocolo do fabricante. O material genético foi quantificado pelo fluorômetro *Qubit* (Thermo Fisher Scientific). As amostras de DNA seguiram para o sequenciamento de nova geração através da plataforma *Illumina MiSeq* (Illumina Inc., San Diego, CA, EUA). A preparação da biblioteca foi realizada através da amplificação por PCR da sequência alvo utilizando os *primers* 341F (CCTACGGGRSGCAGCAG) e 806R (GGACTACHVGGGTWTCTAAT) (CAPORASO *et. al*, 2012; WANG; QIAN, 2009) da região variável V3-V4 do gene 16S rRNA, para os domínios *Archaea* e *Bactéria*.

Além da região alvo, um adaptador *Illumina* parcial, baseado na estrutura *TruSeq*, foi anexado aos *amplicons* para fins de sequenciamento. O sequenciamento

foi conduzido usando kits de sequenciamento V2x500 (Illumina, EUA), com cobertura de 100.000 leituras por amostra (GAIO, *et al.*, 2022).

A avaliação da qualidade dos nucleotídeos sequenciados foi realizada com FastQC (ANDREWS; LINDENBAUM; HOWARD, 2010). Já a importação, o processamento e a análise das leituras resultantes foram realizados com o *pipeline* QIIME 2 (*Quantitative Insights Into Microbial Ecology*) (BOLYEN, *et al.*, 2019). Sequências relacionadas a *primers* e adaptadores foram recuperadas usando o *plugin* *q2-cutadapt*.

Em seguida, usando o algoritmo DADA2 (*Divisive Amplicon Denoising Algorithm*) (CALLAHAN, *et al.*, 2016), ruídos, quimeras e outros erros de sequenciamento foram removidos. *Singletons* obtidos no processo foram excluídos por meio do *plugin* *q2-feature-table*. Os ASVs (*Amplicon Sequence Variant*) geraram sequências Fasta e seus respectivos valores de abundância relativa foram utilizados para realizar a assinatura taxonômica por meio do banco de dados SILVA (v. 138) (QUAST, *et al.*, 2013).

4.7 CARACTERIZAÇÃO DO DIGESTATO-

Uma amostra do digestato gerado na Fase IX foi analisada para Sólidos Totais (ST), Sólidos Voláteis (SV), Sólidos Fixos (SF), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Fósforo total (PT), Potássio (K) e Ferro (Fe).

A COV referente a esta fase era de $3,67\text{kg}_{\text{SV}}\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$. Essa amostra foi escolhida devido ao fato dessa fase ter apresentado os melhores resultados de rendimento de biogás do experimento. Assim, com os resultados obtidos foi possível compreender as características do digestato formado referente a COV escolhida para ser utilizada na planta em escala plena.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS DE INTERESSE

As análises de sólidos foram conduzidas de acordo com a estrutura apresentada na Tabela 4 e organizadas com base nas referidas fases do experimento. Verificou-se que, apesar do resíduo de incubatório possuir um valor próximo de ST do dejetos bovino, aproximadamente 150 mgg⁻¹, o dejetos bovino possui uma quantidade de SV muito superior, sendo 84% no dejetos bovino e 55% no resíduo de incubatório.

Isso se deve ao fato de que o resíduo de incubatório é constituído em grande parte por cascas de ovos. De acordo com Santos *et al.* (2012), a casca de ovos é constituída basicamente de minerais (carbonato de cálcio e de magnésio). Atrelado a isso, em seus estudos, Rubio *et al.* (2022) verificaram valores muito próximos de ST e SV no esterco de bovino de leite, sendo 160,29mg g⁻¹ de ST e 132,14mg g⁻¹ de SV, com uma alta relação SV/ST o que favorece a DA.

Em todas as análises, o dejetos suíno foi o que possuiu menor teor de ST e, conseqüentemente, de SF e SV. Ao comparar os dejetos bovino e suíno, nota-se que o dejetos bovino tem em média, aproximadamente, quinze vezes mais sólidos voláteis que o dejetos suíno, como apresentado na Tabela 4. Isso ocorre, pois o processo produtivo suíno utiliza um grande volume de água seja na lavagem das instalações, seja na dessedentação seja no bem-estar animal.

Tabela 4 – Resultados de análises de Sólidos Totais, Fixos e Voláteis dos resíduos utilizados na alimentação do reator anaeróbio, em diferentes coletas

Resíduos	Início da alimentação	ST (g kg ⁻¹)	SF (g kg ⁻¹)	SV (g kg ⁻¹)
Dejetos bovino 1	Fase I	149,69	20,55	129,13
Dejetos suíno 1	Fase I	11,75	4,91	6,8
Lodo seco (FAD) 1	Fase II	342,47	44	298,47
Resíduo de ossos e proteína	Fase II	446,64	28,8	417,84
Resíduo de incubatório	Fase II	154,66	68,22	86,44
Dejetos suíno 2	Fase IV	13,12	5,49	7,62
Dejetos suíno 3	Fase VI	21,39	6,93	14,46
Lodo seco (FAD) 2	Fase VII	365,47	55,75	309,71
Dejetos suíno 4	Fase XII	8,96	3,91	5,06
Dejetos bovino 2	Fase XII	148,88	25,36	123,51

Fonte: A autora (2024).

Estudos como os realizados por Tápparo *et al.* (2021) demonstram que, devido ao baixo teor de sólidos totais do dejetos suíno, em caso de monodigestão, é indicado utilizar um reator anaeróbio conhecido como BLC ou usar estratégias como a separação física dos sólidos (peneira; decantação). Porém, Pinto *et al.* (2023) descrevem que uma outra escolha assertiva seria realizar a Codigestão de dois ou mais resíduos, como uma mistura de dejetos suíno e bovino, em reatores CSTR, os quais suportam maior teor de sólidos, devido ao aquecimento e à agitação, e, conseqüentemente, acarretam uma maior produção de biogás.

Ao analisar os resíduos pecuários, é possível compreender que o dejetos suíno possui o menor teor de sólidos devido a grande quantidade de água, como observado na Figura 3A. Apesar do dejetos bovino, exposto na Figura 3B, e o resíduo de incubatório possuam valor de ST muito próximo, o resíduo de incubatório possui um alto teor de minerais devido as cascas de ovos, tal como demonstrado na Figura 3C.

Figura 3 – 3A) Dejetos suíno, textura líquida, em temperatura ambiente, após coleta; 3B) Dejetos bovino, textura pastosa, em temperatura ambiente, após coleta; e 3C) Resíduo de incubatório de aves, textura sólida e líquida, em temperatura ambiente, após moagem

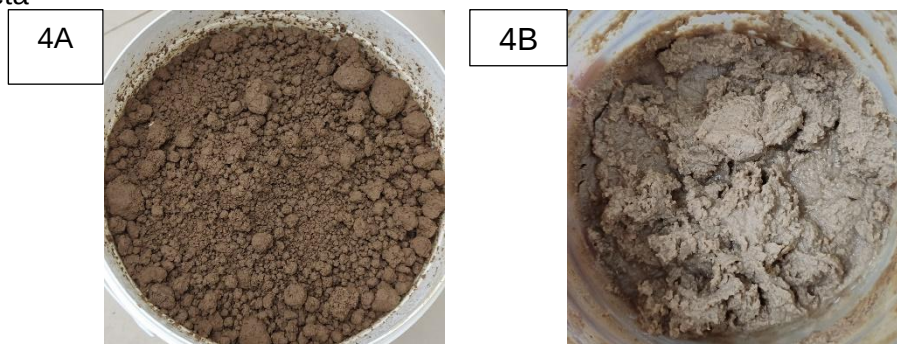


Fonte: A autora (2024).

Os dois resíduos da agroindústria possuem alto teor de sólidos, sendo $342,47\text{gkg}^{-1}$ e $365,4\text{gkg}^{-1}$ no lodo seco (FAD) e $446,64\text{gkg}^{-1}$ no resíduo de ossos e proteína. Tal premissa característica verificou-se presente, até mesmo, em sua consistência, conforme as Figura 4A e 4B.

O lodo seco continha mais que o dobro de ST do dejetos bovino e do resíduo de incubatório, em uma relação SV/ST de 0,87, enquanto o resíduo de ossos e proteína manteve-se acima de 0,93, extremamente favorável a DA.

Figura 4 – 4A) Resíduo de lodo seco (FAD), com textura sólida, em temperatura ambiente, após a coleta; e 4B) Resíduo de ossos e proteína, textura pastosa, em temperatura ambiente, após a coleta



Fonte: A autora (2024).

O lodo FAD possui alto teor de SV, como exposto na Tabela 4. No estudo realizado por Islam e Ranade (2024), a relação SV/ST foi de 0,95 após pré-tratamento com cavitação hidrodinâmica. Assim, pode-se assumir que o lodo FAD é um resíduo com relevância na Codigestão Anaeróbia, devido ao alto teor de matéria orgânica.

A Codigestão é crucial não apenas em relação à quantidade de sólidos a serem introduzidos no reator, mas também aos nutrientes essenciais para o processo, incluindo aqueles que permanecerão no digestato. Valores relacionados a NTK, P, K e Fe das amostras analisadas são demonstrados na Tabela 5.

É importante salientar a alta concentração de Fe nas amostras de lodo seco (FAD) advinda do processo de flotação, o que pode ser interessante à remoção de H_2S . Isso porque, além de reduzir a concentração média de H_2S no biogás, ele pode aumentar a produção de CH_4 (Becker *et al.*, 2022; Yuan *et al.*, 2023).

Tabela 5 – Resultado das análises de N, P, K e Fe em amostras de resíduos coletadas para os ensaios de PBB e Codigestão

Resíduos	NTK (mg kg ⁻¹)	K (mg kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)	Fe (mg kg ⁻¹)
Lodo seco (FAD) 1	25.276	200	5.588	11.417
Lodo seco (FAD) 2	27.737	200	5.791	12.627
Dejeto suíno 2	2.242	1.039	555	92
Dejeto suíno 3	2.575	1.024	862	115
Dejeto bovino 1	3.836	1.493	1.078	667
Resíduo de ossos e proteína	13.488	481	5.011	309
Resíduo de incubatório	9.377	685	436	791

Fonte: A autora (2024).

O uso de coagulantes e floculantes é eficaz para aprimorar a formação de flocos, tornando-os maiores e mais coesos, garantindo a melhoria na remoção de

carga orgânica, óleos e graxas do efluente. Entre os coagulantes inorgânicos mais comumente utilizados para esse fim estão sais de ferro e alumínio, como cloreto férrico, sulfato férrico, sulfato de alumínio e policloreto de alumínio (Cagnetta *et al.*, 2019; Saththasivam *et al.*, 2022).

É visível que, além do ferro, o lodo seco (FAD) e o resíduo de ossos e proteína possuem um alto teor de nitrogênio em comparação com os demais, o que pode acarretar a necessidade de realização de tratamento posterior no digestato, buscando a remoção de nitrogênio.

Por último, de acordo com a NBR10004, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004), esses resíduos são categorizados como Resíduos Classe II A – Não inertes, podendo apresentar propriedades como biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água. Como resultado, pode-se obter licenças ambientais para a realização do tratamento desses resíduos em usinas de biogás.

5.2 POTENCIAL BIOQUÍMICO DE BIOGÁS (PBB) E POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO (PBM)

Na Tabela 6, é possível verificar que os resíduos da agroindústria possuem maior potencial de produção de biogás quando comparados com os resíduos pecuários. O resíduo de ossos e proteína alcançou o maior PBB ($1.166 \pm 33 \text{ L}_{\text{N biogás}} \text{ Kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$) e, conseqüentemente, o maior PBM ($772 \pm 19 \text{ L}_{\text{N CH}_4} \text{ Kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$), tendo quase o dobro do dejetos suíno ($406 \pm 17 \text{ L}_{\text{N CH}_4} \text{ Kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$) e do resíduo de incubatório ($439 \pm 13 \text{ L}_{\text{N CH}_4} \text{ Kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$), além de ser mais que o triplo do valor de PBB encontrado para o dejetos bovino ($220 \pm 15 \text{ L}_{\text{N CH}_4} \text{ Kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$). Destaca-se que lodo seco (FAD) também alcançou valores altos comparado aos demais, em torno de $490 \pm 4 \text{ L}_{\text{N CH}_4} \text{ Kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$, também disposto na Tabela 6.

Tabela 6 – PBB, PBM e CH₄ produzidos nos ensaios de monodigestão dos três resíduos da pecuária e dois da agroindústria

Resíduos	PBB ($\text{L}_{\text{N}} \text{ Kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$)	CH ₄ %	PBM ($\text{L}_{\text{N CH}_4} \text{ Kg}_{\text{VSadd}}^{-1}$)
Lodo seco (FAD) 1	756 ± 2	65	494 ± 5
Lodo seco (FAD) 2	738 ± 17	67	487 ± 3
Resíduo de ossos e proteína	1.166 ± 33	67	772 ± 19
Resíduo de Incubatório	640 ± 21	70	439 ± 13
Dejeto bovino 1	362 ± 40	61	223 ± 26
Dejeto bovino 2	337 ± 5	62	218 ± 4
Dejeto suíno 2	520 ± 12	73	387 ± 8

Dejeto suíno 3	510 ± 23	74	381 ± 16
Dejeto suíno 4	567 ± 25	81	452 ± 28

Fonte: A autora (2024).

