

IZABELLE DE PAULA SOUSA

**CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA E
RESÍDUOS ORGÂNICOS COM VISTAS À RECUPERAÇÃO DE RECURSOS:
BIOGÁS E DIGESTATO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientador: André Pereira Rosa

Coorientadores: Alisson Carraro Borges
Katia Gonçalves Gutierrez

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2023**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

S725c
2023 Sousa, Izabelle de Paula, 1990-
 Codigestão anaeróbia de águas residuárias de suinocultura e
 resíduos orgânicos com vistas à recuperação de recursos: biogás
 e digestato / Izabelle de Paula Sousa. – Viçosa, MG, 2023.
 1 tese eletrônica (81 f.): il. (algumas color.).

 Orientador: André Pereira Rosa.
 Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa,
 Departamento de Engenharia Agrícola, 2023.
 Inclui bibliografia.
 DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2024.159>
 Modo de acesso: World Wide Web.

 1. Suinocultura. 2. Biodigestores anaeróbicos. 3. Metano.
 I. Rosa, André Pereira, 1983-. II. Universidade Federal de
 Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. Doutorado em
 Engenharia Agrícola. III. Título.

CDD 22. ed. 636.4


IZABELLE DE PAULA SOUSA

**CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA E
RESÍDUOS ORGÂNICOS COM VISTAS À RECUPERAÇÃO DE RECURSOS:
BIOGÁS E DIGESTATO**


Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 27 de novembro de 2023.

Assentimento:

Documento assinado digitalmente
 **IZABELLE DE PAULA SOUSA**
Data: 11/06/2024 22:57:20-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Izabelle de Paula Sousa
Autor

Documento assinado digitalmente
 **ANDRÉ PEREIRA ROSA**
Data: 12/06/2024 17:31:08-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

André Pereira Rosa
Orientador

AGRADECIMENTOS

A Deus e a Nossa Senhora, por me concederem força, esperança e sabedoria para perseguir meus sonhos. Eles me auxiliaram a superar os desafios encontrados ao longo dessa trajetória e tornaram possível a conclusão de mais uma etapa importante na minha vida.

Ao meu orientador prof. Dr. André Pereira Rosa, manifesto minha gratidão por todos ensinamentos, confiança, apoio, contribuições, paciência, persistência e oportunidades que me proporcionou ao longo desta trajetória.

Aos meus coorientadores Alisson Borges e Katia Gutierrez, pela orientação e por todos ensinamentos e oportunidades oferecidas ao longo desta trajetória.

Aos meus pais, Milene e Ivan, as minhas irmãs Emanuelle e Marielle e aos meus avós Luzia e José, pela base, incentivo, carinho, paciência e apoio ao longo destes anos. Por fazer do meu sonho o sonho de vocês e contribuírem para que ele fosse realizado. Sem vocês não chegaria até aqui.

Ao meu namorado Filipe, que sempre me incentivou, apoiou e que durante esta caminhada sempre esteve presente ao meu lado fornecendo amor, carinho, confiança.

Aos meus, tios, primos e sogra, por estarem sempre ao meu lado, me apoiando, torcendo e orando por mim.

Aos meus amigos Gabrielle, Iacy e Eder pela amizade, companheirismo, ajuda nos experimentos, e por trazer mais leveza no dia a dia do laboratório, foram muitos momentos estressantes e compensados com as belas conversas e risadas.

Aos alunos de iniciação científica, Isabella, Endy, Laura, Ana, Pietrô, Rafael, e em especial ao Guilherme, pelo comprometimento e dedicação com o desenvolvimento da pesquisa, sem vocês não seria possível o desenvolvimento da pesquisa.

Aos técnicos Simão, Dilson, pela colaboração ao longo do desenvolvimento deste trabalho.

Ao professor Alysson, por ter possibilitado o monitoramento do sistema de tratamento da granja e aos funcionários da granja, Fernando, Leandro, Valdeir, Arlindo e Dedeco por sempre estarem dispostos ajudar nas coletas.

Às minhas amigas Fernanda, Adelaide, Juciara, Tayane e Núbia pelo apoio nos momentos de desespero e também de alegria. Por compartilhar juntas esta etapa que nem sempre foi fácil.

Aos meus amigos que estão distantes, mas nunca ausentes, Roberta, Yasmine, Priscila, Jaqueline, Francielle, Daniela, Paulo, Fabiola e Sandra, que mesmo de longe fazem grande diferença na minha vida.

Aos membros do Laboratório de Qualidade Ambiental (LQA), em especial Larissa, Laís e Elisa (in memoriam) por toda convivência, paciência e por sempre estarem dispostos a me ajudar.

Aos professores Thiago e Cláudio da Universidade Federal de Minas Gerais, por parcerias e possibilidade de realização de algumas análises na instituição.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pela oportunidade dos estudos.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico – (CNPq) – número do processo 140417/2020-6.

Aos membros da banca pela disponibilidade e contribuições para aprimorar este estudo.

E a todos que de forma direta ou indireta participaram da execução deste estudo, o meu muito obrigada!

*“Sonhe com aquilo que você quer ser,
porque você possui apenas uma vida
e nela só se tem uma chance
de fazer aquilo que quer.
Tenha felicidade bastante para fazê-la doce.
Dificuldades para fazê-la forte.
Tristeza para fazê-la humana.
E esperança suficiente para fazê-la feliz...
... A felicidade aparece para aqueles que choram.
Para aqueles que se machucam
Para aqueles que buscam e tentam sempre.
E para aqueles que reconhecem
a importância das pessoas que passaram por suas
vidas”.*
Clarice Lispector

RESUMO

SOUSA, Izabelle de Paula, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, novembro de 2023. **Codigestão anaeróbia de águas residuárias de suinocultura e resíduos orgânicos com vistas à recuperação de recursos: biogás e digestato.** Orientador: André Pereira Rosa. Coorientadores: Alisson Carraro Borges e Katia Gonçalves Gutierrez.

Este estudo tem como objetivos: (i) Avaliar a codigestão anaeróbia de águas residuárias de suínos (ARS) e resíduos orgânicos (podas de capim (G), resíduo alimentar (RA) e cama de frango (CF)) sob diferentes proporções em relação a produção de metano e gerenciamento de resíduos e; (ii) Avaliar a recuperação energética do biogás e a qualidade do digestato produzidos em biodigestores semi-contínuos operados em monodigestão e codigestão anaeróbia. O estudo da codigestão anaeróbia de ARS e resíduos orgânicos foi conduzido pelo teste de PBM (Potencial Bioquímico de Metano) com mistura dos resíduos com a ARS sob diferentes proporções (25%, 50%, 75%). A produção máxima acumulada de metano obtida nos testes de PBM ($\text{mLCH}_4\text{.gSV}^{-1}$) foram submetidas ao teste de Tukey ($p > 0,05\%$) para se comparar as proporções (100:0; 25:75; 50:50; 75:25; 0:100) em relação aos substratos (G:ARS; RA:ARS; CF:ARS) e teste Dunnett (5%) comparando os demais tratamentos com a ARS. De forma complementar, avaliou-se o efeito sinérgico dos substratos utilizados na codigestão, bem como o ajuste cinético dos modelos de primeira ordem, Gompertz modificado e Cone. Observou-se que a codigestão de todos os substratos (G, RA e CF) com ARS melhorou a produção de metano em comparação com a monodigestão (ARS). Um efeito sinérgico positivo foi observado para o RA:ARS (25:75 e 75:25). De acordo com o teste de Tukey e Dunnett ($\alpha > 0,05$), a relação RA:ARS de 25:75 não apresentou diferença estatística em relação à monodigestão (ARS). Dentre os modelos avaliados, o Gompertz modificado apresentou o melhor ajuste. A codigestão de RA e ARS apresentou um potencial interessante para o manejo integrado com a melhor relação de 25:75. A recuperação energética do biogás e a qualidade do digestato foram estudadas em reatores horizontais em escala de bancada com alimentação semi-continua de monodigestão anaeróbia e codigestão anaeróbia de RA:ARS (25:75) (TRH: 25 d; Volume útil: 7,95 L; COV: 0,30 a 0,50 $\text{gSV L}^{-1} \text{d}^{-1}$). A codigestão permitiu o tratamento de ambos os resíduos mantendo o equilíbrio da digestão anaeróbia e as condições padrão do reator semelhante ao processo de monodigestão. Os resultados desta pesquisa indicaram que ambos os tipos de digestão anaeróbia foram capazes de tratar os resíduos, mantendo as condições de estabilidade do reator. O reator operado em codigestão anaeróbia apresentou eficiência superior em termos

de remoção de $DQO_{\text{solúvel}}$ (22%) comparado ao reator em monodigestão (ARS). Da DQO total presente no efluente de entrada (considerada 100%), aproximadamente 32,9% (monodigestão) e 31,6% (codigestão) permaneceu no efluente de saída, resultando eficiência de remoção de DQO em torno de 67,1% e 68,4% (mono e codigestão, respectivamente). O reator com codigestão mostrou melhor rendimento de metano com incremento de 54% e 52% em relação à monodigestão, considerando os sólidos voláteis (SV) aplicados e removidos, respectivamente. Os digestatos gerado pela monodigestão como o da codigestão anaeróbia apresentaram teores consideráveis de macro e micronutrientes, evidenciando seu potencial para serem utilizados como fertilizantes orgânicos. Assim, fica evidenciado que a codigestão anaeróbia de água residuária de suinocultura e resíduo alimentar, não só contribuiu para a produção de metano, mas também oferece oportunidades econômicas e agronômicas.

Palavras-chave: cama de frango, podas de capim, potencial bioquímico de metano, resíduo alimentar, reator horizontal

ABSTRACT

SOUSA, Izabelle de Paula, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, November, 2023. **Anaerobic co-digestion of swine wastewater and organic waste with a view to resource recovery: biogas and digestate.** Adviser: André Pereira Rosa. Co-advisers: Alisson Carraro Borges and Katia Gonçalves Gutierrez.