Apesar do dejeto suíno possuir um teor de sólidos totais baixo, o seu PBM é acima do valor encontrado para o dejeto bovino. O dejeto suíno da ETDS, após passagem pela peneira obteve valores em torno de $530 \pm 24 \text{ L}_N \text{ CH}_4 \text{ Kg}_{\text{SVadd}}^{-1}$, semelhante, ao que Santos *et al.* (2022) encontraram em seu estudo, sendo esse de $568 \text{ L}_N \text{ CH}_4 \text{ Kg}_{\text{SVadd}}^{-1}$.

A produção de biogás, moldada pelas propriedades dos resíduos suínos, estão intimamente relacionadas às variações naturais do processo produtivo. Fatores como o consumo de água pelos suínos, a densidade populacional nas instalações, a fase de desenvolvimento dos animais, considerações nutricionais e o período de armazenamento dos resíduos possuem impacto direto na concentração e na capacidade de biodegradação desses resíduos (TÁPPARO *et al.*, 2021).

Os dejetos bovinos apresentam pouca variação na proporção de SV, mantendo-se acima de 70% dos ST ao longo do ano (JO *et al.*, 2024; RUBIO *et al.*, 2022; YU *et al.*, 2024). Essa consistência resulta em um PBM de aproximadamente $220 \pm 15 \text{ L}_N \text{ CH}_4 \text{ Kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$ para os dejetos bovinos, sendo esses valores próximos aos encontrados por Grell *et al.* (2024) que, ao analisar diferentes amostras de dejeto bovino de leite, encontraram valores entre 161 e $202 \text{ L}_N \text{ CH}_4 \text{ Kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$.

Na primeira batelada de ensaio de PBB, dentre os resíduos da agroindústria o resíduo de ossos e proteína alcançou o maior valor, produzindo $1166 \text{ L}_N \text{ biogás kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$ de biogás e $758 \text{ L}_N \text{ CH}_4 \text{ kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$ de CH_4 , também exposto na Tabela 6. Já o lodo seco (FAD) e o resíduo de incubatório obtiveram valores semelhantes de PBB e PBM.

Contudo, ressalta-se que a proporção de lodo seco adicionado (FAD) a mistura de Codigestão foi cerca de 5 vezes maior que os outros dois resíduos, tornando seu PBM de extrema importância. Em um estudo conduzido por Islam e Ranade (2024), os valores do PBM para lodo (FAD) foram entre 752 e $756 \text{ L}_N \text{ CH}_4 \text{ kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$, sendo superiores aos apresentados na Tabela 6. Isso pode ser atribuído a diferenças no pré-tratamento realizado e ao maior teor de sólidos encontrado nesta pesquisa.

5.3 ENSAIOS DE CODIGESTÃO EM BANCADA COM REATOR CSTR

Neste experimento de Codigestão a COV inicial foi de $0,36 \text{ kg}_{\text{svadic}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, apenas com dejetos suíno e bovino e operando com incrementos de carga com os três outros resíduos a cada fase. Contudo, devido à necessidade de novas coletas de resíduo e da variabilidade na concentração desses resíduos, os valores de aumento de carga não formaram um padrão, conforme demonstrado na Tabela 7.

Tabela 7 – Dezesesseis fases do experimento com suas respectivas COVs ($\text{kg}_{\text{svadic}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), recalculadas (Eq. 1) conforme a mudança das características dos resíduos

Fase	COV ($\text{kg}_{\text{svadic}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$)	TRH (d)	Fase	COV ($\text{kg}_{\text{svadic}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$)	TRH (d)
I	0,36	33	IX	3,67	24
II	0,86	31	X	4,18	23
III	1,36	29	XI	4,70	22
IV	1,88	28	XII	4,41	22
V	2,38	27	XIII	4,93	21
VI	2,58	27	XIV	5,44	21
VII	2,64	27	XV	5,96	20
VIII	3,15	25	XVI	6,47	19

Fonte: A autora (2024).

É possível verificar que em determinada passagem de fase, como da fase XI para XII, a COV foi reduzida e não aumentada, conforme esperado, isso se deu devido à mudança nas características do resíduo, que possuía menor concentração de SV.

A partir da quarta fase ($1,88 \text{ kg}_{\text{svadic}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) se pode dizer que o reator não estava mais em subcarga, pois a partir dessa, alguns parâmetros de análise começaram a passar por processos de instabilidade, como a amônia livre que oscilou de $179,80$ a $342,90 \text{ mg L}^{-1}$ (Fase IV). Porém, analisando todos os dados em conjunto, se concluiu que a COV ainda poderia ser aumentada, sem causar problemas no processo. Uma vez que na Fase IV a Al/AP se encontrava entre $0,074$ e $0,122 \text{ mg}_{\text{HAc}} \text{ mgCaCO}_3^{-1}$, o pH entre $7,6$ e $7,8$, o metano próximo a 68% .

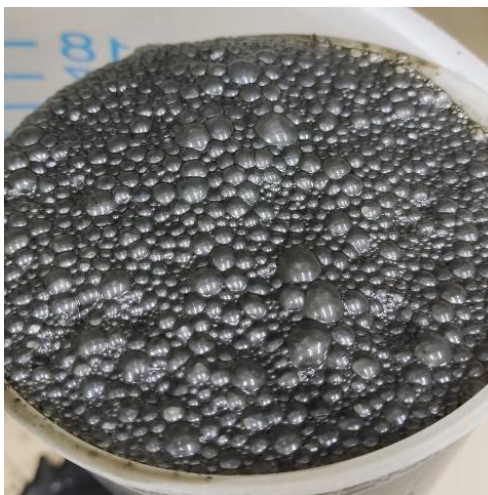
Na quinta fase, houve uma oscilação significativa nos resultados das análises de AL e Al/AP. Os valores de AL variaram de $342,9 \text{ mg L}^{-1}$ no início da fase, para $125,64 \text{ mg L}^{-1}$ no meio, e $375,6 \text{ mg L}^{-1}$ no final. Para Al/AP, os valores foram de $0,122 \text{ mg}_{\text{HAc}} \text{ mgCaCO}_3^{-1}$ a $1,04 \text{ mg}_{\text{HAc}} \text{ mgCaCO}_3^{-1}$ e, depois, $0,54 \text{ mg}_{\text{HAc}} \text{ mgCaCO}_3^{-1}$. Essas variações ocorreram sem qualquer mudança na COV ou na operação do reator.

Após os valores estabilizarem, o aumento de COV foi realizado novamente até a décima sexta fase. Contudo, após a nona fase o reator foi considerado em sobrecarga, pois apresentou redução no rendimento de biogás, apesar de não

demonstrar instabilidades significativas nos parâmetros físico-químicos analisados no sistema, o que corrobora com a ideia de que uma carga ótima para a DA em reatores do tipo CSTR é de até $4\text{kg}_{\text{svadic}} \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$.

Somente na última fase o reator começou a indicar sobrecarga, com grande evolução de gás no digestato, por mais de um dia fora do reator, assim como foi possível observar a formação de espuma, apresentada na Figura 5. Isso ocorreu devido a grande quantidade de matéria orgânica ainda presente no digestato, verificada nas análises de ST, SV, que demonstraram uma remoção de apenas 40% dos SV.

Figura 5 - Escuma visualizada no digestato, na última fase de operação, sugerindo uma sobrecarga no reator



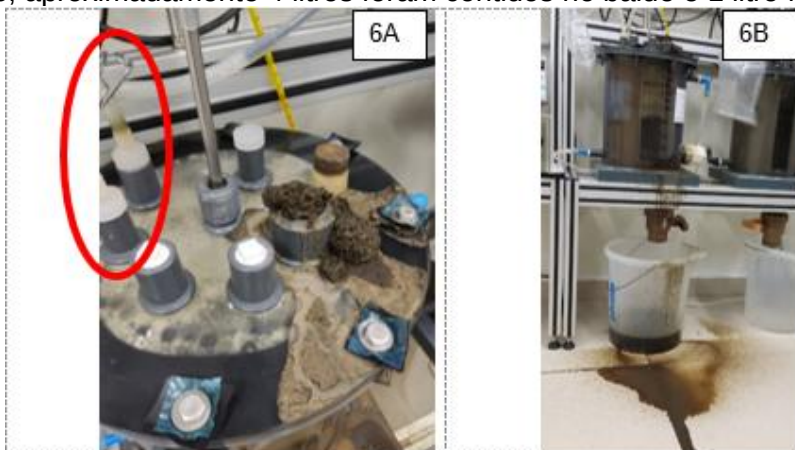
Fonte: A autora (2024).

A partir da fase XVI, ficou evidente que, embora o sistema não tivesse colapsado e alguns parâmetros estivessem em níveis aceitáveis, como o pH em torno de 7,5, não era necessário aumentar ainda mais a COV, pois os valores de produtividade e rendimento decaíram desde a nona fase. No 34º dia do experimento, ocorreu um problema operacional em que a saída de gás que conduz ao analisador ficou fechada por quase 24 horas. Isso resultou na expulsão de parte da biomassa para fora do sistema, aproximadamente 5 litros, que permaneceu em contato com o ar durante a noite e sem a temperatura adequada, conforme demonstrado na Figura 6A.

Uma parte desse volume foi perdida, cerca de 1 litro, como mostrado na Figura 6B, enquanto outra parte foi reintroduzida no reator. Isso resultou em um aumento do teor de oxigênio dentro do reator para cerca de 9%, em comparação ao valor normal

de aproximadamente 0,5%, causando uma queda na produção de metano, uma vez que o processo dentro do reator é anaeróbico.

Figura 6 – 6A) 34º dia de operação do reator, saída de gás fechada e volume de biomassa extrapolado pela entrada da alimentação; 6B) Volume de biomassa extrapolado pela entrada da alimentação, aproximadamente 4 litros foram contidos no balde e 1 litro foi perdido



Fonte: A autora (2024).

Foram necessários alguns dias sem a realização do descarte para que o volume do reator voltasse ao normal e a produção de metano fosse reestabelecida.

5.4 RENDIMENTO E PRODUTIVIDADE DE METANO

A produtividade e o rendimento de metano não permaneceram constante ao longo do processo de DA. Além das flutuações inerentes ao processo, cada aumento de COV causou uma diminuição temporária no rendimento, que retornava à normalidade nos próximos três dias. Na quinta fase, essa adaptação demorou ainda mais, fazendo com que o rendimento observado ficasse abaixo do rendimento calculado em quase toda a fase, como exposto na Figura 6.

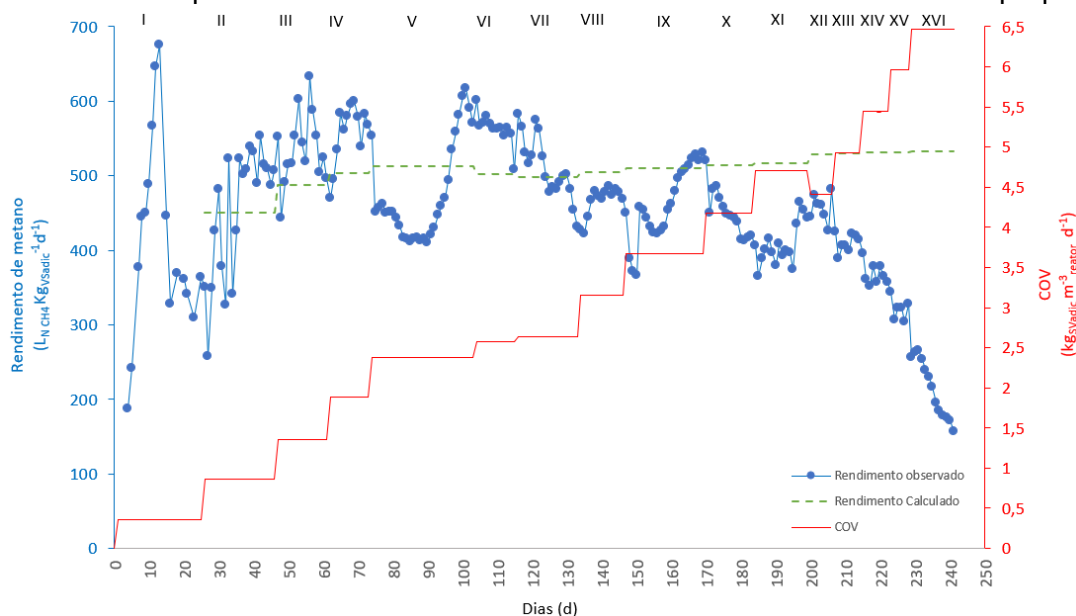
O rendimento observado foi maior que o calculado nas fases II, III, IV, VI e VII, o que indicou um efeito sinérgico na interação dos substratos. O valor máximo de rendimento observado na Codigestão foi de $633 \text{ L}_{\text{N CH}_4} \text{ Kg}_{\text{VSadic}}^{-1} \text{ d}^{-1}$, enquanto o calculado nesta mesma fase (III) foi de $488 \text{ L}_{\text{N CH}_4} \text{ Kg}_{\text{VSadic}}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

No final da fase IX, o rendimento observado foi de $521 \text{ L}_{\text{N CH}_4} \text{ Kg}_{\text{VSadic}}^{-1} \text{ d}^{-1}$, enquanto o calculado foi de $510 \text{ L}_{\text{N CH}_4} \text{ Kg}_{\text{VSadic}}^{-1} \text{ d}^{-1}$. A partir dessa fase, o rendimento observado se manteve sempre abaixo do calculado, chegando a $157 \text{ L}_{\text{N CH}_4} \text{ Kg}_{\text{VSadic}}^{-1} \text{ d}^{-1}$, na fase final do experimento (Fase XVI). O que indica que os SV adicionados no

reator não estavam sendo degradados em sua maioria, levando a crer que a quantidade de matéria orgânica era muito acima do que os microorganismos podiam metabolizar na produção de metano.

Em suas análises, Karki *et al.* (2022) afirmam que não foi possível observar efeitos sinérgicos ou antagônicos no processo de Codigestão anaeróbia. Porém, Zhao *et al.* (2024) alegam que a Codigestão não somente aumentou o rendimento de metano, mas também promoveu uma maior interação entre bactérias e arqueias metanogênicas.

Figura 7 – Acompanhamento do rendimento de metano nas 16 fases do experimento; a linha vermelha representa as COVs, a linha azul representa o rendimento de metano e a linha verde o PBM calculado a partir dos valores individuais de cada resíduo conforme a sua proporção



Fonte: A autora (2024).

Yu *et al.* (2024) apontam que foram alcançados rendimentos eficientes de metano (322-336kg_{VSadd} m⁻³ d⁻¹), trabalhando a Codigestão de dejetos bovino e repolho. Contudo, os autores apontam que o rendimento de metano diminuiu quando o TRH foi encurtado de 25 a 20 dias para 10 a 8 dias, principalmente pelo acúmulo de ácidos graxos e à perda de metanogênicos.

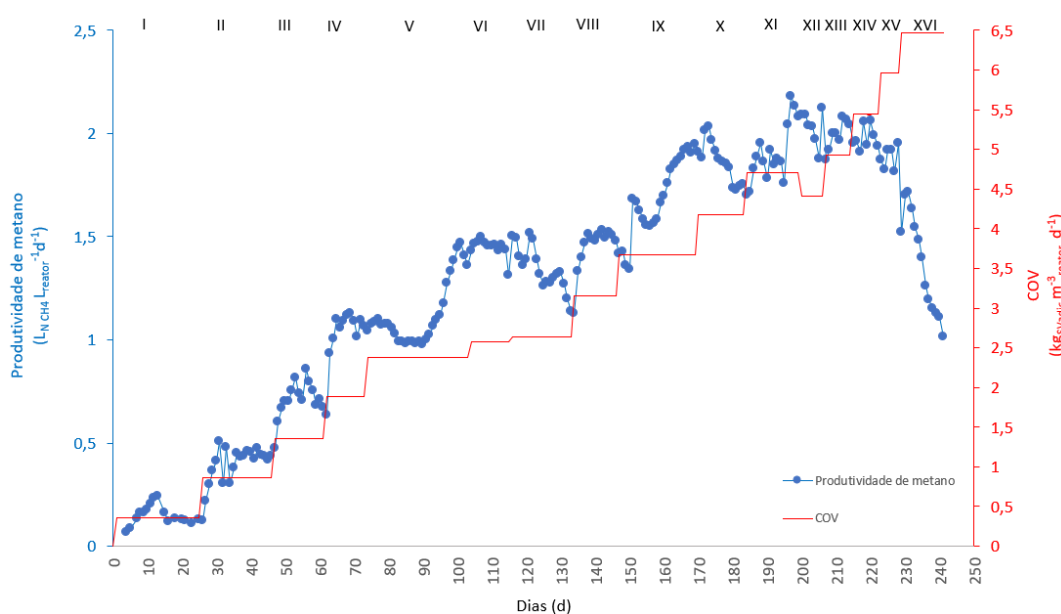
Em estudo conduzido por Creamer *et al.* (2010), no qual empregou-se a DA de lodo (FAD) e dejetos suínos, com uma COV de 4,68kg_{VSadd} m⁻³ d⁻¹, o rendimento de metano foi registrado em 470L_{CH4} kg_{SVadic}⁻¹ d⁻¹. Esse valor é similar ao obtido com uma COV próxima, de 4,7kg_{VSadic} m⁻³ d⁻¹ (Fase XI) e um rendimento de metano de 434 L_{CH4} kg_{SVadic}⁻¹ d⁻¹. Neste estudo, se reafirma a importância da Codigestão, pois em

teste apenas com lodo (FAD) houve inibição do sistema por ácidos graxos de cadeia longa.

A produtividade de metano tende a aumentar a medida que a COV aumenta, contudo, quando ele se estabiliza ou começa a baixar, indica que o processo de DA não está ocorrendo de maneira adequada ou que a capacidade máxima de produção do reator anaeróbico com os substratos específicos foi alcançada (XIAO *et al.* 2022).

Nas fases XI, XII, XIII e XIV, é possível observar que o valor da produtividade de metano se encontra em torno de $2,00 \text{ L}_N \text{ CH}_4 \text{ L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$, embora também comece a declinar nas duas fases finais, saindo de 1,96 até $1,01 \text{ L}_N \text{ CH}_4 \text{ L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$, conforme demonstrado na Figura 8. Isso indica que não seria aconselhável que a COV nesse reator excedesse $3,67 \text{ Kg}_{\text{SVadic}} \text{ m}^{-3} \text{ reator d}^{-1}$.

Figura 8 – Acompanhamento da produtividade de metano nas dezesseis fases do experimento; Quantidade de metano produzido a cada litro de reator por dia, referente a cada COV



Fonte: A autora (2024).

Na fase XI foi alcançado o maior valor de produtividade, $2,18 \text{ L}_N \text{ CH}_4 \text{ L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$, muito acima de valores encontrados em literatura referenciais, principalmente com relação a Codigestão de algum dos resíduos trabalhados neste estudo.

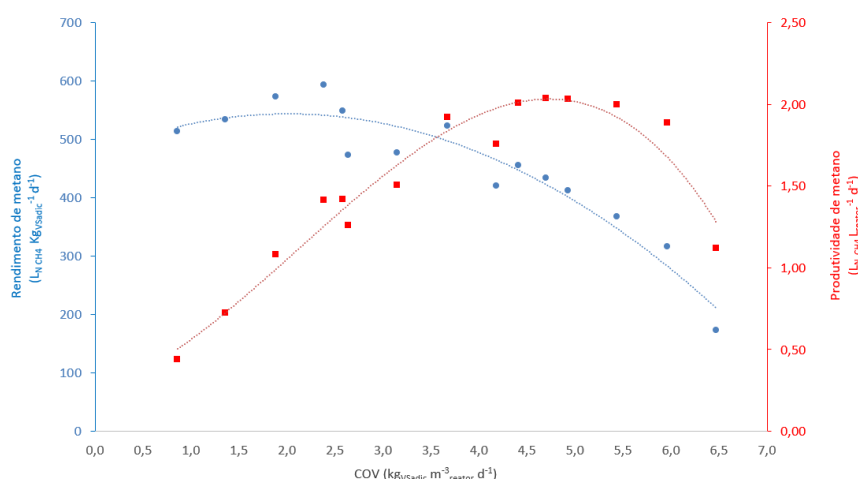
Andriamanohiarisoamanana *et al.* (2018) realizaram um regime semicontínuo em um CSTR com dejetos bovinos de leite e farinha de carne e ossos a uma COV de $2,85 \text{ kg}_{\text{SVadic}} \text{ m}^{-3} \text{ reator d}^{-1}$, resultando em uma produtividade de metano de $0,89 \pm 0,0 \text{ L}_N \text{ CH}_4 \text{ L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Esses resultados são apoiados por Mao *et al.* (2018), que destacaram

como a sinergia entre resíduos aumenta o rendimento de metano e a estabilidade do reator a longo prazo, algo observado no desempenho estável do CSTR em diferentes condições de COV.

Da mesma forma, Borowski e Kubacki (2015) afirmaram que a Codigestão de resíduos de abates de suínos e lodo de esgoto apresentou melhores resultados do que se realizada a DA com cada resíduo separado.

A análise dos dados de rendimento e produtividade de metano revela que, a partir da fase X, o processo de Codigestão Anaeróbia deixou de ser favorável, como demonstrado na Figura 9. A partir da fase IX do experimento (com COV de 3,67 $\text{kgVS}_{\text{Sadic}} \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$), observa-se uma redução contínua no rendimento e uma estagnação na produtividade, seguida de queda.

Figura 9 – Cruzamento dos dados de rendimento e produtividade de biogás, nas 15 fases de codigestão de resíduos pecuários e agroindustriais, a primeira fase do experimento com dejetos suíno e bovino não foi considerada neste gráfico



Fonte: A autora (2024).

A mesma situação aconteceu nos estudos de Duong e Lim (2022), que ao trabalharem com Codigestão de dejetos suíno e óleo de cozinha, a partir da COV de 4 até $6 \text{kgVS}_{\text{Sadic}} \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$, não obtiveram aumento significativo na produtividade do sistema. A queda vertiginosa do rendimento mostra que a quantidade de sólidos voláteis (SV) introduzidos no reator está excessivamente alta, não permitindo tempo suficiente para os microrganismos realizarem a digestão enquanto a matéria orgânica é removida através do descarte diário do digestato.

Devido à sobrecarga de SV, o digestato ainda contém uma quantidade significativa de matéria orgânica, o que acarreta uma perda potencial na produção de

biogás e pode impedir que essa substância esteja devidamente estabilizada, dificultando seu uso como biofertilizante.

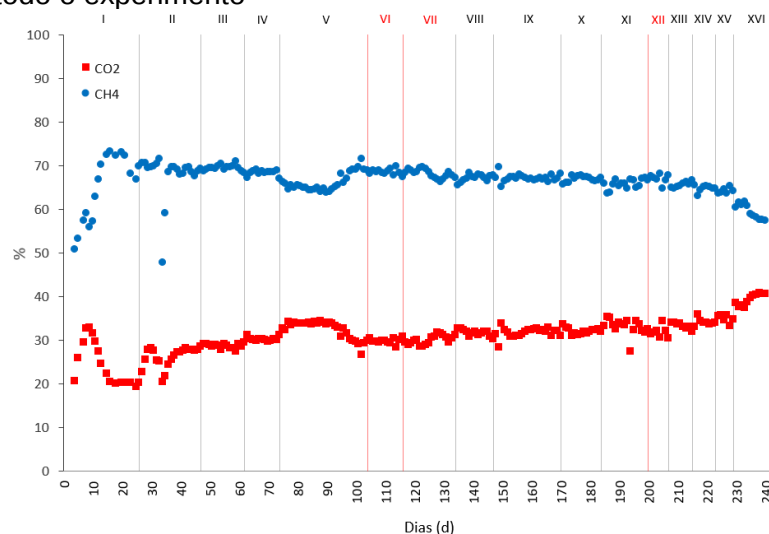
5.4.1 Composição do Biogás

O biogás, é matéria-prima utilizada para a produção de biometano, não possui regulamentação de qualidade, pois esse padrão varia de acordo com a biomassa utilizada no sistema de biodigestão, resultando em uma grande variação de qualidade (CIBiogás, 2024).

Em um estudo conduzido por Cestonaro do Amaral *et al.* (2021) em uma usina de escala real, empregando resíduos agropecuários, a concentração média de metano no biogás foi de aproximadamente 51,6% ($\pm 0,7$), com 16,9ppm ($\pm 15,2$) de H_2S . Xiao *et al.* (2022), trabalhando apenas com dejetos suíno, descreveram que o teor de metano no biogás aumentou gradativamente nos primeiros dias de experimento até se estabilizar em 60%.

O biogás produzido a partir da DA de resíduos pecuários e agroindustriais demonstrou ter bons resultados, acima dos encontrados em literatura, a produção de metano ficou próxima aos 70% em quase todo o experimento e apenas nas fases finais houve uma pequena queda para próximo de 60%, conforme a Figura 10.

Figura 10 - Acompanhamento diário da composição do biogás; níveis de metano próximos a 70% em quase todo o experimento



Fonte: A autora (2024).

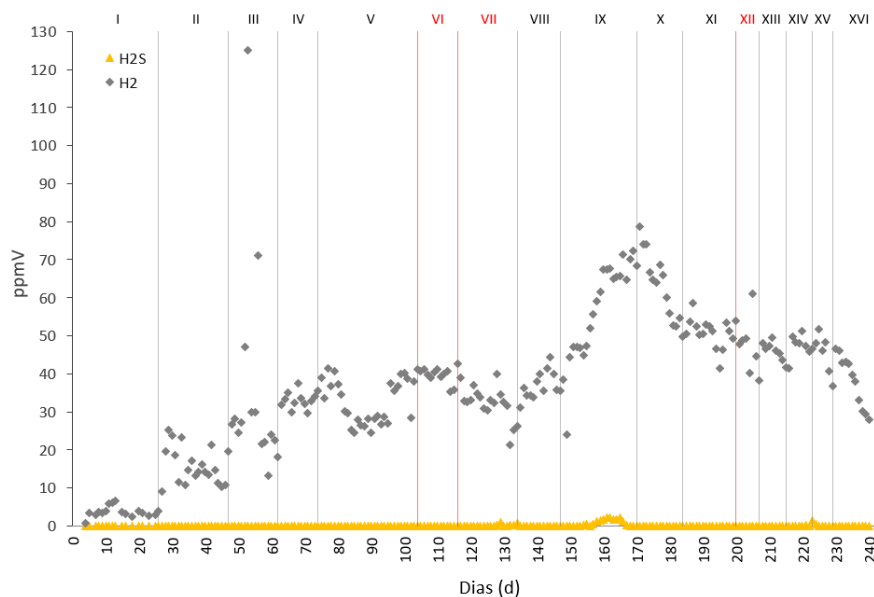
Segundo a Resolução ANP nº 908, de 18 de novembro de 2022, que dispõe sobre as especificações do biometano oriundo de produtos e resíduos orgânicos agrossilvopastoris e comerciais destinado ao uso veicular e às instalações residenciais e comerciais a ser comercializado em todo o território nacional; o biogás só poderá ser considerado biometano se atingir alguns parâmetros como o mínimo de 90% mol de metano, e máximo de 3% mol de dióxido de carbono e 0,8% mol de oxigênio.