In This study aims to: (i) Evaluate the anaerobic co-digestion of swine wastewater (SW) and organic waste (grass clippings (GR), food waste (FW) and chicken litter (CL)) in different proportions in relation to methane production and waste management and; (ii) Evaluate energy recovery from biogas and the quality of digestate produced in semi-continuous biodigesters operated in mono-digestion and anaerobic co-digestion. The study of anaerobic co-digestion of SW and organic waste was conducted using the BMP (Biochemical Methane Potential) test with mixing the waste with SW in different proportions (25%, 50%, 75%). The maximum accumulated methane production obtained in the BMP tests ($\text{NmL}_{\text{CH}_4} \cdot \text{g}_{\text{SV}}^{-1}$) were subjected to the Tukey test ($p > 0.05\%$) to compare the proportions (100:0; 25:75; 50:50; 75:25; 0:100) in relation to substrates (GR:SW; FW:SW; CL:SW) and Dunnett test (5%) comparing the other treatments with SW. In addition, the synergistic effect was evaluated, as well as the kinetic adjustment of the first-order, modified Gompertz and Cone models. The results indicated that the co-digestion of all substrates (GR, FW e PL) with SW improved the yield methane production in comparison with monodigestion (SW). A positive synergistic effect was observed for the FW:SW (25:75 and 75:25). According to both the Tukey's and Dunnett's test ($\alpha > 0.05$), the FW:SW ratio of 25:75 did not show statistical difference compared with the monodigestion (SW), which was the largest CH_4 . Among the models evaluated, the modified Gompertz presented the best fit. The co-digestion of FW and SW presented an interesting potential for the integrated management with the best ratio of 25:75. Biogas energy recovery and digestate quality were studied in bench-scale horizontal reactors with semi-continuous feed of anaerobic monodigestion and anaerobic co-digestion of FW:SW (25:75) (TRH: 25 d; Useful volume: 7.95 L; VOC: 0.30 to 0.50 $\text{g}_{\text{SV}} \text{L}^{-1} \text{d}^{-1}$). Codigestion allowed the treatment of both residues while maintaining the balance of anaerobic digestion and standard reactor conditions similar to the monodigestion process. The results of this research indicated that both types of anaerobic digestion were capable of treating waste while maintaining reactor stability conditions. The reactor operated in anaerobic co-digestion showed higher efficiency in terms of soluble COD removal (22%) compared to the mono-digestion reactor (SW). Of the total COD present in the

input effluent (considered 100%), approximately 32.9% (monodigestion) and 31.6% (codigestion) remained in the output effluent, resulting in COD removal efficiency of around 67.1% and 68.4% (mono- and co-digestion, respectively). The reactor with co-digestion showed better methane yield with an increase of 54% and 52% in relation to mono-digestion, considering the volatile solids (VS) applied and removed, respectively. The digestates generated by monodigestion and anaerobic co-digestion presented considerable levels of macro and micronutrients, highlighting their potential to be used as organic fertilizers. Thus, it is evident that the anaerobic co-digestion of swine wastewater and food waste not only contributed to the production of methane, but also offers economic and agronomic opportunities.

Keywords: chicken litter, grass pruning, biochemical potential of methane, food waste, horizontal reactor

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	11
2. CAPÍTULO 1: CONTEXTUALIZAÇÃO SOBRE O TEMA	13
2.1 Suinocultura.....	13
2.2 Sistemas de tratamento de águas residuárias da suinocultura	15
2.2.1 Biodigestor anaeróbio modelo Lagoa Coberta	16
2.2.2 Aproveitamento do digestato na agricultura	17
2.2.3 Legislações de lançamento e reúso de efluentes como biofertilizante	18
2.3 Potencialização da produção de metano.....	21
2.3.1 Digestão anaeróbia.....	21
2.3.2 Codigestão anaeróbia.....	23
2.3.3 Teste de potencial bioquímico de metano (PBM)	26
2.3.4 Modelos cinéticos para prever a produção de metano	27
2.4 Referências	29
3. PREMISSAS E HIPÓTESES	35
4. OBJETIVOS	36
4.1 Objetivo geral	36
4.2 Objetivos Específicos	36
5. CAPÍTULO 2: INTEGRATED ASSESSMENT OF METHANE PRODUCTION FROM THE CO-DIGESTION OF SWINE WASTEWATER AND OTHER ORGANIC WASTES	37
5.1 Introduction	37
5.2 Material and Methods.....	39
5.3 Results and Discussion	43
5.4 Conclusions	52
5.5 References	52
6. CAPÍTULO 3: CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS SUÍNOS E RESÍDUOS ALIMENTARES EM BIODIGESTORES SEMI-CONTÍNUOS: PRODUÇÃO DE BIOGÁS E RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES	57
6.1 Introdução.....	57
6.2 Material e Métodos.....	59
6.3 Resultados e Discussões	65
6.4 Conclusões.....	74
6.5 Referências	75
7. CAPÍTULO 4: CONCLUSÃO GERAL E RECOMENDAÇÕES FUTURAS	81

1. INTRODUÇÃO GERAL

A crescente demanda por alimentos como a proteína animal têm provocado o aumento significativo da criação de animais, o que, por sua vez, resulta na geração de elevados volumes de água residuária. Águas residuárias da suinocultura possuem altas concentrações de matéria orgânica, nutrientes e contaminantes, ocasionadas pela baixa conversão alimentar dos animais. Desta forma, a atividade suinícola se destaca não só pela importância econômica, mas também pelos impactos originados ao meio ambiente, devido ao elevado potencial poluidor da água residuária. Com isso, a gestão adequada da água residuária se tornou um grande desafio ao setor (Deng et al., 2023; Silva et al., 2022).

A digestão anaeróbia seguida pela disposição do digestato no solo são práticas que vêm sendo evidenciadas nas últimas décadas, em razão da valorização econômica do biogás e do digestato. Essa valorização é ocasionada pelo aproveitamento energético do biogás para geração de energia elétrica, térmica ou biocombustível e a reciclagem dos nutrientes por meio da aplicação do digestato no solo como fertilizantes para as culturas agrícola (Deng et al., 2023).

Apesar da digestão anaeróbia ser uma tecnologia consolidada capaz de promover o tratamento dos resíduos animais, o aprimoramento contínuo dessa técnica vem sendo estudada nos últimos anos. A codigestão anaeróbia tem sido relatada como alternativa promissora para aprimorar o desempenho do sistema anaeróbio e otimizar a produção de biogás. Apesar das vantagens da codigestão serem conhecidas, poucos trabalhos propõem tal temática para o biodigestor lagoa coberta (BLC). De forma geral, nas suinoculturas brasileiras usualmente possuem o BLC como forma de tratamento deste tipo de efluente. No entanto, a codigestão anaeróbia poderia contribuir com o aprimoramento operacional dos biodigestores, a partir do: (i) aumento da biodegradabilidade do substrato; (ii) ajuste da relação carbono/nitrogênio (C/N) dos resíduos; (iii) fornecimento de nutrientes ao processo; (iv) melhoria da eficiência do processo; (v) otimização da produção de metano. Além disso, poderia contribuir com a gestão integrada de dois ou mais resíduos que apresentem sinergia e que são gerados na propriedade ou nas proximidades.

Dentro deste contexto, toneladas de resíduos orgânicos provenientes de restaurante universitário, manutenção de jardinagem e criação de animais (suínos, frangos, bovinos e caprinos) são gerados no campus da Universidade Federal de Viçosa (UFV). Um dos métodos indicados para o tratamento desses resíduos seria o processo de digestão anaeróbia. Todavia, apenas o setor da suinocultura, possui um sistema de tratamento anaeróbio composto por BLC. Diante disso, a tese propôs avaliar o impacto do aporte de outros resíduos orgânicos disponíveis

na instituição em uma eventual codigestão com a água residuária da suinocultura (ARS). Assim, a pesquisa de doutorado foi dividida em quatro capítulos. O primeiro apresenta uma contextualização do assunto, premissa, hipótese e os objetivos geral e específicos.

O segundo capítulo visou avaliar diferentes resíduos orgânicos gerados na instituição, a saber: podas de capim (G), resíduo alimentar (RA) e cama de frango (CF) que poderiam ser codigeridos com água residuária de suinocultura, afim de potencializar a produção de metano na granja e realizar a gestão integrada desses resíduos. O estudo foi realizado através do teste de potencial bioquímico de metano (PBM) ao se considerar diferentes proporções dos substratos na codigestão. Além disso, avaliou-se o efeito sinérgico dos substratos utilizados na codigestão, bem como o ajuste cinético dos modelos de primeira ordem, Gompertz modificado e Cone.

O terceiro capítulo avaliou a estabilidade e a produção de metano de reatores horizontais em escala de bancada com alimentação semi-contínua de monodigestão anaeróbia e codigestão anaeróbia de RA:ARS (25:75) (TRH: 25 d; Volume útil: 7,95 L; COV: 0,30 a 0,50 gSV L⁻¹d⁻¹). A proporção entre água residuária de suinocultura e resíduos alimentares foi baseada a partir de estudos prévios utilizando o teste do PBM em que objetivava escolher o melhor resíduo e proporção mais adequada para codigerir com água residuária de suinocultura. Posteriormente, propôs-se avaliar a recuperação energética do metano e a qualidade do efluente para recuperação de nutrientes. E por fim, no quarto capítulo apresenta-se a conclusão geral do estudo.

2. CAPÍTULO 1: CONTEXTUALIZAÇÃO SOBRE O TEMA

2.1 Suinocultura

A suinocultura é uma atividade antiga no Brasil e vem se expandindo há décadas para atender a demanda do mercado por produtos de origem animal. A atividade suinícola apresenta grande importância para o agronegócio brasileiro. Atualmente ocupa o quarto lugar do ranking de produção de carne suína no mundo, ficando atrás apenas da China, União Europeia e Estados Unidos (ABPA, 2023).

Segundo a Associação Brasileira de Proteína animal (ABPA), a produção mundial de carne suína chegou a 113,775 milhões de toneladas em 2022, 4,38% (4,983 milhões toneladas) foram produzidas no Brasil, dos quais 22,48% foram destinados a exportações, gerando uma receita de 2,573 bilhões de dólares. O restante da produção (77,52%) foi destinado ao mercado interno do Brasil, o qual nesse período apresentou uma demanda per capita de carne suína de 18,0 kg.hab⁻¹ (ABPA, 2023). Dentre os estados brasileiros, Santa Catarina, seguida do Rio Grande do Sul, Paraná e Minas Gerais se destacam por possuir os maiores rebanhos do país, sendo esses responsáveis por 81,58% do abate de animais em 2022 (ABPA, 2023).

Embora a atividade suinícola se destaque positivamente na economia brasileira, grande parte das suinoculturas criam seus animais em sistemas confinados. Neste sistema, os animais são mantidos em espaços reduzidos, pois visam o ganho de peso do animal com ração balanceada para cada ciclo de vida do animal (Guimarães et al., 2017). Esta forma de manejo dos animais, resulta em grande volume de dejetos/água residuária por área ocupada, demandando o gerenciamento desses resíduos, sendo reportado como um dos grandes desafios enfrentados pelos suinocultores (Silva et al., 2022; Deng et al., 2023).

A água residuária de suinocultura (ARS) é composta por fezes, urina, resto de rações, água de lavagem das instalações e desperdiçadas nos bebedores, cerdas, poeira, material particulado, além de outros materiais gerados no processo produtivo (Marques- dos Santos et al., 2023; Barros et al., 2019; Matos; Matos, 2017). Na Tabela 1 estão apresentados a produção média diária de água residuária por estágio de desenvolvimento do suíno.

Tabela 1. Produção diária de água residuária por fase de desenvolvimento do suíno

Sistema de produção	Unidade	Água residuária (L vaga de alojamento ⁻¹)
Unidade de Terminação	suíno	4.5

Tabela 1.
..... Continuação

Sistema de produção	Unidade	Água residuária (L vaga de alojamento ⁻¹)
Unidade de produção de Desmamados	matriz	11,4
Unidade de produção de Leitões	matriz	15,6
Reprodutores machos	macho	6,5
Leitões Creche	leitão	1,6
Ciclo completo	matriz	50,6

Fonte: FATMA (2022)

Segundo Moretti et al. (2021), anualmente no Brasil são gerados aproximadamente 75 milhões de m³ de água residuária, a qual apresenta características muito variáveis em sua composição, como apresentado na Tabela 2. Essa variação pode estar associada a fatores como a quantidade de água utilizada na limpeza das baias, a composição da ração, idade e número de animais, dentre outros (Marques- dos Santos et al., 2023, Deng et al., 2023; Varma et al., 2021).