Em caso do biogás não necessitar atingir os parâmetros de biometano e for utilizado para produção de energia térmica e elétrica, de modo geral, a eficiência de queima do biogás pode ser aprimorada ao aumentar a concentração de metano através da remoção de contaminantes e dióxido de carbono por meio de processos de limpeza, modernização e purificação (VASAN *et al.*, 2024).

Embora, geralmente encontrado em baixas concentrações no biogás (0 a 1%), o H_2S apresenta um alto potencial corrosivo para ligas metálicas, diminui o poder calorífico do biogás, prejudica catalisadores e, quando queimado, libera gases prejudiciais, como o dióxido de enxofre. Assim, a remoção do H_2S se torna essencial e pode ser realizada por meio de processos químicos, físicos e biológicos, visando reduzir as concentrações para menos de 0,005ppm, atendendo às especificações e requisitos para a injeção na rede de gás natural. Os métodos de dessulfurização podem ser aplicados interna ou externamente ao biodigestor (SILVA; MEZZARI, 2022).

Nos resultados obtidos no processo de Codigestão Anaeróbia, observa-se que o valor de H_2S foi quase indetectável pelo analisador de biogás em todo o experimento (Figura 11). Isso se deve ao uso de cloreto de ferro no processo de flotação por ar dissolvido do lodo na agroindústria, que, em níveis elevados, promove reações químicas resultando na remoção do H_2S dentro do próprio reator anaeróbio.

Figura 11 – Acompanhamento diário da composição do biogás; níveis de H₂S não detectados em praticamente todo o experimento (concentração máxima de 2,3ppmV) e de H₂ entre 0 e 125ppmV



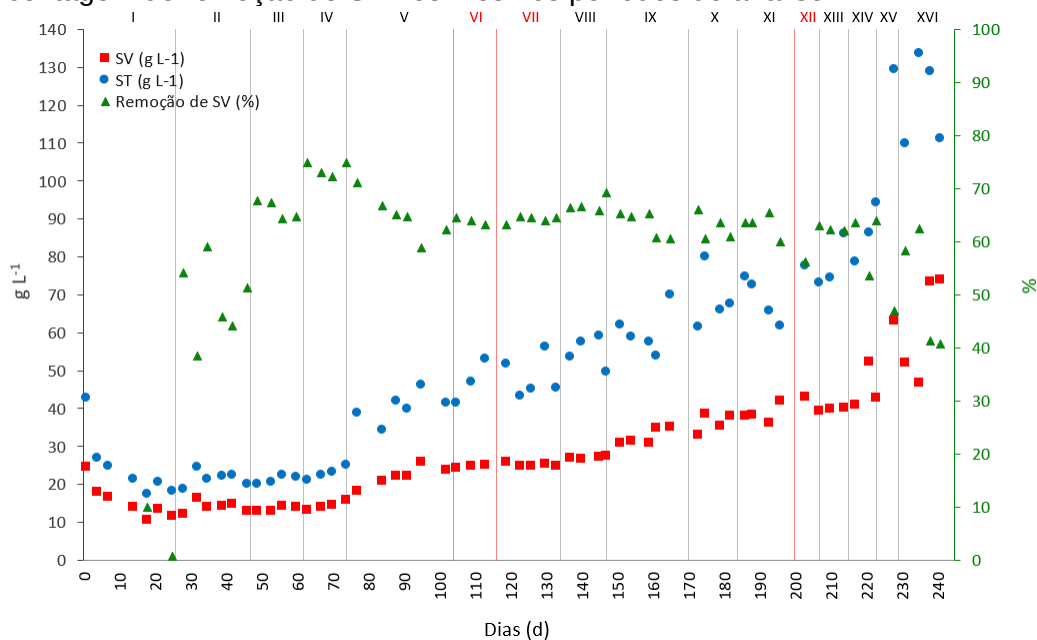
Fonte: A autora (2024).

Em um estudo realizado por Kulandaivelu *et al.*, o uso de 30% de cloreto férrico a uma concentração de 262,8 kg_{Fe} d⁻¹ foi empregado para controlar o H₂S, resultando em uma redução de 36% na concentração média de H₂S no biogás. Além disso, Yuang observou um aumento na produção de metano quando o óxido de ferro foi introduzido no processo de digestão anaeróbica. Logo, a inserção do lodo advindo da agroindústria, composto por óxidos de ferro, pode ser considerado como uma alternativa a economia e segurança do processo.

5.4.2 Sólidos *Suspensos Totais*, Fixos e Voláteis

A análise de sólidos na biomassa do reator é essencial para verificar se a matéria orgânica nele inserida foi degradada conforme o esperado. Nesse aspecto, verificou-se que, na maior parte do experimento, a remoção de SV encontra-se entre 60% e 80%, sendo apenas nas fases iniciais e finais que os valores obtidos foram abaixo dessa faixa (Figura 12).

Figura 12 – Acompanhamento dos Sólidos Totais e Voláteis dentro do reator CSTR em g L⁻¹ e a porcentagem de remoção de SV nos mesmos períodos de análise



Fonte: A autora (2024).

Em seus estudos, Cestonaro do Amaral *et al.* (2021) apresentaram valores médios de remoção de SV de 69%, trabalhando em uma usina em escala plena e com resíduos agropecuários. Já Hu *et al.* (2019) encontraram valores de remoção de SV de até 70%, na DA de dejetos suínos. Esses valores, quando mantidos, conferem a estabilidade do sistema.

Após a décima fase, as COVs consideradas altas passaram a ser inseridas no reator diariamente. Consequentemente, o TRH passou a se apresentar vez mais baixo, impossibilitando a degradação de grande parte da matéria orgânica.

Ao analisar os sólidos, é importante salientar que o resíduo de incubatório é constituído em maior parte por cascas de ovos (Dallaire-Lamontagne *et al.*, 2024), sendo que a maioria não era degradada durante o processo de DA, por isso, eram eliminadas no descarte diário (Figura 13). Segundo Futamata *et al.* (2024), as cascas de ovos são constituídas, basicamente, de minerais, como carbonato de cálcio, carbonato de magnésio ou fosfato de cálcio. Ao longo do processo, essas atrapalhavam tanto no manejo do reator quanto na homogeneização da amostra para realização das análises.

Figura 13 – Cascas de ovos presentes na biomassa coletada pela válvula de descarte do reator e recirculada pela entrada de alimentação anterior ao procedimento de alimentação, para auxiliar a homogeneização da biomassa



Fonte: A autora (2024).

Ao final do experimento, a homogeneização das amostras de biomassa resultou-se complexa, visto que essas possuíam um alto teor de ST que se sedimentavam com extrema facilidade.

5.5 NITROGÊNIO AMONIACAL TOTAL (NAT) E AMÔNIA LIVRE (AL)

A alta concentração de amônia, principalmente em sua forma molecular livre (NH_3), derivada do nitrogênio encontrado nos resíduos, é uma das causas da inibição e da falha repentina no processo de DA, afetando, principalmente as arqueias metanogênicas acetoclásticas. Entretanto, em baixas concentrações, entre 50 e 200mg L^{-1} , o NAT é favorável para o processo de DA, principalmente para o crescimento dos microrganismos e para a síntese de aminoácidos, proteínas e ácidos nucléicos (JIANG *et al.* 2019).

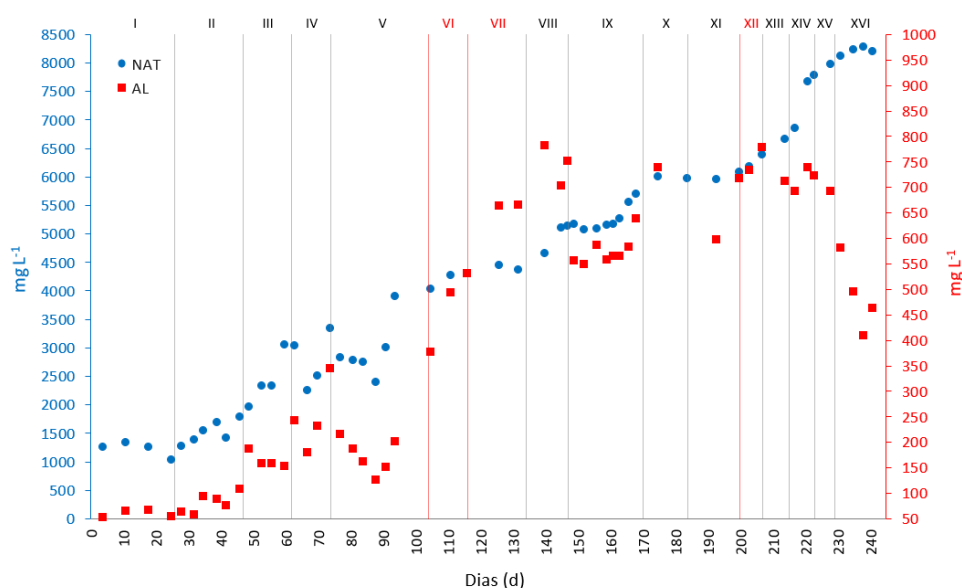
Os valores de NAT demonstraram uma tendência crescente durante o experimento, iniciando-se em aproximadamente 1.200mg L^{-1} e alcançando concentrações superiores a 8.000mg L^{-1} na Fase XVI (Figura 14). Isso se deve a concentração de proteínas e nitrogênio presentes nos resíduos, principalmente nos de ossos e proteína e nos de incubatório de aves.

Da mesma forma, os valores de AL seguiram uma tendência similar, começando em níveis baixos e atingindo aproximadamente 780mg L^{-1} . Destaca-se que o aumento da AL está diretamente ligado ao NAT, mas também ao pH e a temperatura do sistema. No entanto, as variações de pH e temperatura ocorridas

foram mínimas ao longo do estudo, demonstrando que, neste caso, a mudança nos valores de AL estava diretamente ligada apenas ao NAT, o qual apresentava maiores concentrações a cada aumento de COV.

O NAT em soluções aquosas é a soma dos íons amônio (NH_4^+) e da AL (NH_3). Os NH_4^+ e NH_3 coexistem em um equilíbrio afetado pela temperatura e pelo pH (Chen *et al.*, 2008). Assim, Gapson-Tojo *et al.* (2020) sugerem que a especiação de NAT e AL (proporção de FA) é o principal fator que determina a inibição da DA pela AL.

Figura 14 – Acompanhamento do NAT e AL; o cálculo da AL é feito utilizando além do NAT, a temperatura e o pH



Fonte: A autora (2024).

Neste estudo, verificou-se que nas três últimas fases, mesmo o NAT tendo aumentado (de 6.853 para 8.273mg L⁻¹), a AL caiu de 737 para 408 mg L⁻¹. Logo, neste caso, isso se explica devido a uma queda no pH de 7,84 para 7,5, e ao acúmulo de AGVs.

Inicialmente, os dados de NAT eram produzidos a partir da análise por injeção de fluxo (FIA, do inglês *flow injection analysis*), porém, a partir da Fase IX, evidenciou-se que o método aplicado não era mais capaz de analisar as amostras com fidelidade, pois se tratava de amostras complexas e estavam apresentando grandes oscilações. Conforme Eaton *et al.* (2012), para amostras com altas concentrações e interferentes o indicado é utilizar o Método Titulométrico (*Kjeldahl*).

5.6 ALCALINIDADE E PH

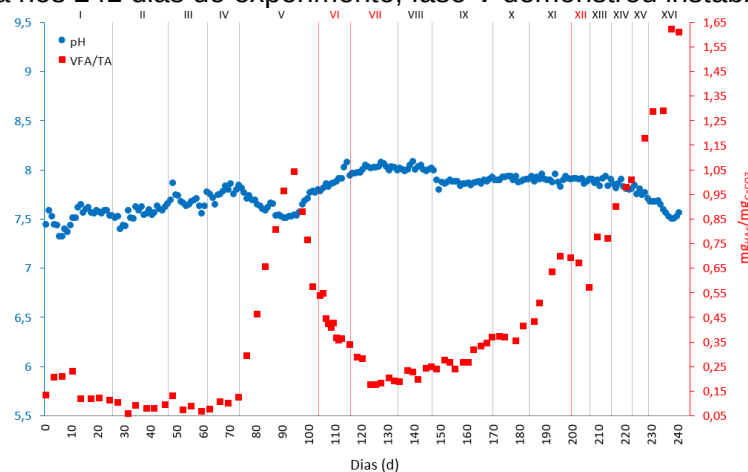
Apesar de estudos anteriores confirmarem que o pH ideal para as arqueias metanogênicas está entre 6,7 e 7,5, devido à sua sensibilidade extrema para com mudanças de pH, é importante notar que cada grupo de microrganismos possui seu próprio valor ótimo de pH (CESTONARO DO AMARAL; STEINMETZ; KUNZ, 2022a). Ademais, Khan *et al.* (2016) afirmam, que além da composição do resíduo, o pH desempenha um papel crucial no aumento da taxa de produção e rendimento de AGVs na DA, sendo que seu valor ótimo se configura próximo a 7.