Tabela 2. Caracterização da água residuária de suinocultura (ARS)

Parâmetros	Referências				
	Steinmetz et al. (2007)	Sanchez et al. (2001)	Cândido et al. (2021)	Leite et al. (2023)	Moretti et al. (2021)
T (°C)	-	-	24,1	25,2-28,3	-
Ph	7,1	6,0	-	5,5-6,5	5,9
AT (g.L ⁻¹)	-	-	3,5	-	-
DQOt (g.L ⁻¹)	50,6	20,0	-	45,0	54,5
DQOs (g.L ⁻¹)	-	-	-	-	-
DBO (g.L ⁻¹)	-	10,1	-	-	13,2
ST (g.L ⁻¹)	7,1	12,1	15,4	-	43,6
STV (g.L ⁻¹)	-	9,5	10,6	25,6	32,2
SST (g.L ⁻¹)	-	5,5	-	-	-
SSV (g.L ⁻¹)	-	5,2	-	-	-
NTK (g.L ⁻¹)	-	0,7	-	2,4	1,7
N-NH ₃ (g.L ⁻¹)	-	-	1,2	-	1,6
PT (g.L ⁻¹)	-	-	0,5	0,7	0,4
K (g.L ⁻¹)	-	-	0,8	-	1,1
Cu (mg.L ⁻¹)	4,8	-	-	-	13,6
Zn (mg.L ⁻¹)	18,1	-	-	-	44,0
Fe (mg.L ⁻¹)	29,6	-	-	-	19,8
Mn (mg.L ⁻¹)	3,6	-	-	-	7,0
Na (mg.L ⁻¹)	-	-	-	-	322,3
Ni (mg.L ⁻¹)	0,1	-	-	-	-
Cr (mg.L ⁻¹)	0,1	-	-	-	-
Ca (mg.L ⁻¹)	277,1	-	-	-	229,9
Mg (mg.L ⁻¹)	135,4	-	-	-	157,5
Al (mg.L ⁻¹)	14,3	-	-	-	-

Os suínos possuem baixa capacidade digestiva para grãos, como soja e milho, que são utilizados na alimentação (Moretti et al., 2021). Consequentemente, a água residuária possui excesso de matéria orgânica, nutrientes e/ou contaminantes em especial nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K). Dessa forma, o manejo inadequado da água residuária pode contribuir para a poluição dos cursos hídricos ocasionando problemas ambientais. Além disso, a aplicação indiscriminada da ARS no solo pode levar ao acúmulo de nutrientes podendo ocasionar a contaminação do lençol freático, assim como a emissão de odores, compostos voláteis e gases nocivos que contribuem para as mudanças climáticas (CO₂, CH₄, N₂O, etc.).

Contudo, a aplicação de doses adequadas do digestato (água residuária após tratamento anaeróbio) no solo promove a oferta nutricional de nutrientes (N, P, K) para as culturas, além disso, contribuiu com a incorporação matéria orgânica no solo (Matos; Matos, 2017).

2.2 Sistemas de tratamento de águas residuárias da suinocultura

Existem muitos métodos para tratamento da água residuária da suinocultura, tais como armazenamento do esterco, compostagem, sistemas anaeróbio e aeróbio, entre outros (Dennehy et al., 2017). Esses métodos são baseados em vários tipos de processos físicos, químicos e biológicos com o intuito de reduzir o potencial de poluição do efluente a fim de atender aos regulamentos necessários para disposição final do resíduo (Kunz et al., 2009).

Segundo Deng et al. (2023), a disposição final dos efluentes após tratamento pode ser aplicação no solo, quando se utiliza o efluente como condicionador/fertilizante para melhorar qualidade do solo e fornecer nutrientes para produção agrícola, normalmente o método de tratamento associasse-se a sistemas anaeróbios seguidos de lagoas de estabilização ou compostagem. Outra opção é o lançamento no corpo hídrico receptor, nesse caso o efluente precisa atender as condições e padrões de lançamento de efluentes exigidas pelos órgãos ambientais. Assim, os sistemas de tratamento utilizados são mais avançados buscando promover a remoção de nutrientes, como fósforo e nitrogênio.

De acordo com Dennehy et al. (2017), a técnica escolhida para o gerenciamento dos dejetos suínos pode minimizar ou potencializar as emissões de gases de efeito estufa (GEE). Em um estudo comparativo entre o armazenamento do esterco líquido e a digestão anaeróbia, os autores reportam a redução das emissões de GEE pelo emprego da digestão anaeróbia.

No Brasil, o armazenamento da água residuária (lagoas) e sua disposição no solo são as práticas mais usuais devido a simplicidade e baixo custo (Kunz et al., 2009). No entanto, o processo de digestão anaeróbia vem se destacando a nível mundial, devido aos múltiplos

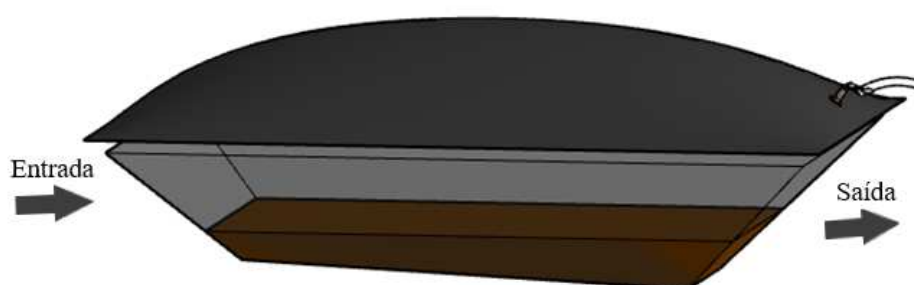
benefícios como a possibilidade de recuperação de energia (biogás) e nutrientes (digestato) (Tavara-Ruiz et al., 2023).

Diferentes sistemas anaeróbios têm sido utilizados para o tratamento dos dejetos animais, no entanto, os biodigestores anaeróbios modelo lagoa coberta são os mais empregados nas suinoculturas brasileiras (Silva; Trevisan, 2019; Somer et al., 2023). Segundo o estudo realizado por Sousa et al. (2019), 65,4% dos dejetos gerados em 295 propriedades suinícolas em Minas Gerais são tratados via BLC, apresentando um potencial para geração de 20.479,9 kW de energia elétrica, no entanto, apenas 35,4% dessa energia são gerados em Minas Gerais. Além desse reduzido aproveitamento energético, vale ressaltar que a destinação correta do digestato ainda é um desafio para os suinocultores, por ser um resíduo que ainda apresenta elevados teores de nutriente (N, P, K) (Kunz et al., 2019).

2.2.1 Biodigestor anaeróbio modelo Lagoa Coberta

O biodigestor anaeróbio modelo lagoa coberta também conhecido como canadense (Figura 1) consiste em tanque escavado no solo, com formato de base retangular e de seção trapezoidal, revestido nas paredes e fundo com geocomposto de policloreto de vinila (PVC) ou polietileno de alta densidade (PEAD), afim de evitar infiltração do efluente no solo. O tanque é coberto pelo mesmo material de revestimento formando a cúpula do biodigestor onde ocorre o armazenamento do biogás gerado (Kunz et al., 2019).

Figura 1: Biodigestor Lagoa Coberta



Fonte: Adaptado Cruz, 2023

Dentre as principais vantagens desta configuração de biodigestor destacam-se a simplicidade e baixos custos associados a manutenção e implementação (Somer et al., 2023). De forma geral, o BLC opera em estágio único de digestão, não possui sistemas de agitação e aquecimento e consequentemente estão mais expostos a influências sazonais (Somer et al.,

2023; Leme; Seabra 2017). Esse tipo de reator demanda áreas extensas para sua construção, com relação comprimento *versus* largura de no mínimo de 2:1 (Kunz et al., 2019). Além disso, apresenta tempo de retenção hidráulica variando entre 15 a 60 dias (Leme; Seabra 2017; Garcia-Lozano et al., 2019). O BLC é indicado para o tratamento de efluente que possuem baixos teores de sólidos totais (<3%) e baixa carga orgânica volumétrica, a qual deve variar de 0,3 a 0,5 kgSVm⁻³d⁻¹ (Kunz et al., 2019). A Tabela 3 apresenta os principais parâmetros de operação do BLC em escala plena.

Tabela 3. Principais parâmetros de operação do BLC em escala plena.

Tipo	Nº	COV (KgSV.m ⁻³ .d ⁻¹)	TRH (d)	Produção de biogás (m ³ .d ⁻¹)	Ref.
CC	10695	0,30 a 0,90	24,4	391,3 a 1.398,6	(1)
UPL	5320*	0,24 ± 0,05	28,0	1293,7 ± 716,14	(2)
UT	5000	-	50,0	1200	(3)
-	255	0,34 a 0,76	25,0	-	(4)

Tipo: tipo da granja; Nº: número de animais ou matrizes*; COV: carga orgânica volumétrica; TRH: tempo de retenção hidráulica; CC ciclo completo; UPL Unidade produtora de Leitões; UT: terminação; (1) Sousa et al. (2022); (2) Cândido, (2021); (3) Leite et al. (2023); (4) Jaimes-Estévez et al. (2021).

2.2.2 Aproveitamento do digestato na agricultura

A aplicação do digestato, efluente da digestão anaeróbia, como fertilizante/condicionador em áreas agrícolas tornou-se uma alternativa atrativa na agricultura. Essa prática, além de contribuir com a viabilidade do processo anaeróbio, reduzir a utilização de fertilizantes minerais, favorece a economia circular (Czekala et al., 2022), uma vez que os nutrientes presentes no digestato são reciclados e retornam ao solo contribuindo assim com a sustentabilidade econômica e ambiental (Jurgutis et al., 2021).

O digestato é composto em sua maioria por matéria orgânica estabilizada, nitrogênio, fósforo, potássio e outros macro e micronutrientes, sendo considerado uma fonte rica de nutrientes essenciais para o desenvolvimento das plantas. Além disso, pode ser usados como corretivo do solo contribuindo com um efeito positivo nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo ao longo do tempo (Chozhavendhan et al., 2023; Rizzioli et al., 2023; Eraky et al., 2022). O teor de nutrientes no digestato associa-se as características e variabilidade do resíduo (matéria-prima), assim como nas condições operacionais do sistema de tratamento (tipo de reator, carga orgânica, temperatura da digestão, entre outros). Apesar das vantagens desse

resíduo para a agricultura deve se atentar também para a sua composição em termos de metais pesados, patógenos e fitotóxicos que podem afetar o agroecossistema (Da Ros et al., 2018).