Conforme observado na Figura 15, o pH permaneceu estável em praticamente todas as fases do experimento, variando entre 7,3 e 8,1. Essa faixa de pH foi mantida mesmo nas fases finais do experimento, ao contrário do pH de AI/AP, o qual teve comportamentos irregulares durante todo o experimento.

Até a Fase IV, o reator estava com valores de AI/AP abaixo de $0,3\text{mg}_{\text{HAc}} \text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$, o que significava que estava com baixa entrada de biomassa. No entanto, na fase X, iniciou com 0,1 subiu até $1,0\text{mg}_{\text{HAc}} \text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$, mas, posteriormente, voltou a reduzir, finalizando a fase em $0,5\text{mg}_{\text{HAc}} \text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$ (Figura 15). Esse comportamento ocorreu devido a adaptação dos microrganismos dentro do sistema de Codigestão Anaeróbia.

Entretanto, o comportamento da AI/AP na Fase V foi inesperado, pois nenhuma mudança na alimentação foi realizada em 30 dias de operação, a COV se manteve em $2,38\text{kg}_{\text{SV}} \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$ e alimentação continuou sendo diária.

Figura 15 - Comportamento do pH e da relação da alcalinidade intermediária e da alcalinidade total da biomassa nos 241 dias de experimento, fase V demonstrou instabilidade na AI/AP



Fonte: A autora (2024).

A partir da Fase VIII, a AI/AP voltou a apresentar um comportamento dentro do esperado. Logo, desde a Fase XI até a última Fase infere-se que houve um acúmulo de AGVs no reator devido a sobrecarga do sistema, resultando na entrada altamente excessiva de biomassa.

5.7 ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS (AGVS)

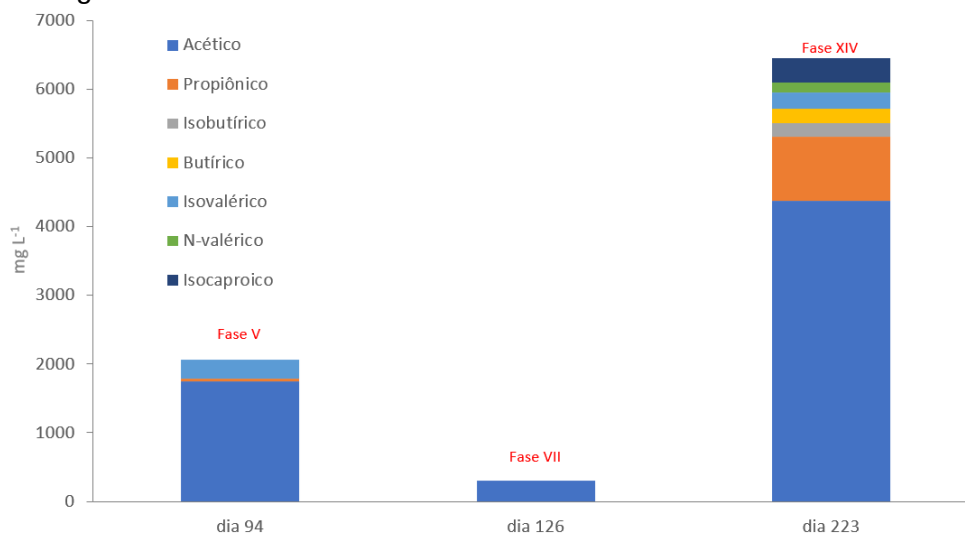
O acompanhamento dos ácidos orgânicos de cadeia curta ajuda a entender o comportamento da AI/AP durante o experimento, pois são produtos da acidogênese e tanto sua composição quanto sua quantidade dependem de parâmetros operacionais, composição do substrato, comunidade microbiana, processo e tipo do reator utilizado.

Dessa forma, anterior ao dia 94 de operação (Fase V), os AGVs se mantiveram abaixo do limite de detecção e quantificação do analisador. A partir dessa fase, ácidos como o acético, propiônico e isovalérico passam a ser detectados. Também, foi nessa fase que a AI/AP sofreu grande oscilação, iniciando-a com $0,122\text{mg}_{\text{HAc}} \text{ mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$, subindo até $1,04\text{mg}_{\text{HAc}} \text{ mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$ e voltando a cair até $0,537\text{mg}_{\text{HAc}} \text{ mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$ sem que houvesse nenhuma mudança na alimentação.

Além disso, destaca-se que os ácidos acético, propiônico e butírico possuem funções essenciais nas fases intermediárias da Digestão Anaeróbica. Entre esses, o ácido acético configura-se como fundamental para a produção de metano, pois serve de substrato para os microrganismos metanogênicos. Já os ácidos propiônico e butírico ajudam a manter o equilíbrio da comunidade microbiana. No entanto, controlar o acúmulo de ácido propiônico é um desafio, pois as arqueias metanogênicas têm dificuldade em consumi-lo de forma eficiente (RAHIMIEH; NOSRATI; ZAMIR, 2024).

O comportamento de queda da AI/AP continuou até a Fase XII, na qual, novamente, notou-se uma concentração de AGV baixa (Figura 16). Além disso, o único AGV detectado e quantificado foi o ácido acético ($309,5\text{mg L}^{-1}$). A partir da Fase XII, a AI/AP mostrou uma ascensão e, novamente, os AGVs voltam a ser detectados e quantificados.

Figura 16 – Concentração de AGV no CSTR em três fases distintas do processo; dia 94 – AI/AP: 1,04mgHAc mgCaCO₃-1; dia 126 – AI/AP: 0,174mgHAc mgCaCO₃-1; dia 223 – AI/AP: 1,01mgHAc mgCaCO₃-1



Fonte: A autora (2024).

Portanto, afirma-se que o comportamento da AI/AP esteve diretamente relacionado aos AGVs e, conseqüentemente, à microbiota presente no reator anaeróbio que estava em constante adaptação ao meio.

A partir da fase XIV, os ácidos propiônico, isobutírico, butírico, isovalérico, isocapróico e n-valérico começam a surgir em quantidade elevada, próximo a 6.500mg L⁻¹, somando-se as concentrações de todos os AGVs. O aumento da concentração de AGVs na Fase XIV, principalmente dos ácidos acético e propiônico, é resultado da toxicidade da amônia, podendo ocasionar a inibição da atividade metanogênica (Liu *et al.*, 2022).

O ácido propiônico é considerado o produto intermediário mais significativo da Decomposição Anaeróbica de resíduos orgânicos complexos, sendo que sua acumulação frequentemente resulta em falha na DA. Além do mais, sua taxa de degradação é relativamente lenta, devido à participação de reações enzimáticas únicas, e sua oxidação é termodinamicamente desfavorável no contexto da DA. As concentrações relatadas de ácido propiônico que podem inibir a produção de metano variam entre 900 e 1.500g m⁻³ (BOROWSKI; KUBACKI, 2015).

Kumar *et al.* (2024) propõem diversas estratégias para agilizar a conversão de AGVs em CH₄, tal como a escolha de um reator adequado, a definição de uma temperatura operacional ideal, o controle do pH, a manutenção de uma pressão

parcial de hidrogênio apropriada, a gestão da taxa de COV e a utilização de aditivos químicos.

5.8 ANÁLISE MICROBIANA

As análises da comunidade microbiana foram conduzidas em três momentos distintos do experimento, sendo na Fase V (94° dia), Fase VII (126° dia) e Fase XIV (223° dia), nas quais foram observadas flutuações críticas nos comportamentos de AI/AP. O sequenciamento de nova geração de *amplicons* do gene 16Sr RNA mostrou 137.699, 20.429 e 24.726 leituras filtradas não quiméricas nas Fase V, VII e XIV, respectivamente.

Os filios bacterianos altamente representativos em todas as amostras foram *Firmicutes* e *Bacteroidota*, sendo que se observou aumento da abundância relativa de *Firmicutes* de 71,86%, na Fase V, para 94,05%, na Fase XIV da DA (Figura 17). Enquanto para o filo *Bacteroidota*, notou-se que houve redução da abundância na Fase V (9,09%) para a Fase XIV (1,55%).

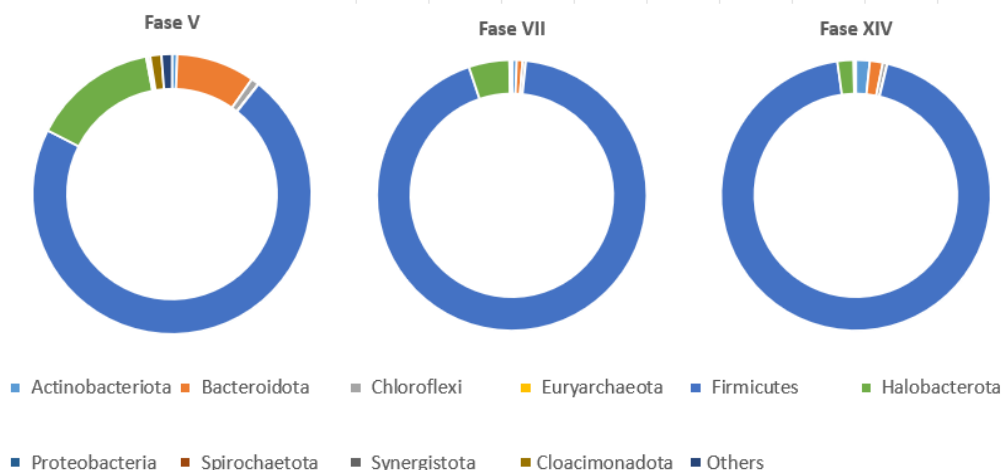
Ressalta-se que membros do filo *Firmicutes* podem liberar enzimas extracelulares para promover a degradação e hidrólise de macromoléculas e proteínas complexas em AGVs (GULHANE *et al.*, 2017). O aumento da predominância de *Firmicutes* é um potencial indicador de estabilidade do processo de geração de biogás (KIM *et al.*, 2023).

Já o *Bacteroidota* é composto por bactérias hidrolíticas, capazes de quebrar compostos complexos, como os distintos resíduos avaliados (BRANDT; BONGCAM-RUDLOFF; MÜLLER, 2020), sendo encontrados, geralmente, nas primeiras fases da DA. Logo, o *Actinobacteriota* apresentou 1,65% de abundância na Fase XIV, sendo que esse filo participa da via acidogênica na produção de ácido butírico e propiônico, corroborando com o aumento das concentrações desses ácidos durante esta fase do processo (Figura 16) (WANG *et al.*, 2020).

Em relação ao domínio Archaea (Figura 17), observou-se redução da abundância relativa do filo *Halobacterota* de 14,51% (Fase V), para 4,87% (Fase VII) e para 1,94% (Fase XIV), iniciando, assim, a queda do rendimento de biogás (Figura 9). Ainda, destaca-se que esse filo compreende espécies metanogênicas que usam ácido acético como doador de elétrons (FAN *et al.*, 2022), o que poderia explicar o acúmulo da concentração de acetato no sistema (Figura 16). Por último, aponta-se

que o filo *Euryarchaeota* foi detectado em percentuais abaixo de 1% em todas as amostras.

Figura 17 – Abundância de filios bacterianos das amostras de três fases distintas do processo



Fonte: A autora (2024).

Foram identificados 110 gêneros na amostra da Fase V, 75 na da Fase VII e 62 na da Fase XIV, sendo mais predominante ($\geq 0,5\%$) o gênero *Clostridium sensu stricto 1*, com abundância de 52% (Fase VII), 36% (Fase V) e 19% (Fase XIV).

Além disso, esse gênero é onipresente em sistemas de DA e capaz de converter, com eficiência, diversas fontes de carbono em ácidos acético e butírico, além de H_2 e CO_2 (CHEN *et al.*, 2024). Tal gênero foi detectado em todas as fases avaliadas, o que contribuiu para a eficiência do processo.

Ressalta-se que, na Fase VII, também se observou elevada abundância de *Terrisporobacter* (11,03%), microrganismo acidogênico que secreta enzimas hidrolíticas, como glucosidase, facilitando a geração de ácidos de cadeia curta (WANG *et al.*, 2023). Além do mais, observou-se que o aumento da COV, entre as Fases V e VII, favoreceu as interações entre bactérias hidrolíticas, acidogênicas e metanogênicas, promovendo maior rendimento de CH_4 .

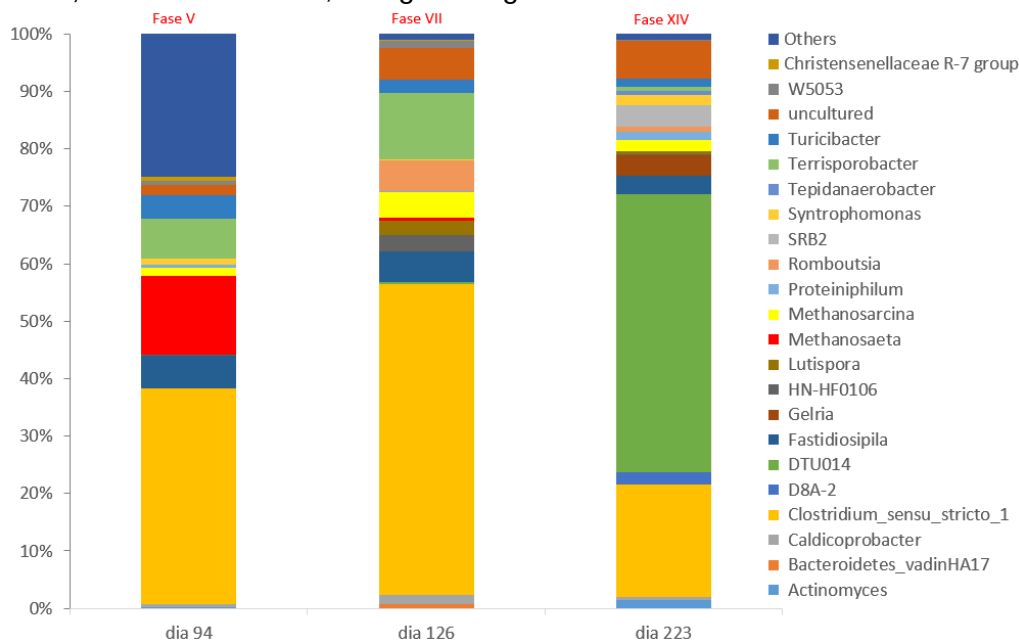
Já na Fase XIV, houve predomínio do ASV *DTU014* (47,16%), pertencente ao filo *Firmicutes*, descrito como Bactérias Oxidantes de Acetato Sintrófico (SAOB) capazes metabolizar o ácido propiônico (WANG *et al.*, 2024). Esse grupo também é reportado em ambientes com níveis elevados de NH_4 e concentrações de N (PERMAN *et al.*, 2024), como observado nesta fase do processo anaeróbio, conforme exposto na Figura 14.

O gênero *Fastidiosipila* manteve-se praticamente constante em todas as fases avaliadas, sendo 5,41%, 5,14% e 3,01% nas Fases V, VII e XIV, respectivamente. Esse gênero desempenha importante papel na conversão da matéria orgânica complexa, como os distintos resíduos utilizados na alimentação do reator, em ácidos graxos e CO₂ (BAO *et al.*, 2023).

Ainda, o gênero *Turicibacter* foi detectada em todas as fases, com redução da abundância da Fase V para a Fase XIV (3,97>2,38>1,46). Tal gênero constitui-se por bactérias com capacidade de hidrolisar polissacarídeos e lignocelulose em AGVs e H₂ (WANG *et al.*, 2023).

Por sua vez, os gêneros *Gelria* e *SRB2* apresentaram abundâncias acima de 3% somente na Fase XIV. O *Gelria* promove a acidificação hidrolítica de proteínas (WANG *et al.*, 2025) e o *SRB2* são bactérias que usam acetato como substrato principal para redução de sulfato, como verificado na Figura 18, a partir dos níveis baixos de H₂S detectados no reator (GAO *et al.*, 2024).

Figura 18 – Comunidades microbianas presentes na biomassa, em três fases distintas do processo; dia 94 – AI/AP: 1,04 mgHAc mgCaCO₃-1; dia 126 – AI/AP: 0,174 mgHAc mgCaCO₃-1; dia 223 – AI/AP: 1,01 mgHAc mgCaCO₃-1



Fonte: A autora (2024).

Entre os gêneros de arqueias identificados, o *Methanosaeta* apresentou 13% de abundância na Fase V, com redução nas demais fases avaliadas. Esse gênero configura-se como mais sensível a fatores ambientais, como amônia livre, pH, temperatura, e apenas utiliza acetato para a produzir metano (TYAGI *et al.*, 2021).

Essa sensibilidade foi verificada no experimento, pois, na amostra do dia 223 (Fase XIV), quando a concentração de AL (Figura 14) e AGV (Figura 15) estavam elevadas, o *Methanosaeta* não foi detectado, sendo predominante em baixas concentrações de acetato (LUIZ *et al.*, 2023).

Enquanto isso, a abundância de *Methanosarcina* aumentou na Fase VII (4,25%) e reduziu na Fase XIV (2%). Esse gênero é considerado como “generalistas” metabólicas, uma vez que pode utilizar H_2/CO_2 , acetato, metanol e metilaminas, como substrato, para formação de metano (LUIZ *et al.*, 2023). Sua maior abundância foi na Fase VII, podendo estar associada a prevalência de *Clostridium sensu stricto 1* (Figura. 18).

Isso se explica dado que ambos os gêneros estabelecem uma relação sintrófica na metanogênese (CHEN *et al.*, 2024). Logo, tanto o *Methanosaeta* quanto o *Methanosarcina* são considerados gêneros metanogênicos acetoclásticos (JO *et al.*, 2022).

Contudo, no final do processo, houve um acúmulo de ácidos no sistema, evidenciando que outras vias metabólicas também participaram do processo de geração de biogás.

5.9 DIGESTATO

O digestato, subproduto do processo de DA, tem sido cada vez mais reconhecido pelo seu potencial como fertilizante orgânico, pois é rico em nutrientes essenciais, como nitrogênio, fósforo, potássio e outros elementos, fornecendo uma fonte sustentável para as plantas (NICOLOSSO, 2014). Além de seu valor nutricional, sua composição orgânica contribui para a melhoria da estrutura do solo, aumentando a capacidade de retenção de água e estimulando a atividade microbiana benéfica.

O uso do digestato como fertilizante não apenas reduz a dependência de recursos não renováveis, mas também promove a saúde do solo e a sustentabilidade agrícola. No entanto, é importante monitorar cuidadosamente os níveis de nutrientes e a qualidade desse subproduto para garantir uma aplicação adequada e eficaz, minimizando o risco de poluição ambiental.

Isso se deve, pois nem sempre valores de nutrientes considerados, agronomicamente, muito altos agronomicamente, indicam um potencial danoso ao ambiente (NICOLOSSO *et al.*, 2022). Evidencia-se, nesse sentido, que qualidade

desse material está diretamente associada a variáveis operacionais, como COV e TRH, além da natureza de substratos utilizados e microrganismos envolvidos na Digestão Anaeróbica (Fernández-Domínguez *et al.*, 2024).

O digestato da Fase IX deste experimento foi analisado a fim de verificar os valores de N, P, K e Fe após a DA (Tabela 8).

Tabela 8 – Resultado das análises de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e ferro (Fe) de amostra do digestato referente a nona fase do experimento

Digestato	N (mg kg⁻¹)	K (mg kg⁻¹)	P (mg kg⁻¹)	Fe (mg kg⁻¹)
Fase IX	7770	1080	1826,7	2048,4

Fonte: A autora (2024).

Com práticas adequadas de gestão e aplicação, o digestato pode desempenhar um papel significativo na agricultura sustentável, promovendo a reciclagem de nutrientes e a saúde do ecossistema. Contudo é importante verificar a adequação da oferta de nutrientes por meio do digestato em relação à demanda de nutrientes da área agrícola.

5.10 SIMULAÇÃO PLANTA

A simulação de plantas de biogás é uma ferramenta essencial na otimização e no desenvolvimento de processos de produção de biogás. Essa técnica permite prever o desempenho de uma planta de biogás em diferentes condições operacionais, como variações em composição do resíduo, TRH e COVs.

Ao simular uma planta de biogás, é possível analisar o impacto de diferentes parâmetros no processo de DA, identificar potenciais gargalos e realizar ajustes antes da implementação em escala plena. Essa abordagem não apenas reduz os custos e os riscos associados aos testes experimentais, mas também contribui para a tomada de decisões mais informadas e eficazes no projeto e na operação de instalações de produção de biogás.

Baseado na estimativa dos resíduos que possivelmente serão recebidos na planta (Tabela 1) e nos resultados encontrados por esta pesquisa, foram calculados a vazão de alimentação e o volume do reator anaeróbio (Tabela 10). O volume do reator, do tipo CSTR, que mais se adequou as proporções de resíduos agroindustriais que possivelmente chegarão na planta em escala plena, foi o de 2500m³. Porém, para o

volume de resíduos pecuários, faz-se necessária a realização de ajustes, pois esses ficariam acima das quantidades disponíveis apresentadas em inventário.

Utilizando a COV de $3,67 \text{ kg}_{\text{sv}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, que obteve os melhores valores experimentais de rendimento e produção de biogás, sem nenhuma falha no sistema, foi possível verificar a produção de biogás para a instalação de um motogerador proporcional a produção (Tabela 9).

Tabela 9 - Simulação de produção de biogás referente ao volume do reator CSTR, em uma planta de biogás baseada em valores experimentais

Volume reator (m^3)	COV ($\text{kg}_{\text{sv}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$)	TRH (d)	Vazão ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)	Produção de biogás (m^3)	Vazão dejetos suíno ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)	Vazão dejetos bovino ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)	Vazão resíduo de incubatório ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)	Vazão lodo seco ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)	Vazão resíduo de ossos e proteína ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)
2000	3,67	24,36	82,11	5680	58,47	2,44	3,18	15,06	2,97
2500	3,67	24,36	102,64	7100	73,08	3,05	3,98	18,82	3,71
3000	3,67	24,36	123,17	8520	87,70	3,65	4,77	22,59	4,45
3500	3,67	24,36	143,70	9940	102,32	4,26	5,57	26,35	5,20
4000	3,67	24,36	164,23	11360	116,93	4,87	6,36	30,12	5,94

Fonte: A autora (2024).

No estudo realizado por Dalpaz *et al.* (2020), utilizando biogás advindo de DA de resíduos agroindustriais e dessulfurizado para avaliar seu potencial térmico e elétrico, foram encontrados resultados semelhantes de biogás com 68,5% de metano. Com isso, foi possível averiguar uma geração elétrica de $2,04 \text{ kWh m}^{-3}$ e térmica de $1,15 \text{ kWh m}^{-3}$.

Apoiando-se nos dados da pesquisa realizada por Dalpaz *et al.* (2020), é possível estimar que o biodigestor anaeróbio poderia produzir, diariamente, valores próximos a 14484 kWh e energia térmica de 8165 kWh .

6 CONCLUSÕES

Com base nos objetivos propostos para esta pesquisa, conclui-se que os experimentos de Codigestão de resíduos pecuários e agroindustriais apresentaram resultados superiores àqueles obtidos com a monodigestão anaeróbia, destacando a importância de se estudar as proporções ideais de resíduos e suas respostas no processo. Além disso, a caracterização dos resíduos e a compreensão de seu comportamento revelaram-se fundamentais para determinar a mistura ideal, promovendo uma maior produção de biogás com qualidade superior, teores de metano próximos a 70%, rendimento acima do previsto e produtividade maior em comparação com estudos de monodigestão.

No experimento de Codigestão realizado para esta, foi possível definir a condição operacional máxima sem comprometer a estabilidade do processo, associando-a a uma maior recuperação de biogás, como observado na Fase IX, com uma COV de $3,67 \text{ kg}_{\text{SVadic}} \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, rendimento de biogás de $523 \text{ L}_{\text{N CH}_4} \text{ kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$, produtividade de $1,92 \text{ L}_{\text{N CH}_4} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e teor de metano de 67%.

Diversos grupos bacterianos essenciais para a DA foram identificados, evidenciando diferentes abundâncias nas fases do processo. Os filos relacionados à hidrólise e acidogênese, como o *Firmicutes*, aumentaram sua presença da Fase V para a Fase XIV, enquanto o *Bacteroidota* apresentou redução ao longo das fases.

Sendo assim, identificou-se que as bactérias acidogênicas, como a *Clostridium sensu stricto 1*, predominaram na Fase VII, e as acetogênicas, como *DTU014*, na Fase XIV. Já na metanogênese, o *Methanosaeta* foi o principal gênero nas primeiras fases (até a Fase V) e, posteriormente, foi substituído pelo gênero *Methanosarcina* nas fases com maior concentração de ácidos graxos e acúmulo de ácidos graxos voláteis, indicando a participação de outras vias metabólicas na geração de biogás.

Vale ressaltar que, embora alguns parâmetros apresentaram instabilidade ao longo do estudo, a microbiota se reorganizou e, dessa forma, estabilizou o sistema, evitando a necessidade de intervenções corretivas. Nesse sentido, a partir deste estudo, foi possível gerar recomendações técnicas para a construção e a operação de um reator em escala plena, que se encontra em fase de instalação no interior do Oeste do Estado de Santa Catarina.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho contribui para outros estudos sobre a Codigestão de resíduos pecuários e agroindustriais, especialmente com relação a mistura de lodo seco (FAD), resíduos do processamento de ossos e proteínas e resíduos de incubatórios de aves, visto que ainda há poucas pesquisas focadas nesses tipos de resíduos.

Embora os resultados obtidos configurem-se como favoráveis, recomenda-se que, ao iniciar a operação do reator anaeróbio em escala plena, sejam aplicadas COVs mais baixas do que a carga final desejada, realizando seu aumento gradualmente ao longo do tempo. Isso permitirá um período de adaptação para os microrganismos, podendo prevenir problemas futuros, como flutuações na produção de metano ou, até mesmo, o colapso do sistema.

Para estudos futuros, sugere-se a exploração de uma configuração que não utilize o resíduo de incubatório, pois a presença de cascas de ovos e animais inteiros pode causar acúmulo de sólidos no fundo do reator. É necessário, portanto, avaliar se o impacto desse resíduo será útil, buscando compreender melhor sua contribuição e importância no processo de Codigestão.

REFERÊNCIAS

ABOUDI K.; ÁLVAREZ-GALLEGO, C. J.; ROMERO-GARCÍA, L. I. Semi-continuous anaerobic co-digestion of sugar beet byproduct and pig manure: Effect of the organic loading rate (OLR) on process performance. **Bioresource Technology**, [s.l], v. 19, [s.n], 2015, p. 283-290.