O digestato pode ser aplicado diretamente no solo ou submetido à pós tratamento, aumentando a possibilidade de recuperação dos nutrientes (Chozhavendhan et al., 2023; Rizzioli et al., 2023; Eraky et al., 2022; Albuquerque et al., 2012). Estudos demonstram que o digestato quando utilizado com fertilizante em áreas agrícolas apresenta rendimentos de produção equivalentes aos fertilizantes minerais (Nunes et al., 2023; Buligon et al., 2023). No entanto, vale ressaltar que a aplicação segura do digestato no solo se baseia na capacidade do solo e das culturas em beneficiar-se dos nutrientes fornecidos por ele, visto que, o seu excesso pode provocar acúmulo de nutrientes e sais, ocasionando aumento da salinidade do solo e inibição do desenvolvimento das plantas (Matos; Matos, 2017). Além disso, o armazenamento ou aplicação de forma inadequada podem ocasionar à emissão de nitrogênio gasoso e/ou lixiviação e escoamento dos nutrientes para os corpos hídricos superficiais ou subterrâneos (Nkoa, 2014).

2.2.3 Legislações de lançamento e reúso de efluentes como biofertilizante

Para o lançamento em corpos hídricos e reúso dos efluentes existem regulamentações que estabelecem critérios para sua disposição e variam de acordo com o país e região. Essas resoluções delimitam padrões de qualidade para o lançamento de efluente em corpos hídricos receptores ou reúso conforme suas características física, química e biológicas (Cunha et al., 2023). No Brasil, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos-CNRH por meio da resolução nº 54/2005 incentiva a prática de reúso direto de água não potável em todo o território nacional. Todavia, ainda não há uma normativa específica destinada ao reúso de efluentes provenientes da suinocultura, assim, adota-se padrões internacionais, orientações técnicas e diretrizes que tentam viabilizar o seu reúso.

Em relação ao lançamento dos efluentes em corpos hídricos, em nível federal, a resolução CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) nº 357 de 2005 dispõe sobre a classificação das águas, em doces, salobras e salinas, segundo a qualidade requerida de acordo com seus usos previstos (BRASIL, 2005). A resolução nº 430 de 2011 foi criada para complementar e alterar algumas condições da Conama nº 357/2005. Nessa normativa estabelece limites e variáveis física, química e biológica para lançamento de efluentes provenientes de qualquer fonte poluidora em corpos hídricos receptores (BRASIL, 2011). Em Minas Gerais, o Conselho Estadual de Política Ambiental e o Conselho Estadual de Recurso Hídrico de Minas

Gerais (COPAM-CERH/MG) pela normativa nº 8 de novembro de 2022 dispõem sobre a classificação e enquadramento dos corpos hídricos, assim como determinam condições e padrões de lançamento de efluentes provenientes de qualquer fonte poluidora que lance seus efluentes em corpos de água receptores.

Em relação ao reúso voltado para a disposição de efluentes no solo visando a produção agrícola, a resolução Conama nº 503 de 2021, dispõe sobre padrões de qualidade do efluente de indústrias de alimentos, bebidas e laticínios, frigoríficos e graxarias de para reúso em sistemas de fertirrigação, no entanto, os valores máximos das variáveis físicas e químicas são associados a normativa CONAMA nº 430, com exceção aos elementos com potencial agrônômico, os quais são determinados pela capacidade do solo e das culturas em absorver as substâncias aplicadas (BRASIL, 2021).

O Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) por meio da resolução COPAM nº 164/2011 e nº 184/2013 estabelece critérios para o armazenamento e aplicação da vinhaça e águas residuárias provenientes de usinas de açucares, destilarias de álcool, fabricação de água ardente, destilado provenientes da cana de açúcar em solos agrícolas.

De forma geral, em relação ao reúso para fins agrícolas, foram propostas normativas que contemplam efluente/resíduos provenientes de estação de tratamentos de esgoto sanitário, indústrias de alimentos, bebidas e laticínios, frigoríficos, graxarias, usinas de açúcar e destilarias de álcool. No entanto, apesar da atividade suinícola ser de grande relevância ambiental, ainda não há uma normativa específica destinada a essa atividade.

Segundo Morais; Santos, (2017), os padrões de lançamentos e reúso de efluentes podem estar associados ao processo de licenciamento ambiental do empreendimento. Em geral, os critérios são determinados considerando as características ambientais e econômicas de cada estado. No estado de Santa Catarina existe a normativa nº11/2009 atualizada em 2022, que define procedimentos e documentação necessária ao licenciamento ambiental da atividade suinícola, abordando também o tratamento e disposição dos resíduos. Nessa normativa, os efluentes de suinocultura após tratamento podem ser dispostos no solo levando em consideração a capacidade do solo e da cultura em absorver os resíduos. Caso essa disposição no solo não seja possível, os efluentes devem ser submetidos a tratamentos de forma que a composição dos efluentes atinjam aos padrões de lançamento em corpos hídricos segundo a CONAMA nº 430 (FATMA, 2022). Em caso de aplicação no solo, essa instrução normativa aborda recomendações técnicas de aplicação e monitoramento do solo. O monitoramento do solo é

exigido pelo órgão ambiental no início do processo de licenciamento e a cada quatro anos em termos das concentrações de fósforo, cobre e zinco.

No Rio Grande do Sul, na resolução do CONSEMA (Conselho Estadual do Meio Ambiente) nº 5/98 destinada ao licenciamento da atividade suinícola no estado, aborda o tratamento e a utilização dos resíduos. Essa resolução aponta que as doses do esterco a serem aplicadas devem ser calculadas em função dos teores de nutrientes presentes no resíduo, assim como na demanda nutricional da cultura e nas características do solo.

No Ceará, a resolução COEMA (Conselho Estadual do Meio Ambiente) nº 03 de junho de 2019 apresenta os procedimentos e critérios para o tratamento e aproveitamento dos dejetos suínos como fertilizantes orgânicos para fins agrícolas e florestais em conformidade com a resolução COEMA nº02/2017. Assim como as outras resoluções já mencionadas, a dosagem deve ser calculada com base nas análises de solo a ser adubado, na qualidade da água utilizada para a irrigação, considerando as características agronômicas/florestais das culturas e índice de eficiência agronômica dos nutrientes para o biofertilizante de suínos. Essa resolução, propõe o dimensionamento da área necessária para dispor o resíduo suíno no solo, levando em consideração o fósforo como elemento de referência, com exceção para sistemas de tratamento que apresente remoção de fósforo.

Em Minas Gerais, a COPAM nº 217 de 2017 define as modalidades de licenciamento ambiental de diferentes empreendimentos e atividades, e classifica a atividade suinícola de acordo com seu porte e potencial poluidor.

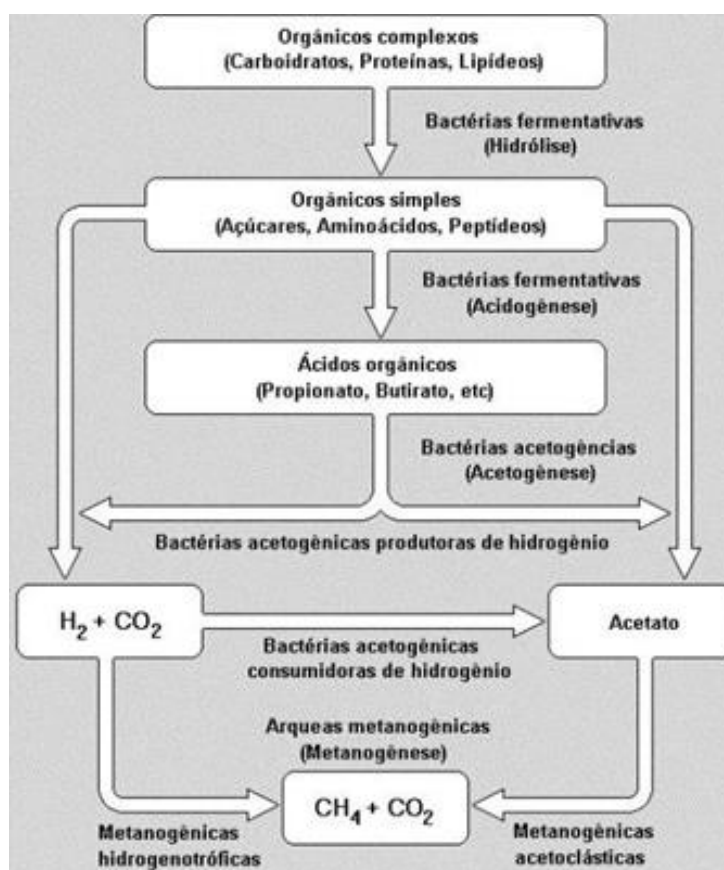
Matos; Matos (2017) sugerem algumas recomendações sobre a aplicação de água residuária de diferentes fontes como fertirrigação, tais como: (i) a aplicação deve ser realizada no período de desenvolvimento da cultura, em que há maior demanda de nutrientes, e se for culturas permanentes, a aplicação pode ser subdividida em doses e serem aplicadas ao longo do ano; (ii) a aplicação deve ser realizada no período de estiagem; (ii) recomenda-se solos argilosos ou de textura média, de baixa a média permeabilidade; (iii) deve-se verificar se a água residuária possui características bioquímicas e microbiológicas aceitáveis pelas resoluções vigentes para a disposição do resíduo no solo. Esses autores propõem determinar a dose de aplicação da água residuária a partir do elemento limitante, calculado com base nas características do solo, planta e resíduo.

2.3 Potencialização da produção de metano

2.3.1 Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico complexo que requer condições anaeróbias, em que diferentes microrganismos em atividade conjunta degradam o material orgânico presente no efluente originando o biogás. O processo de degradação da matéria orgânica pode ser dividido em 4 rotas metabólicas, sendo: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Kinyua et al., 2016; Chernicharo, 2019; Kunz et al., 2019) (Figura 2).

Figura 2. Rotas metabólicas da digestão anaeróbia



Fonte: Chernicharo (2019)

De maneira simplificada, a primeira etapa consiste na fermentação ou hidrólise, em que ocorre a transformação dos compostos orgânicos complexos (carboidratos, lipídios e proteínas) em compostos orgânicos simples, tais como açúcares, peptídeos, aminoácidos, entre outros, por meio de enzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. Vale ressaltar que, a hidrólise pode limitar a velocidade de degradação do processo, pois é dependente das

características dos resíduos, podendo durar poucas horas ou até dias (Kinyua et al., 2016; Chernicharo, 2019; Kunz et al., 2019).

Em seguida, na fase acidogênica, ocorre a produção de ácidos orgânicos voláteis e álcoois pela ação das bactérias acidogênicas. Posteriormente, na etapa de acetogênese, os álcoois e ácidos, produzidos anteriormente, são oxidados em acetato, dióxido de carbono (CO_2) e hidrogênio (H_2) por bactérias acetogênicas. Por fim, o acetato, CO_2 e H_2 pela ação das arqueias metanogênicas são transformados em metano e dióxido de carbono, constituintes predominantes do biogás (Kinyua et al., 2016; Chernicharo, 2019; Kunz et al., 2019). O biogás é composto por metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), sulfeto de hidrogênio (H_2S), vapor de água (H_2O) e amônia (NH_3) e pode ser destinado para diferentes fins, tais como elétrico, térmico ou biocombustível.

A eficiência do sistema anaeróbio é influenciada por diversos parâmetros, como temperatura, pH, disponibilidade de nutrientes, entre outros. A temperatura é um fator que pode interferir na conversão da matéria orgânica e conseqüentemente no rendimento de metano, uma vez que está relacionada à velocidade das reações químicas da digestão e, também, ao desenvolvimento dos microrganismos anaeróbio (Sanchez et al., 2001; Kunz et al., 2019). Os processos biológicos ocorrem em uma larga faixa de temperatura, no entanto, as temperaturas de crescimento microbiano são divididas em três intervalos, psicrófilicas (10 a 30°C), mesofílicas (20 a 50°C) e termofílicas (35 a 70°C). Contudo, a temperatura ótima para as faixas psicrófilicas, mesofílicas e termofílicas ocorre entre 12 a 18°C, 25 a 40°C e 55 a 65°C, respectivamente (Metcalf; Eddy, 2016).

O pH e alcalinidade são parâmetros diretamente relacionados e essenciais para se prever a estabilização dos reatores anaeróbios. O pH do meio influencia a atividade dos microrganismos, e em cada fase do processo anaeróbio possui diferentes faixas ótimas de operação, apesar da maioria preferir uma faixa neutra (Hagos et al., 2017; Somer et al., 2023). Segundo Kunz et al., (2019) as arqueas metanogênicas se adaptam melhor em pH entre 6,7 a 7,5.

A relação carbono/nitrogênio (C/N) presentes nos efluentes também influencia na eficiência e estabilidade do processo anaeróbio. Efluentes com relação C/N ideal (entre 26 a 35) fornecem nutrientes essenciais para a atividade microbiana, contribuindo para melhorar a produção de biogás (Ma et al., 2020). No entanto, se a relação for muito baixa, poderá haver aumento das concentrações de amônia e inibir a atividade microbiana, por outro lado, se a

relação C/N for muito alta, grande quantidade de ácidos orgânicos voláteis pode ser gerada no processo reduzindo também a atividade microbiana (Siddique; Wahid, 2018).

A carga orgânica volumétrica ideal para o processo anaeróbio está associada ao tipo de biodigestor utilizado. Essa carga gera condições favoráveis para o desenvolvimento microbiano e, como resultado, garante maior estabilidade no reator. Baixas cargas ocasionam reduzida atividade microbiana, enquanto, altas cargas podem levar ao acúmulo de ácido orgânicos voláteis e ocasionar o colapso do sistema (Kunz et al., 2019).

Apesar das vantagens dessa técnica para a produção de biogás, nos últimos anos diferentes estratégias para aumentar a produção de biogás vêm sendo estudadas, tais como (i) adição de oligoelementos para melhorar o desenvolvimento dos microrganismos presentes no processo anaeróbio; (ii) otimização da proporção C/N por meio da codigestão de resíduos que apresentam sinergia; (iii) pré-tratamento dos resíduos (térmico, químico, mecânico e biológico) e (iv) otimização de parâmetros físicos e químicos que influenciam no processo anaeróbio (Bhatnagar et al., 2022).

2.3.2 Codigestão anaeróbia

A codigestão consiste na digestão anaeróbia simultânea de dois ou mais substratos com características complementares. Essa estratégia contribui para aumentar a biodegradabilidade do substrato, melhorar a taxa de conversão do material orgânico em biogás, bem como melhorar o teor de metano no processo de degradação (Hagos et al., 2017; Karki et al., 2021; Kunatsa; Xia, 2022), além de facilitar a gestão integrada de mais resíduos usando uma mesma infraestrutura (Karki et al., 2021).

Assim como a monodigestão, o desempenho da codigestão anaeróbia é afetada por diversos fatores tais como, composição do resíduo e parâmetros operacionais do reator (temperatura, pH, relação C/N, carga orgânica, TRH) (Siddique; Wahid, 2018). Dessa forma, a sinergia entre os cosubstratos tem grande importância para a otimização do processo anaeróbio. Além da escolha da proporção e tipo de resíduos para a mistura é importante que essa mistura não desfavoreça a qualidade do digerido.

Diversos estudos abordando os benefícios da codigestão entre dejetos animais e uma variabilidade de resíduos foram desenvolvidos com o intuito de melhorar o desempenho e estabilidade do processo anaeróbio e potencializar a produção de metano. A Tabela 4 aborda um compilado de estudos apontando os benefícios associados em termos de potencialização da produção de metano a partir da codigestão.

Tabela 4. Estudos sobre codigestão anaeróbia entre dejetos suínos e diferentes resíduos

Tipo de Resíduos	Proporção	Reator	Conclusão do estudo	Referência
Dejetos suíno + desperdício de comida	Variando de 20-a 80%	batelada	A produção de metano variou entre 320-521 mLCH ₄ gSV ⁻¹ . A codigestão contribuiu com um acréscimo de no mínimo de 23% em relação a monodigestão de dejetos suíno	Dennehy et al. (2016)
Dejeto suíno (PM) + resíduos de frutas e verduras (FW)	Variando de 20-a 80%	Sistema OxiTop	O teste foi realizado com a adição ou não de nutrientes ao meio. O melhor tratamento de foi a mistura FW:PM 60:40 em ambos os casos estudados com e sem a adição de nutrientes ocasionando um aumento de 27% (72,87 mL CH ₄ g VS ⁻¹ em relação a monodigestão do resíduo alimentar para o tratamento com adição de nutrientes e 13% (62,83 mL CH ₄ gVS ⁻¹) em relação ao tratamento sem adição de nutrientes	Cárdenas-Cleves et al. (2016)
Dejeto suíno + capim-elefante	Pré-tratamento alcalino	batelada	A produção máxima de metano para os resíduos com pré-tratamento alcalino foi de 409,5 mLCH ₄ gSV ⁻¹ e para o sem foi de 306,2 mLCH ₄ gSV ⁻¹ . Assim, a mistura com o pré-tratado teve um aumento de 25,2% na produção de biogás.	Ojediran et al. (2021)
Dejeto suíno (PM) + dejeto bovino (DB)+ resíduo alimentar (FW)	40:40:20 (DB:PM:FW) 50:50 FW:DB 50:50 FW:PM	batelada	A produção de biogás foi maior entre a mistura dos três resíduos, seguido da mistura entre dejeto suíno e o resíduo alimentar, a menor produção foi obtida na monodigestão dos resíduos alimentares	Olandejo et al. (2020)
Dejeto suíno (PM) + casca de Durian (DS)	0:1; 3:1; 1:1; 1:3:0:1 (DS:PM)	batelada	A melhor proporção de DS:PM foi de 1:1 atingindo produção de metano igual a 224,8 mLCH ₄ gSV ⁻¹ .	Shen et al. (2019)
Dejetos suínos + microalgas	Variando de 20-a 80%	batelada	A produção de metano variou entre 293 a 580,4 mLCH ₄ gSV ⁻¹ . Obtendo um aumento no rendimento de metano entre de 2 a 27,4% em relação a monodigestão de dejetos suíno	Hu et al. (2021)

Tabela 4 -
.....Continuação

Tipo de Resíduos	Proporção	Reator	Conclusão do estudo	Referência
Dejeto suíno (PM) + resíduo de cozinha (KW)	1:0; 5:1; 3:1; 1:1; 1:3; 1:5; 0:1 (PM:KW)	batelada	A codigestão foi benéfica por ter promovido uma maior a produção diária de metano em comparação a monodigestão da PM e KW. Os autores concluem que a proporção de 1:1 (base ST) (PM: KW) apresentou um aumento de 65% em comparação a monodigestão de PM e 6% em comparação a monodigestão do KW	Tian et al. (2015)
Dejeto suíno (PM) + folhas de manga (ML) com	1:0; 3:1; 1:1; 1:3; 0:1 (PM:ML)	Batelada	A relação de 1:3 (ML:PM) (base SV) foi a proporção que apresentou acréscimo de 65% na produção acumulada de metano em comparação a monodigestão de dejeto suíno e 196 % em relação a monodigestão de folhas de manga.	Abudi et al. (2022)
Esterco de porco + resíduo alimentar + excreções + lodo de esgoto	COV - 1 kgSV m ⁻³ d ⁻¹ e 35 TRH	Reator anaeróbio horizontal com agitação	Os autores obtiveram uma taxa de produção de metano igual a 0,39 m ³ CH ₄ kgSV ⁻¹ .	Park et al. (2023)

Apesar dos avanços associados a codigestão anaeróbia mais pesquisas devem ser realizadas devido a composição altamente variável dos resíduos que ocasionam desafios em relação a baixa biodegradabilidade da mistura, toxicidade e inibição (Kunatsa; Xia et al., 2022). Além disso, a proporção de mistura pode influenciar na produção de metano, biodegradabilidade e tempo de retenção hidráulica (Tian et al., 2015).

2.3.3 Teste de potencial bioquímico de metano (PBM)

O teste do potencial bioquímico de metano (PBM) é uma técnica simples que auxilia na determinação da produção máxima de metano a partir da conversão do material orgânico presente no substrato por um determinado período (Hagos et al., 2017; Raposo et al., 2020; Koch et al., 2020; Bhatnagar et al., 2022).

É comumente utilizado para determinar a quantidade máxima de metano de um resíduo ou mistura, avaliar o impacto de um pré-tratamento, caracterizar a influência de um substrato no processo anaeróbio, bem como analisar aspectos cinéticos contribuindo para avaliação e otimização do desempenho do sistema anaeróbio (Catenacci et al., 2022; Filer et al., 2019; Koch et al., 2020).

De forma resumida, essa técnica consiste na mistura de substrato com inóculo, sendo reportadas as proporções em termos de sólidos (totais ou voláteis) ou demanda química de oxigênio (DQO). Após iniciado o teste com temperatura constante, deve-se avaliar em intervalos de tempo pré-determinados a geração de gás (grau de degradação do substrato) (mínimo 25 dias) até a produção acumulada do gás atingir constância <1% em três dias consecutivos. Neste teste, são incluídos um controle (apenas inóculo) para descontar a produção de metano gerada pelo inóculo. E um controle positivo, afim de avaliar a precisão do teste PMP usando um substrato com um rendimento teórico conhecido de metano (Filer et al., 2019). Por fim, a produção de metano é normalizada em condições de pressão e temperatura e o resultado é expresso por massa adicionada de sólidos voláteis (SV) ou DQO.

Alguns fatores podem influenciar o teste do PBM, tais como inóculo, relação inóculo/substrato, temperatura, entre outros. O inóculo é responsável por fornecer a microbiota atuante na degradação do material orgânico presente nos resíduos, além disso, fornece nutrientes e enzimas essenciais para o processo anaeróbio (Bhatnagar et al., 2022). A fonte de inóculo é variável podendo ser coletado em uma ampla variedade de reatores anaeróbios em operação, os mais comuns são provenientes de reatores com resíduos agrícolas ou de estações de tratamento de esgoto urbano. Além desses, o inóculo também pode ser proveniente de reatores piloto ou escala laboratorial (Raposo et al., 2020; Filer et al., 2019; Holliger et al., 2016).