ANNUAL REPORT. BRAZILIAN ASSOCIATION OF ANIMAL PROTEIN – ABPA. **Relatório anual 2023**, São Paulo: ABPA, 2023.

ACHINAS, S.; ACHINAS, V.; EUVERINK, G. J. W. Microbiology and biochemistry of anaerobic digesters: an overview. **Bioreactors**, [s.l], [s.v], [s.n.], 2020, p. 17-26.

ANDRIAMANOHIARISOAMANANA, F.J. *et al.* Semi-continuous anaerobic co-digestion of dairy manure, meat and bone meal and crude glycerol: Process performance and digestate valorization, **Renew Energy**, [s.l], v. 128, [s.n], 2018, p. 1-8.

BRASIL, **Resolução ANP nº 908**, de 18 de novembro de 2022. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. Disponível em: <https://atosoficiais.com.br/anp/resolucao-n-908-2022-dispoe-sobre-a-autorizacao-previa-da-np-para-a-utilizacao-de-combustiveis-experimentais-em-todo-o-territorio-nacional>. Acesso em: 1 mai 2024.

AGOSTINI, S. *et al.* Bioaugmentation strategies based on bacterial and methanogenic cultures to relieve stress in anaerobic digestion of protein-rich substrate. **Renewable Energy**. [s.l], v. 225, [s.n], 2024, p. 120-270.

AMARAL A. C., *et al.* Influence of solid-liquid separation strategy on biogas yield from a stratified swine production system. **Journal of Environmental Management**. [s.l], v. 196, [s.n], 2016, p. 229-235.

AMEEN F. *et al.* Co-digestion of microbial biomass with animal manure in three-stage anaerobic digestion. **Fuel**, [s.l], v. 306, 2021, p. 121746.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Métodos Padrão para o Exame de Água e Águas Residuais**, Washington: American Water Works Association, 2012.

ANDREWS, S.; LINDENBAUM, P.; HOWARD, B. **FastQC**: a quality control tool for high throughput sequence data, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR10004**: Resíduos Sólidos - Classificação. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2004.

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTRY – AOAC, **Method of Analysis**, Washington: Association of Official Analytical Chemists, 1995.

BAO, R. *et al.* High-solids anaerobic co-digestion performances and microbial community dynamics in co-digestion of different mixing ratios with food waste and highland barley straw. **Energy**, [s.l], v.262, [s.n], 2023, p.125529.

BARROS, E. C. *et al.* **Potencial agrônômico dos dejetos de suínos**. Concórdia: Embrapa – Suínos e Aves, 2019.

BECKER, C. M. *et al.* Technologies for biogas desulfurization - An overview of recent studies, **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s.l], v.159, [s.n], 2022, s.p.

BIASI, C. A. F. *et al.* **Energias renováveis na área rural da região sul do Brasil**, Foz do Iguaçu: ITAIPU Binacional, 2018.

BOLYEN, E. *et al.* Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2, **Nat Biotechnol**, [s.l], v.37, [s.n], 2019, p.852-857.

BOROWSKI, S.; KURUBACK, P. Co-digestion of pig slaughterhouse waste with sewage sludge. **Waste Management**, [s.l], v. 40, [s.n], 2015, p. 119–126.

BORTOLI, M.; CELANT DE PRÁ, M.; KUNZ, A. Tratamento do digestato: remoção de nitrogênio. *In*: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; CESTONARO DO AMARAL, A. (Org.). **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2022. p. 129-190.

BRANDT, C.; BONGCAM-RUDLOFF, E.; MÜLLER, B. Abundance tracking by long-read nanopore sequencing of complex microbial communities in samples from 20 different biogas/wastewater plants. **Applied Sciences**, [s.l], v. 10, [s.n], 2020, p. 1-14.

BUŤKOWSKA, K.; MIKUCKA, W.; POKOJ, T. Enhancement of biogas production from cattle manure using glycerine phase as a co-substrate in anaerobic digestion. **Fuel**, [s.l], v. 317, [s.n], 2022, p. 123456.

CAGNETTA, C. *et al.* High-rate activated sludge systems combined with dissolved air flotation enable effective organics removal and recovery, **Bioresour Technol**, [s.l], v. 291, [s.n], 2019, s.p.

CALLAHAN, B. J. *et al.* DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. **Nat Methods**, [s.l], v. 13, [s.n], 2016, p. 581–583.

CÂNDIDO, D. *et al.* Integration of swine manure anaerobic digestion and digestate nutrients removal/recovery under a circular economy concept. **Journal of Environmental Management**, [s.l], v. 301, [s.n], 2022, p.113825.

CAO, L. *et al.* Effects of temperature and inoculation ratio on methane production and nutrient solubility of swine manure anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, [s.l], v. 299, [s.n], 2020, p. 122552.

CAPORASO, J. G; *et al.* Ultra-high-throughput microbial community analysis on the Illumina HiSeq and MiSeq platforms. **ISME Journal**, [s.l], v. 6, [s.n], 2012, p. 1621–1624.

CAPSON-TOJO, G. *et al.* Unraveling the literature chaos around free ammonia inhibition in anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s.l], v. 117, [s.n], 2020, p. 109487.

CARDOSO, B. F; OYAMADA, G. C; SILVA, C. M. Produção, tratamento e uso dos dejetos suínos no Brasil. **Revista Desenvolvimento em Questão**, Ijuí, v. 13, n. 32, 2015, p. 127-145.

CESTONARO DO AMARAL, A. *et al.* Influence of solid-liquid separation strategy on biogas yield from a stratified swine production system. **Journal of Environmental Management**, [s.l], v. 168, [s.n], 2016, p. 229 - 235.

CESTONARO DO AMARAL, A., *et al.* Codigestão de efluentes agropecuários em uma usina de biogás. **Revista RedBioLAC**, Montevideo, v. 5, n. 1, 2021, p. 82-86.

CESTONARO DO AMARAL, A; STEINMETZ, R. L. R; KUNZ, A. O processo de biodigestão. *In*: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; CESTONARO DO AMARAL, A. (Org.). **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2022a. p. 13-26.

CESTONARO DO AMARAL, A; STEINMETZ, R. L. R; KUNZ, A. Os biodigestores. *In*: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; CESTONARO DO AMARAL, A. (Org.). **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2022b. p. 41-68.

CESTONARO DO AMARAL, A; STEINMETZ, R. L. R; KUNZ, A. Parâmetros de importância ao processo de digestão anaeróbia. *In*: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; CESTONARO DO AMARAL, A. (Org.). **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2022c. p. 27-40.

CHEN, J. *et al.* In situ preparation of oriented microbial consortium-based compound enzyme strengthens food waste disintegration and anaerobic digestion: Performance, mechanism, microbial communities and global metabolic pathways. **Chemical Engineering Journal**, [s.l], v. 486, [s.n], 2024, p. 150-208.

CHEN, Y. *et al.* Inhibition of anaerobic digestion process: A review. **Bioresource Technology**, [s.l], v. 99, n. 9, 2008, p. 4044-4064.

CHENG, S. *et al.* Sustainability of large-scale commercial biogas plants in Nepal. **Journal of Cleaner Production**, [s.l], v. 434, [s.n], 2024, p. 139777.

CIBIOGÁS. **Panorama do Biogás no Sul do Brasil – 2023**. Foz do Iguaçu: CIBIOGÁS, 2023. Disponível em: https://cibiogas.org/wp-content/uploads/2024/04/CIBIOGAS_Panorama_do_Biogas_na_regiao_Sul_do_Brasil_em_2023.pdf. Acesso em: 24 abr 2023.

CREAMER, K. S. *et al.* Stable thermophilic anaerobic digestion of dissolved air flotation (DAF) sludge by co-digestion with swine manure. **Bioresource Technology**, [s.l], v. 101, [s.n], 2010, p. 3020–3024.

DADRASNIA, A. *et al.* Sustainable nutrient recovery from animal manure: A review of current best practice technology and the potential for freeze concentration. **Journal of Cleaner Production**, [s.l], v. 315, [s.n], 2021. p.128106.

DALLAIRE-LAMONTAGNE, M. *et al.* Characterization of hatchery residues for on farm implementation of circular waste management practices, **Waste Management**, [s.l], v. 175, [s.n], 2024, p. 305–314.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG – DIN. **DIN 384140-8**. German standard method for the examination of water, waste water and sludge. Sludge and sediment (group S), Determination of Ame- Nability to Anaerobic Digestion (S8) (1985).

DEENA, S.R. *et al.* Enhanced biogas production from food waste and activated sludge using advanced techniques – a review. **Bioresour. Technol**, [s.l], v. 355, [s.n], 2022, p. 127234.

DUONG, C. M.; LIM, T. T. Optimization and microbial diversity of anaerobic co-digestion of swine manure with waste kitchen oil at high organic loading rates. **Waste Management**, [s.l], v. 154, [s.n], 2022, p.199–208.

EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington: American Public Health Association, 2012.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Brasil é quarto maior produtor de grãos e maior exportador de carne bovina do mundo, mostra estudo**, 2021. Disponível em: <https://www.embrapa.br/en/busca-de-noticias/-/noticia/62619259/brasil-e-o-quarto-maior-produtor-de-graos-e-o-maior-exportador-de-carne-bovina-do-mundo-diz-estudo>. Acesso em: 09 mai 2023.

EUROPEAN BIOGAS ASSOCIATION – EBA. **EBA Statistical Report 2022: Tracking biogas and biomethane deployment across Europe, 2022**. Disponível em: https://www.europeanbiogas.eu/___trashed-3/. Acesso em: 01 nov 2023.

EUROPEAN BIOGAS ASSOCIATION – EBA. **Guidehouse Biogases towards 2040 and beyond: A realistic and resilient path to climate neutral**, 2023.

FAN, Q. *et al.* Microbial community evolution, interaction, and functional genes prediction during anaerobic digestion in the presence of refractory organics. **J Environ Chem Eng**, [s.l], v. 10, [s.n], 2022, p. 107789.

FERNÁNDEZ-DOMÍNGUEZ, D. *et al.* Retention time and organic loading rate as anaerobic co-digestion key-factors for better digestate valorization practices: C and N dynamics in soils, **Waste Management**, [s.l], v. 181, [s.n], 2024, p. 1–10.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF UNITED NATIONS – FAO, **Guía teórico-práctica sobre el biogás y los biodigestores**. Buenos Aires: FAO, 2019.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF UNITED NATIONS – FAO. **Novo relatório da FAO**: carne, ovos e leite são fontes essenciais de nutrientes, especialmente para os mais vulneráveis, 2023. Disponível em: <https://www.fao.org/brasil/noticias/detail-events/pt/c/1638422/>. Acesso em: 10 mai 2023.

FRANÇOIS, M. *et al.* Advancement of nanotechnologies in biogas production and contaminant removal: A review. **Fuel**, [s.l], v. 340, [s.n], 2023, s.p.

FUTAMATA, S. *et al.* Efficient synthesis of rare sugars from galactose in hot compressed water using eggshells as an environmentally friendly catalyst, **Bioresour Technol**, [s.l], v. 399, [s.n], 2024, s.p.

GAIO J. *et al.* Seasonal characterization of the prokaryotic microbiota of full-scale anaerobic UASB reactors treating domestic sewage in southern Brazil. **Bioprocess Biosyst Eng**, [s.l], v. 46, [s.n], 2022, p. 69-87.

GAO, S. *et al.* Enhancement of medium-chain fatty acids production from sludge anaerobic fermentation liquid under moderate sulfate reduction. **Journal of Environmental Management**, [s.l], v. 354, [s.n], 354, 2024, p. 120459.

GERARDI, M. H. **The Microbiology of Anaerobic Digesters**. New Jersey: John Wiley & Sons, 2003.

GRELL, T. *et al.* Biochemical methane potential of dairy manure residues and separated fractions: An Australia-wide study of the impact of production and cleaning systems. **Bioresource Technology**, [s.l], v. 391, n. 1, 2024, s.p.

GULHANE, M. *et al.* Study of microbial community plasticity for anaerobic digestion of vegetable waste in Anaerobic Baffled Reactor. **Renew Energy**, [s.l], v. 101, [s.n], 2017, p. 59-66.

GUTIÉRREZ, A. S. *et al.* The energy potential of agriculture, agroindustrial, livestock, and slaughterhouse biomass wastes through direct combustion and anaerobic digestion. The case of Colombia. **Journal of Cleaner Production**, [s.l], v. 269, [s.n], 2020, p. 122317.

HOLLAS, C. E. *et al.* The potential of animal manure management pathways toward a circular economy: a bibliometric analysis. **Environmental Science and Pollution Research**, [s.l], [s.v], [s.n], 2022, s.p.

HU, Y. *et al.* Study of an enhanced dry anaerobic digestion of swine manure: Performance and microbial community property. **Bioresource Technology**, [s.l], v. 282, [s.n], 2019, p. 353–360.

ISLAM, M. S.; RANADE, V. V. Enhancing BMP and digestibility of DAF sludge via hydrodynamic cavitation. **Chemical Engineering & Processing: Process Intensification**, [s.l.], v. 198, [s.n], 2024, p. 109733.

JIANG, Y. *et al.* Ammonia inhibition and toxicity in anaerobic digestion: A critical review. **Journal of Water Process Engineering**. [s.l.], v. 32, [s.n.], 2019, p. 100899.

JO, S. *et al.* Enhanced anaerobic co-digestion of cattle manure with food waste and pig manure: Statistical optimization of pretreatment condition and substrate mixture ratio, **Waste Management**, [s.l.], v. 183, [s.n], 2024, p. 32–41.

JO, Y. *et al.* The effects of ammonia acclimation on biogas recovery and the microbial population in continuous anaerobic digestion of swine manure, **Environmental Research**, [s.l.], v. 212, [s.n], 2022, p. 113483.

KARKI, R. *et al.* Anaerobic co-digestion: current status and perspectives, **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 330, [s.n], 2021, p. 125001.

KARKI, R. *et al.* Anaerobic co-digestion of various organic wastes: Kinetic modeling and synergistic impact evaluation, **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 343, [s.n], 2022, p. 126063.

KARRABI, M. *et al.* A comprehensive review on biogas production from lignocellulosic wastes through anaerobic digestion: na insight into performance improvement strategies, **Fuel**, [s.l.], v. 340, [s.n], 2023, p. 127239.

KHAN, M. *et al.* Optimization of process parameters for production of volatile fatty acid, biohydrogen and methane from anaerobic digestion, **Bioresour Technol**, [s.l.], v. 219., [s.n], 2016, p. 738–748.

KIM, H. H. *et al.* Insights into prokaryotic metataxonomics and predictive metabolic function in field-scale anaerobic digesters treating various organic wastes. **Renew Sustain Energy Rev**, [s.l.], v. 187, [s.n], 2023, s.p.

KULANDAIVELU, J. *et al.* Full-scale investigation of ferrous dosing in sewers and a wastewater treatment plant for multiple benefits, **Chemosphere**, [s.l.], v. 250, [s.n], 2020, s.p.

KUMAR, D. J. P. *et al.* A comprehensive study on anaerobic digestion of organic solid waste: A review on configurations, operating parameters, techno-economic analysis and current trends. **Biotechnology Notes**. [s.l.], v. 5, [s.n], 2024, p.33-49.

KUNZ, A.; *et al.* Oportunidades à suinocultura pela geração e uso de biogás frente às metas de redução de mateno estabelecidas na COP26. **Revista Suinocultura Industrial**, Itú, v. 44, n. 1, 2022. p. 20-23.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R; AMARAL, A. C. do. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2022.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L.R. Cuidados com biodigestores para estabilidade e qualidade na geração do biogás. **Revista Suinocultura Industrial**. Itú, v. 41, n. 2. p. 12-17.

LABATUT, R. A.; GOOCH, C. A. Monitoring of Anaerobic Digestion Process to Optimize Performance and Prevent System Failure. *In*: GOT MANURE TRADESHOW AND CONFERENCE, 1, 2012, Ithaca. **Proceedings** [...] Ithaca: Cornell University, 2014, s.p.

LAMOLINARA, B. *et al.* Anaerobic digestate management, environmental impacts, and techno-economic challenge. **Waste Management**, [s.l], v. 140, [s.n], 2022. p. 14–30.

LIN Q. *et al.* Temperature affects microbial abundance, activity and interactions in anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, [s.l], v. 209, [s.n], 2016, p. 228–236.

LIU, C. *et al.* Improved anaerobic digestion under ammonia stress by regulating microbiome and enzyme to enhance VFAs bioconversion: The new role of glutathione, **Chemical Engineering Journal**, [s.l], v. 433, [s.n], 2022, s.p.

LUIZ, F. N. *et al.* Metataxonomic characterization of the microbial community involved in the production of biogas with microcrystalline cellulose in pilot and laboratory scale. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, [s.l], v. 39, n. 184, 2023, s.p.

MA, B. *et al.* Biological nitrogen removal from sewage via anammox: Recent advances. **Bioresource Technology**, [s.l], v. 200, [s.n], 2016, p. 981–990.

MAO, C. *et al.* Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion, **Renewable and Sustainable Energy Reviews** [s.l], v. 45, [s.n], 2015, p. 540–555.

MARTÍNEZ-BURGOS, W. J. *et al.* Agroindustrial wastewater in a circular economy: Characteristics, impacts and applications for bioenergy and biochemicals. **Bioresource Technology**, [s.l], v. 341, [s.n], 2021, p. 125795.

MESSINEO A. *et al.* Recuperação de biometano de resíduos de moinho de azeitona por meio de digestão anaeróbica: uma revisão do estado da arte da tecnologia. **Sci Total Environ**, [s.l], v. 703, [s.n], 2020, p. 135508.

MÉZES, L. *et al.* Novel approach on the basis of FOS/TAC method. **Analele Universității din Oradea, Fascicula: Protecția Mediului**, [s.l], v. 17, [s.n], 2011, p. 713-718.

NICOLOSO, R. D. S. *et al.* Uso do digestato como fertilizante. *In*: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; CESTONARO DO AMARAL, A. (Org.). **Fundamentos da digestão anaeróbica, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2022. p. 96-130.

OMETTO, F. *et al.* Anaerobic digestion: an engineered biological process. **Substitute Natural Gas from Waste**, Linköping, [s.v.], [s.n.], 2019, p. 63-74.

ORRICO, A. C. A. *et al.* Characterization and valuing of hatchery waste from the broiler chicken productive chain. **Waste Management**, [s.l], v. 105, [s.n], 2020, p.520–530.

PERMAN, E. *et al.* Comparative study of high-solid anaerobic digestion at laboratory and industrial scale – Process performance and microbial community structure. **Energy Conversion and Management**, [s.l], v. 300, [s.n], 300, 2024, p. 117978.

PINTO, J. A. *et al.* Study of the anaerobic co-digestion of bovine and swine manure: Technical and economic feasibility analysis. **Cleaner Waste Systems**, [s.l], v. 5, [s.n], 2023, p. 100097.

QUAST, C. *et al.* The SILVA ribosomal RNA gene database project: Improved data processing and web-based tools. **Nucleic Acids Res**, [s.l], v. 41, [s.n], 2013, p. 590–596, 2013.

RAHMAN, M. S. *et al.* Anaerobic co-digestions of agro-industrial waste blends using mixture design. **Biomass and Bioenergy**. [s.l], v. 122, [s.n], 2019. p. 156–164.

RAJAONISON, A.; RABESAHALA, I. A. F. A.; TIANA, H. Recent Advance in Anaerobic Co-digestion Technology: A Review. **Modern Applied Science**, Antananarivo, v. 14, n. 6, 2020, p. 90-109.

RIYA, S. *et al.* Influence of C/N Ratio on Performance and Microbial Community Structure of Dry-Thermophilic Anaerobic Co-Digestion of Swine Manure and Rice Straw. **Journal of Medical and Bioengineering**, [s.l], v. 5, n.1, 2016, s,p.

RUBIO, J. A. *et al.* Co-digestion of two-phase olive-mill waste and cattle manure: Influence of solids content on process performance. **Journal Fuel**, [s.l], v. 322, [s.n], 2022, p. 124187.

SALAZAR, F. *et al.* **Glossário de termos associados ao manejo de resíduos da produção animal**. Concórdia: Sbera, 2019.

SANTOS, A. D. *et al.* A biochemical methane potential of pig slurry. **Energy Reports**, [s.l], v. 8, [s.n], 2022, p. 153-158.

SANTOS, S. T. S. *et al.* Análise dos constituintes inorgânicos da casca do ovo. **Scientia Plena**, São Cristóvão, v. 8, n. 3a, 2012, p. 1-4.

SATHTHASIVAM, *et al.* Evaluating dissolved air flotation for oil/water separation using a hybridized coagulant of ferric chloride and chitosan, **Journal of Water Process Engineering**, [s.l], v. 47, [s.n], 2022, p.102836.

SILVA, M. L. B. da; MEZZARI, M. P. Tratamento e purificação de biogás. *In*: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; CESTONARO DO AMARAL, A. (Org.). **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2022. p. 69-93.

SCHMIDT, Nádia Solange. **Demandas Atuais e Futuras da Cadeia Produtiva de Suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPSC, 2017.

STEINMETZ, R. L. R. *et al.* Enrichment and acclimation of an anaerobic mesophilic microorganism's inoculum for standardization of BMP assays. **Bioresource Technology**, [s.l], v. 219, [s.n], 2016, p. 21–28.

STÜRMER, B. *et al.* Agricultural biogas production: a regional comparison of technical parameters. **Renew. Energy**, [s.l], v. 164, [s.n], 2021, p. 171–182.

SUDIARTHA, G. A. W. *et al.* Unveiling the impact of temperature shift on microbial Community dynamics and metabolic pathways in anaerobic digestion. **Process Safety and Environmental Protection**, [s.l], v. 186, [s.n], 2024, p.1505–1515.

SUN, H. *et al.* Calcium ion can alleviate ammonia inhibition on anaerobic digestion via balanced-strengthening dehydrogenases and reinforcing protein-binding structure: model evaluation and microbial characterization. **Bioresource Technol**, [s.l], v. 354, [s.n], 2022, p. 127165.

TÁPPARO, D. C. *et al.* Swine manure biogas production improvement using pre-treatment strategies: Lab-scale studies and full-scale application. **Bioresource Technology Reports**, [s.l], v. 15, [s.n], 2021, p. 100716.

TYAGI, V. K. *et al.* Microbial community dynamics in anaerobic digesters treating organic fraction of municipal solid waste. **Environmental Technology & Innovation**, [s.l], v. 21, [s.n], 2021, p. 101303.

VANOTTI, M. *et al.* Ammonia removal using nitrification and anammox in a single reactor. *In: AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL AND BIOLOGICAL ENGINEERS ANNUAL INTERNATIONAL MEETING*, 3, 2012, Kansas City. **Proceedings [...]** Kansas City: ASABE, 2012, p. 2466–2475.

VASAN, V. *et al.* Biogas production and its utilization in internal combustion engines: A review. **Process Safety and Environmental Protection**, [s.l], v. 186, [s.n], 2024, p. 518–539.

VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE – VDI. **VDI 4630**: Fermentation of organic materials Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests. Düsseldorf: VDI, 2006.

VRIEZE, J.; HENNEBEL, T.; VESTRAETE, W. Methanosarcina: The rediscovered methanogen for heavy duty biomethanation. **Bioresource Technology**, [s.l], v. 112, [s.n], 2012, p. 1–9.

WANG, C. *et al.* Genome-centric microbiome analysis reveals solid retention time (SRT: -shaped species interactions and niche differentiation in food waste and sludge co-digesters. **Water Res**, [s.l], v. 181, [s.n], 2020, p. 115858.

WANG, H. *et al.* Bioenergy recovery and carbon emissions benefits of short-term biotrophic pretreatment on low organic sewage sludge anaerobic digestion: A pilot-

scale study. **Journal of Environmental Sciences**, [s.l], v. 148, [s.n], 2025, p. 321–335.

WANG, R. *et al.* Enhancing methane production in dry anaerobic digestion of ruminant manures through substrates ratio regulation for strengthened microbial interactions. **Environmental Technology & Innovation**, [s.l], v. 32, [s.n], 2023, p. 103389.

WANG, T. *et al.* Anaerobic codigestion of excess sludge with chicken manure with a focus on methane yield and digestate dewaterability. **Bioresource Technology Reports**, [s.l], v. 19, [s.n], 2022, p. 101-127.

WANG, X. *et al.* Inhibition of anaerobic digestion by various ammonia sources resulted in subtle differences in metabolite dynamics. **Chemosphere**, [s.l], v. 351, [s.n], 2024, p. 141157.

WANG, Y; QIAN, P.Y. Conservative fragments in bacterial 16S rRNA genes and primer design for 16S ribosomal DNA amplicons in metagenomic studies. **PLoS One**, San Francisco, 10, n. 3, 2009, p. e-7401.

WANG, Z. *et al.* Influence of temperature fluctuations on anaerobic digestion: Optimum performance is achieved at 45 °C. **Chemical Engineering Journal**, , [s.l], v. 492, [s.n], 2024, p. 152331.

WU, D. *et al.* 2021a. State indicators of anaerobic digestion: a critical review on process monitoring and diagnosis. **Renew. Sustain. Energy Rev**, [s.l], v. 148, [s.n], 148, 2021a, p. 111-260.

WU, D. *et al.* Commercial biogás plants: review on operational parameters and guide for performance optimization. **Fuel**, [s.l], v. 303, [s.n], 2021b, p. 121-282.

XIAO, Y. *et al.* Alleviation of ammonia inhibition in dry anaerobic digestion of swine manure. **Energy**, [s.l], v. 253, [s.n], 2022, p. 124-149.

YELLEZUOME, D. *et al.* Mitigation of ammonia inhibition in anaerobic digestion of nitrogen-rich substrates for biogas production by ammonia stripping: a review. **Renew. Sustain. Energy Rev**. 157, 2022, 112043.

YU, X. *et al.* Anaerobic co-digestion of cabbage waste and cattle manure: Effect of mixing ratio and hydraulic retention time. **Renewable Energy**, [s.l], v. 221, [s.n], 2024, p. 119743.

YUAN, T. *et al.* Enhanced food waste anaerobic digestion by simultaneously controlling sludge loads and iron oxide addition, **Renew Energy**, [s.l], v. 217, [s.n], 2023, p. 119213.

ZHAO, X. *et al.* Stabilization of microbial network by co-digestion of swine manure and organic wastes, **J Environ Manage**, [s.l], v. 355, [s.n], 2024, p. 120475.