A relação inóculo-substrato fornece equilíbrio entre o substrato e os microrganismos. Holliger et al. (2016) recomendam que quantidade de SV do inóculo seja maior que a do substrato

a fim de minimizar problemas de acidificação ou inibição do teste. No entanto, a relação ideal vai depender das características dos resíduos em estudo. Contudo, Ohemeng-Ntiamoah; Datta (2019) relatam que uma relação inóculo/substrato igual a 2 poderia ser utilizada para diferentes tipos de resíduos na ausência da relação inóculo/substrato ideal.

A caracterização do substrato também contribuiu para escolha do volume ideal do recipiente utilizado como reator para a realização do teste do PBM, na literatura há uma grande variabilidade de volumes de frascos (0,1 a 120 L), no entanto, os volumes mais comuns são inferiores a 1L (Raposo et al., 2012).

A temperatura de incubação é dependente do objetivo do estudo. Normalmente os testes são realizados em condições mesofílicas (35 ± 2 °C) ou condições termofílicas (55 ± 2 °C). Recomenda-se que a temperatura de incubação seja a mesma de operação do reator onde o inóculo foi retirado.

Para o monitoramento da produção de metano, normalmente as técnicas utilizadas são manométricas ou volumétricas por deslocamento de líquido, no entanto também pode ser quantificado por seringas de vidro e medidores automáticos de vazão de gás (Filer et al., 2019; Ohemeng-Ntiamoah; Datta 2019; Raposo et al., 2012). O conteúdo de metano no biogás pode ser quantificado a partir de cromatografia gasosa, analisadores de gases entre outros (Filer et al., 2019; Ohemeng-Ntiamoah; Datta 2019).

No entanto o teste do PMB ainda apresenta limitações, tais como a não resposta aos efeitos a longo prazo da disponibilidade de nutrientes ou oligoelementos (Koch et al., 2020).

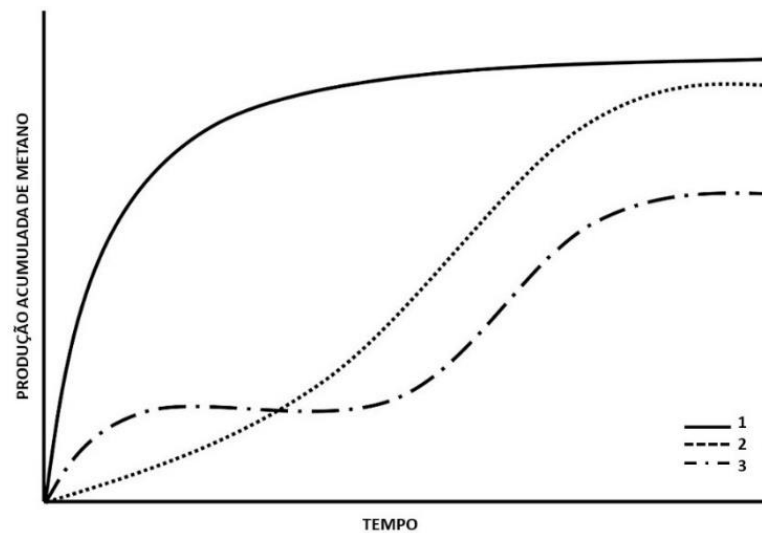
2.3.4 Modelos cinéticos para prever a produção de metano

Muitos modelos cinéticos como o de primeira ordem, modelo Gompertz modificado, Cone, Chen–Hashimoto, logística, têm sido estudados para prever a produção acumulada de metano em função do tempo (Filer et al., 2019; Ali et al., 2018; Cabrita; Santos 2023). Contudo, ainda não há um consenso na literatura sobre qual modelo utilizar para cada tipo de resíduo, uma vez que a composição e características físicas e químicas dos resíduos influenciam diretamente na cinética de produção de metano (Morais et al., 2021).

Segundo Ware; Power (2017) a curva de crescimento bacteriano se assemelha a curva cumulativa de produção de metano nos ensaios de PBM. Dessa forma, sugere-se que a produção de metano também seja representada pelo formato sigmoidal, o qual normalmente descreve três fases da taxa de crescimento bacteriano: a primeira é a fase inicial, em que a taxa de crescimento específico se inicia do zero; a segunda é representada pela aceleração do crescimento bacteriano até um valor máximo em um determinado tempo denotado como fase de atraso e por fim, a fase final, em que ocorre a diminuição da taxa de crescimento até chegar a zero (Zwietering et al., 1990).

Vale ressaltar que, podem haver modificações no formato da curva a depender das características dos resíduos utilizados no processo de digestão anaeróbia. A Figura 3 apresenta curvas típicas de produção acumulada de metano para diferentes características de resíduos.

Figura 3: Curvas de produção acumulada de metano. 1: formato de L reverso ou exponencial, 2: formato em S alongada e 3: curva escalonada.



Adaptado de Ware; Power (2017).

Segundo Ware; Power (2017) curvas no formato exponencial (formato de L reverso) ocorre quando no início há alta produção de metano, apresentando fase de latência curta ou inexistente. As curvas no formato exponencial geralmente ocorrem na degradação de resíduos orgânicos com matéria orgânica simples e fácil de ser hidrolisada (Figura 3). De acordo com esses autores, curvas no formato de S alongado (Figura 3) são caracterizadas pela ocorrência inicial de uma alta taxa de produção de metano, posterior redução, seguida de um aumento significativo na produção de metano, sendo este, superior a produção inicial e por fim, se estabilizando. Esse tipo de curva é observado em degradação de resíduos orgânicos complexos, por exemplos gorduras. Por fim, a curva de metano escalonada (Figura 3) é observada quando há uma inibição aguda da produção de metano e posterior ocorre a recuperação do processo. Essa curva pode ser observada em misturas de resíduos que apresentem altos teores de gordura e rápido potencial de degradação (Ware; Power 2017).

Dentre os diversos modelos cinéticos citados na literatura para estudar os efeitos dos resíduos na produção de metano, os modelos mais comumente testados são o modelo de primeira ordem, modelo Gompertz modificado e modelo de Cone (Tabela 5). Estes são utilizados em diversos estudos envolvendo dejetos suínos e outros tipos de resíduos tais como resíduos de frutas e verduras (Cardenas-Cleves et al., 2016), microalgas (Hu et al., 2021), folhas de Manga (Abudi et al., 2022), capim elefante (Ojediran et al., 2021). Contudo, a confiabilidade dos modelos depende

de uma série de fatores, podendo alterar conforme a condição experimental, tipo de inóculo, composição dos resíduos utilizadas, dentre outros (Abudi et al., 2022).

Tabela 5: Memorial de cálculos dos modelos cinéticos de primeira ordem, Gompertz modificado e Cone

Equação	Modelo	Equação	Observações
(1)	1ª ordem	$Y_i = Y_m(1 - e^{-kt_i})$	Y_i = é o rendimento específico de metano no tempo i ($\text{mL}_{\text{CH}_4} \text{g}_{\text{SV}}^{-1}$); Y_m = rendimento máximo de metano ($\text{mL}_{\text{CH}_4} \text{g}_{\text{SV}}^{-1}$); k = Constante de velocidade (d^{-1}); t_i = tempo de digestão (d).
(2)	Gompertz Modificado	$Y_i = Y_m \exp(-\exp(\frac{R_m e(\lambda - t_i)}{Y_m}) + 1)$	λ = fase lag(d); R_m = taxa máxima de produção de metano ($\text{mL}_{\text{CH}_4} \text{g}_{\text{SV}}^{-1} \text{d}^{-1}$).
(3)	Cone	$Y_i = \frac{Y_m}{1 + (kt_i)^{-n}}$	n = fator de forma.

O modelo cinético de primeira ordem é considerado um modelo mais simples, o qual permite a obtenção de informações importantes sobre a fase da hidrólise (Karki et al., 2022; Kafilé; Chen, 2016). O modelo de Gompertz Modificado vem sendo o mais utilizado para a estimativa da produção de metano, o qual permite estimar o tempo da fase lag (λ) e a taxa de crescimento específico de bactérias metanogênica (R_m) (Kafilé; Chen, 2016). Por fim, o modelo de cone também possibilita calcular a taxa específica de produção de metano quanto à produção máxima acumulada de metano. Além disso, avalia o comportamento da produção de metano pelo fato de forma (n), o qual indica se há ou não presença da fase lag (Karki et al., 2022).

2.4 Referências

ABPA - Associação Brasileira De Proteína Animal (São Paulo). Relatório Anual 2023. 2023. Disponível em: < <https://abpa-br.org/wp-content/uploads/2023/04/Relatorio-Anual-2023.pdf> >. Acesso em: 02 julho 2023.

Abudi, Z. N., Hu, Z., & Abood, A. R. (2022). Anaerobic co-digestion of mango leaves and pig manure: performance assessment and kinetic analysis. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1-11.

Albuquerque, J. A., De la Fuente, C., Campoy, M., Carrasco, L., Nájera, I., Baixauli, C., ... & Bernal, M. P. (2012). Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties. *European Journal of Agronomy*, 43, 119-128.

ALI, M. M., Nourou, D. I. A., BILAL, B., & NDONGO, M. (2018). Theoretical models for prediction of methane production from anaerobic digestion: A critical review. *International Journal of Physical Sciences*, 13(13), 206-216.

Barros, E. C., Nicoloso, R. D. S., de Oliveira, P. A. V., & Corrêa, J. C. (2019). Potencial agrônômico dos dejetos de suínos.

Brasil. (2005). Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial [da] União*: (053), 58-63.

Brasil. (2011). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. *Diário Oficial da União*.

Brasil. (2020). Resolução nº 498, de 19 de Agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. *Diário Oficial [da] União*

Brasil. (2021). Resolução nº 503, de 14 de dezembro de 2021. Define critérios e procedimentos para o reúso em sistemas de fertirrigação de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias. *Diário Oficial [da] União*

Bhatnagar, N., Ryan, D., Murphy, R., & Enright, A. M. (2022). A comprehensive review of green policy, anaerobic digestion of animal manure and chicken litter feedstock potential—Global and Irish perspective. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 154, 111884.

Buligon, E. L., Costa, L. A., de Lucas Jr, J., Santos, F. T., Goufo, P., & Costa, M. S. (2023). Fertilizer performance of a digestate from swine wastewater as synthetic nitrogen substitute in maize cultivation: Physiological growth and yield responses. *Agriculture*, 13(3), 565.

Cabrita, T. M., & Santos, M. T. (2023). Biochemical Methane Potential Assays for Organic Wastes as an Anaerobic Digestion Feedstock. *Sustainability*, 15(15), 11573.

Cândido, D. (2021). Partida e operação de um sistema de tratamento de efluentes da suinocultura em escala plena.

Cândido, D., Bolsan, A. C., Hollas, C. E., Venturin, B., Tápparo, D. C., Bonassa, G., ... & Kunz, A. (2022). Integration of swine manure anaerobic digestion and digestate nutrients removal/recovery under a circular economy concept. *Journal of Environmental Management*, 301, 113825.

Cárdenas-Cleves, L. M., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2018). Improvement of the biochemical methane potential of food waste by means of anaerobic co-digestion with swine manure. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 35(4), 1219-1229.

Catenacci, A., Santus, A., Malpei, F., & Ferretti, G. (2022). Early prediction of BMP tests: A step response method for estimating first-order model parameters. *Renewable Energy*, 188, 184-194.

Cheng, H. H., Narindri, B., Chu, H., & Whang, L. M. (2020). Recent advancement on biological technologies and strategies for resource recovery from swine wastewater. *Bioresource technology*, 303, 122861.

Chozhavendhan, S., Karthigadevi, G., Bharathiraja, B., Kumar, R. P., Abo, L. D., Prabhu, S. V., ... & Jayakumar, M. (2023). Current and prognostic overview on the strategic exploitation of anaerobic digestion and digestate: A review. *Environmental research*, 216, 114526.

- Cunha, G. K. G; Pereira, S. F., Araujo, A. S., Santos, S. L., Tinoco, J. D. (2023). Overview sobre a estrutura legal e administrativa do reúso no Brasil. *Revista DAE*, 71, (241), 173-184.
- Czekala, W., Jasiński, T., Grzelak, M., Witaszek, K., & Dach, J. (2022). Biogas plant operation: Digestate as the valuable product. *Energies*, 15(21), 8275.
- Da Ros, C., Libralato, G., Ghirardini, A. V., Radaelli, M., & Cavinato, C. (2018). Assessing the potential phytotoxicity of digestate from winery wastes. *Ecotoxicology and environmental safety*, 150, 26-33.
- Deng, L., Zheng, D., Zhang, J., Yang, H., Wang, L., Wang, W., ... & Zhang, Y. (2023). Treatment and utilization of swine wastewater—A review on technologies in full-scale application. *Science of The Total Environment*, 880, 163223.
- Dennehy, C., Lawlor, P. G., Jiang, Y., Gardiner, G. E., Xie, S., Nghiem, L. D., & Zhan, X. (2017). Greenhouse gas emissions from different pig manure management techniques: a critical analysis. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 11, 1-16.
- Dennehy, C., Lawlor, P. G., Croize, T., Jiang, Y., Morrison, L., Gardiner, G. E., & Zhan, X. (2016). Synergism and effect of high initial volatile fatty acid concentrations during food waste and pig manure anaerobic co-digestion. *Waste Management*, 56, 173-180.
- Eraky, M., Elsayed, M., Qyyum, M. A., Ai, P., & Tawfik, A. (2022). A new cutting-edge review on the bioremediation of anaerobic digestate for environmental applications and cleaner bioenergy. *Environmental Research*, 213, 113708.
- Fatma-FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE (2022). Instrução Normativa nº 11, Suinocultura. Florianopolis,. Disponível em: <https://in.ima.sc.gov.br/>
- Filer, J., Ding, H. H., & Chang, S. (2019). Biochemical methane potential (BMP) assay method for anaerobic digestion research. *Water*, 11(5), 921.
- García-Lozano, M., Hernández-De Lira, I. O., Huber, D. H., & Balagurusamy, N. (2019). Spatial variations of bacterial communities of an anaerobic lagoon-type biodigester fed with dairy manure. *Processes*, 7(7), 408.
- Guimarães, D.; Amaral, G.; MAIA, Guilherme.; lemos,M.; Ito,M.; Custodi,S. Suinocultura: estrutura da cadeia produtora, paronama do setor no Brasil e n mundo e o apoio do BNDES. *AGROINDÚSTRIA/ bndes setorial 45*. P 85-136, 2017.
- Jaimés-Estévez, J., Zafra, G., Martí-Herrero, J., Pelaz, G., Morán, A., Puentes, A., ... & Escalante Hernández, H. (2020). Psychrophilic full scale tubular digester operating over eight years: Complete performance evaluation and microbiological population. *Energies*, 14(1), 151.
- Jurgutis, L., Šlepetienė, A., Šlepetys, J., & Cesevičienė, J. (2021). Towards a full circular economy in biogas plants: Sustainable management of digestate for growing biomass feedstocks and use as biofertilizer. *Energies*, 14(14), 4272.
- Kafle, G. K., & Chen, L. (2016). Comparison on batch anaerobic digestion of five different livestock manures and prediction of biochemical methane potential (BMP) using different statistical models. *Waste management*, 48, 492-502.
- Karki, R., Chuenchart, W., Surendra, K. C., Shrestha, S., Raskin, L., Sung, S., ... & Khanal, S. K. (2021). Anaerobic co-digestion: Current status and perspectives. *Bioresource Technology*, 330, 125001.

- Karki, R., Chuenchart, W., Surendra, K. C., Sung, S., Raskin, L., & Khanal, S. K. (2022). Anaerobic co-digestion of various organic wastes: Kinetic modeling and synergistic impact evaluation. *Bioresource Technology*, 343, 126063.
- Kinyua, M. N., Rowse, L. E., & Ergas, S. J. (2016). Review of small-scale tubular anaerobic digesters treating livestock waste in the developing world. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 58, 896-910.
- Koch, K., Hafner, S. D., Weinrich, S., Astals, S., & Holliger, C. (2020). Power and limitations of biochemical methane potential (BMP) tests. *Frontiers in energy research*, 8, 63.
- Kunatsa, T., & Xia, X. (2022). A review on anaerobic digestion with focus on the role of biomass co-digestion, modelling and optimisation on biogas production and enhancement. *Bioresource technology*, 344, 126311.
- Kunz, A., Miele, M., & Steinmetz, R. L. R. (2009). Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource technology*, 100(22), 5485-5489.
- Kunz, A., Steinmetz, R. L. R., & do Amaral, A. C. (2019). Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato.
- Hagos, K., Zong, J., Li, D., Liu, C., & Lu, X. (2017). Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. *Renewable and sustainable energy reviews*, 76, 1485-1496.
- Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., ... & Wierinck, I. (2016). Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*, 74(11), 2515-2522.
- Hu, Y., Kumar, M., Wang, Z., Zhan, X., & Stengel, D. B. (2021). Filamentous microalgae as an advantageous co-substrate for enhanced methane production and digestate dewaterability in anaerobic co-digestion of pig manure. *Waste Management*, 119, 399-407.
- Leite, s. A. F., Gomes, N. S., dos Santos, L. A. B., Dell'isola, A. T. P., & Leite, B. S. (2023). Swine meat production integrated with energy cogeneration: challenges and opportunities in using anaerobic biodigestion. *Bioscience Journal*, 39(e39087), 1981-3163.
- Leme, R. M., & Seabra, J. E. (2017). Technical-economic assessment of different biogas upgrading routes from vinasse anaerobic digestion in the Brazilian bioethanol industry. *Energy*, 119, 754-766.
- Ma, G., Ndegwa, P., Harrison, J. H., & Chen, Y. (2020). Methane yields during anaerobic co-digestion of animal manure with other feedstocks: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 728, 138224.
- Matos, A. T. DE; Matos, M. P. DE. Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2017 371 p.
- Marques-dos-Santos, C., Serra, J., Attard, G., Marchaim, U., Calvet, S., & Amon, B. (2023). Available Technical Options for Manure Management in Environmentally Friendly and Circular Livestock Production. In *Technology for Environmentally Friendly Livestock Production* (pp. 147-176). Cham: Springer International Publishing.
- Metcalf & Eddy. Tratamento de efluentes e recuperação de recursos. Tradução: Hespagnol, I.; Mierzwa, J. C. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.
- MINAS GERAIS, (2022). Deliberação Normativa conjunta COPAM-CERH/MG nº 8, de 21 de novembro de 2022. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o

seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte, MG.

MINAS GERAIS.(2020) Deliberação Normativa CERH – MG nº 65, de 18 de junho de 2020. Estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) de sistemas públicos e privados e dá outras providências. Diário do Executivo de Minas Gerais, Belo Horizonte.

MINAS GERAIS. (2017) Deliberação Normativa Copam nº. 217, de 06 de dezembro de 2017. Estabelece critérios para classificação, segundo o porte e potencial poluidor, bem como os critérios locais a serem utilizados para definição das modalidades de licenciamento ambiental de empreendimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais no Estado de Minas Gerais e dá outras providências

Morais, N. W. S., Coelho, M. M. H., e Silva, A. D. S., Silva, F. S. S., Ferreira, T. J. T., Pereira, E. L., & Dos Santos, A. B. (2021). Biochemical potential evaluation and kinetic modeling of methane production from six agro-industrial wastewaters in mixed culture. *Environmental Pollution*, 280, 116876.

Morais, N. W. S., & Santos, A. B. D. (2019). Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. *Revista DAE*, São Paulo, v. 67, n. 215, p. 40-55

Moretti, S. M. L., Bertocini, E. I., & Abreu-Junior, C. H. (2021). Characterization of raw swine waste and effluents treated anaerobically: parameters for Brazilian environmental regulation construction aiming agricultural use. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 23, 165-176.

Mu, L., Zhang, L., Zhu, K., Ma, J., Ifran, M., & Li, A. (2020). Anaerobic co-digestion of sewage sludge, food waste and yard waste: Synergistic enhancement on process stability and biogas production. *Science of the Total Environment*, 704, 135429.

Nkoa, R. (2014). Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34, 473-492.

Nicoloso, R. D. S., de Oliveira, P. A. V., Kunz, A., Krabbe, E., & Barros, E. (2023). Critérios técnicos mínimos para o licenciamento ambiental de granjas de suínos.

Nunes, E. H., Gonçalves, J. C., Pecoraro, C. A., Bumbieris Junior, V. H., & Tavares Filho, J. (2023). Nutrients in swine manure for use as soil fertilizer. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 27, 858-863.

Ohemeng-Ntiamoah, J., & Datta, T. (2019). Perspectives on variabilities in biomethane potential test parameters and outcomes: a review of studies published between 2007 and 2018. *Science of the Total Environment*, 664, 1052-1062.

Ojediran, O. J., Dahunsi, S. O., Aderibigbe, V., Abolusoro, S., Adesulu-Dahunsi, A. T., Odekanle, E. L., ... & Ogunwole, J. O. (2021). Valorization of Pennisetum purpureum (Elephant grass) and piggery manure for energy generation. *Fuel*, 302, 121209.

Oladejo, O. S., Dahunsi, S. O., Adesulu-Dahunsi, A. T., Ojo, S. O., Lawal, A. I., Idowu, E. O., ... & Egbuomwan, I. (2020). Energy generation from anaerobic co-digestion of food waste, cow dung and piggery dung. *Bioresource technology*, 313, 123694.

Oliveira PAV (1993) Manual de Manejo e utilização de dejetos suínos. Concórdia, SC

Park, Y., Khim, J., & Kim, J. D. (2023). Application of a Full-Scale Horizontal Anaerobic Digester for the Co-Digestion of Pig Manure, Food Waste, Excretion, and Thickened Sewage Sludge. *Processes*, 11(4), 1294.

- Raposo, F., Borja, R., & Ibelli-Bianco, C. (2020). Predictive regression models for biochemical methane potential tests of biomass samples: Pitfalls and challenges of laboratory measurements. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 127, 109890.
- Raposo, F., De la Rubia, M. A., Fernández-Cegrí, V., & Borja, R. (2012). Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: an overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and sustainable energy reviews*, 16(1), 861-877.
- Rizzioli, F., Bertasini, D., Bolzonella, D., Frison, N., & Battista, F. (2023). A critical review of the technical-economic feasibility of recovering nutrients from anaerobic digestates in the agricultural sector. *Separation and Purification Technology*, 306, 122690.
- Sanchez, E., Borja, R., Weiland, P., Travieso, L., & Martín, A. (2001). Effect of substrate concentration and temperature on the anaerobic digestion of piggery waste in a tropical climate. *Process Biochemistry*, 37(5), 483-489.
- Siddique, M. N. I., & Wahid, Z. A. (2018). Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. *Journal of cleaner production*, 194, 359-371.
- Silva, A. C. G., & de Menezes Trevisan, G. (2019). Processo de produção e aproveitamento energético do biogás: uma revisão dos sistemas e tecnologias existentes no mercado. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 10(2), 197-210.
- Silva, H. L. D. C., Córdova, M. E. H., Barros, R. M., Tiago Filho, G. L., Lora, E. E. S., Santos, A. H. M., ... & Flauzino, B. K. (2022). Lab-scale and economic analysis of biogas production from swine manure. *Renewable Energy*, 186, 350-365.
- Somer, J. G., Martinez, D. G., de Arruda, H. J., de Aguiar González, R. H., Pinheiro, B. C., Vieira, S., ... & Sydney, E. B. (2023). Efficiency of Biogas Production from Swine Manure in Different Biodigestion Systems: A Case Study. In *Manure Technology and Sustainable Development* (pp. 65-83). Singapore: Springer Nature Singapore.
- Sousa, I. D. P., Rosa, A. P., Borges, A. C., & Renato, N. D. S. (2020). Energy potential of biogas from pig farms in the state of Minas Gerais, Brazil. *Engenharia Agrícola*, 40, 396-404.
- Sousa, I. P., Rosa, A. P., Lopes, J. O., dos Reis Magos, B., Cecon, P. R., Perez, R., & Borges, A. C. (2022). Study of internal and external temperatures and their influence on covered lagoon digester performance. *Biomass and Bioenergy*, 159, 106380.
- Steinmetz, R. L. R., Kunz, A., Ramme, M., Dressler, V. L., & Flores, E. M. (2007). Separação sólido-líquido em efluentes da suinocultura com uso de extratos tanantes modificados e aplicação de modelos de otimização multivariada. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigaciones Desarrollos y Práctica*, 1, 217-225.
- Tavera-Ruiz, C., Martí-Herrero, J., Mendieta, O., Jaimes-Estévez, J., Gauthier-Maradei, P., Azimov, U., ... & Castro, L. (2023). Current understanding and perspectives on anaerobic digestion in developing countries: Colombia case study. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 173, 113097.
- Tian, H., Duan, N., Lin, C., Li, X., & Zhong, M. (2015). Anaerobic co-digestion of kitchen waste and pig manure with different mixing ratios. *Journal of bioscience and bioengineering*, 120(1), 51-57.
- Varma, V. S., Parajuli, R., Scott, E., Canter, T., Lim, T. T., Popp, J., & Thoma, G. (2021). Dairy and swine manure management—Challenges and perspectives for sustainable treatment technology. *Science of The Total Environment*, 778, 146319.
- Ware, A., & Power, N. (2017). Modelling methane production kinetics of complex poultry slaughterhouse wastes using sigmoidal growth functions. *Renewable Energy*, 104, 50-59.

3. PREMISSAS E HIPÓTESES

A partir de uma análise da literatura, a presente tese foi fundamentada nas seguintes hipóteses e premissas de trabalho:

Premissa 1 - O desempenho operacional da digestão anaeróbia com apenas um substrato (monodigestão) está usualmente atrelado ao baixo rendimento da produção de biogás. A codigestão anaeróbia é reconhecida como alternativa eficaz para otimizar a produção de biogás e promover o aprimoramento operacional da digestão anaeróbia.

Hipóteses 1 - A codigestão anaeróbia entre resíduos orgânicos e água residuária de suinocultura apresenta melhores resultados em termos de produção de biogás, a partir de um estudo estatístico e sinérgico quando se comparado a monodigestão dos resíduos.

Premissa 2 – A codigestão anaeróbia da água residuária da suinocultura (ARS) em consórcio com outros resíduos orgânicos é relatada como promissora para melhorar o desempenho do sistema anaeróbio e otimizar a produção de biogás. Nas suinoculturas biodigestores lagoa coberta (BLC) são usualmente empregados como alternativa tecnológica para o tratamento de águas residuárias de suinocultura (monodigestão). Via de regra, o BLC é um sistema simplificado que opera com baixas cargas orgânicas e o não possui automação, havendo ainda muitas lacunas e estratégias operacionais que podem ser empregadas para a otimização do sistema.

Hipótese 3 - A operação de biodigestores horizontais semi-contínuos em regime de codigestão entre água residuária de suinocultura e resíduo alimentar pode promover um melhor desempenho operacional em termos de produção de biogás devido o resíduo alimentar ser mais biodegradável.

Hipótese 4 - A codigestão entre de água residuária de suinocultura e resíduo alimentar resultará em um digestato de melhor qualidade para fins de aproveitamento agrícola em função de sua maior biodegradabilidade dos resíduos.

Hipótese 5 – A codigestão de ARS e resíduos alimentares em biodigestor lagoa coberta com outros resíduos orgânicos traria uma melhor gestão dos resíduos orgânicos, assim como a potencialização da produção de biogás e possibilidade de aplicação agrícola.

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo geral

Avaliação da codigestão de águas residuárias de suinocultura e resíduos orgânicos com vistas à recuperação de recursos: biogás e digestato

4.2 Objetivos Específicos

- Avaliar e identificar a melhor condição (tipo e proporção de resíduo) na codigestão com água residuária de suinocultura combinando ferramentas (estudo cinético, estudo sinérgico e análise estatística);
- Avaliar a codigestão de água residuária de suinocultura em comparação com a monodigestão.
- Avaliar a estabilidade e a produção de biogás em reatores horizontais, operando em regime semi-contínuo com baixa carga orgânica operados sob condições de monodigestão e codigestão anaeróbia em biodigestores escala de bancada;
- Escalonar os resultados da mono e codigestão dos reatores de bancada para um BLC escala plena, a fim de se avaliar os benefícios do manejo integrado de resíduos em termos de recuperação energética do biogás e a qualidade do efluente (digestato) para fins de aplicação agrícola.

5 CAPITULO 2: INTEGRATED ASSESSMENT OF METHANE PRODUCTION FROM THE CO-DIGESTION OF SWINE WASTEWATER AND OTHER ORGANIC WASTES

Abstract: The study aimed assess and compare the co-digestion of swine wastewater (SW) and other co-substrates: grass residue (GR), food waste (FW) and poultry litter (PL). The comparisons were made using the Biochemical Methane potential test. The maximum accumulated methane (CH₄) production was submitted to joint analysis of variance. The Tukey's test ($\alpha > 0.05$) was used to compare the results of the treatments and the Dunnett's test ($\alpha > 0.05$) was used to compare the ratios (100:0; 75:25, 50:50, 25:75; 0:100) (based - VS). In addition, the synergistic effect was evaluated, as well as the kinetic adjustment some models. The results indicated that the co-digestion of all substrates (GR, FW e PL) with SW improved the yield methane production in comparison with monodigestion (SW). A positive synergistic effect was observed for the FW:SW (25:75 and 75:25). According to both the Tukey's and Dunnett's test ($\alpha > 0.05$), the FW:SW ratio of 25:75 did not show statistical difference compared with the monodigestion (SW), which was the largest CH₄. Among the models evaluated, the modified Gompertz presented the best fit. The co-digestion of FW and SW presented an interesting potential for the integrated management with the best ratio of 25:75.

Keywords: anaerobic digestion, food waste, poultry litter, grass residue, methane production

5.1 Introduction

In the last decades, the environmental implications of organic waste disposal have motivated authorities to seek environmentally safe and economically viable management strategies (Bortoli et al., 2022). Among the sources that generate waste, agricultural, livestock and food waste stand out due to the high proportion of biodegradable organic matter.

One of the main strategies to manage organic waste has been anaerobic digestion (Lovarelli et al., 2019; Lourinho et al., 2020), which consists of a complex biochemical process based on different groups of microorganisms that degrade organic substances

present in the residue, generating byproducts (biogas and biofertilizer) (Nagarajan et al., 2019; Tavera-Ruiz et al., 2023).

The co-digestion has been indicated as a viable strategy capable of enhancing the anaerobic digestion process, increasing the biodegradability of the substrate, improving its conversion rate and biogas production, in addition to allowing the integrated management of residues, which contributes to a more sustainable approach (Karki et al., 2021).

The swine wastewater (SW) is considered a promising co-substrate, due to its alkaline characteristic and buffering capacity (Lourinho et al., 2020). Several studies using SW have already been carried out addressing different wastes and mixtures in an attempt to increase methane production (Tian et al., (2023); Pereira, (2022); Oladejo et al., (2020); Xie et al., (2011)).

Previous studies have investigated the co-digestion of swine waste with some organic residues with a specific focus on Biochemical methane potential (BMP) tests and kinetic aspects, however it was carried out by considering different proportions of swine wastewater and a specific substrate (Abudi et al., (2022); Hu et al., (2021); Dennehy et al., (2016)) or even between a known proportion and other organic substrates (Shen et al., (2019); Oladejo et al., (2020); Himanshu et al., (2018)). Nevertheless, there are still gaps in terms of the best conditions for the process (types of wastes and proportions of the substrates), since there is a diversity of wastes with a vast chemical compositions and biodegradability rates (Karki et al., 2021).

As far as we know, few studies were taken place considering distinct proportions and substrates in order to evaluate the methane yield production, especially with swine wastewater in a co-digestion. Shen et al. (2019) assessed different proportions of Durian peel and other three residues (beef, swine, poultry); Himanshu et al. (2018) evaluated the digestion of silage and animal waste (beef, swine) and Oladejo et al. (2020) maintained the proportion of food waste with other two organic residues (beef, swine). In all studies, the choice for the best condition of the BMP test was based on the higher numeric value of CH₄ production. In general, there is still an absence of protocols for decision-making in BMP tests. In this context, Xie et al. (2017) suggested that a synergistic study could contribute for BMP results assessment, which has not yet been explored much in combination with a statistical analysis.

Therefore, the specific objectives of this study were: (i) to compare different co-substrates (grass residue, food waste and poultry litter) in the co-digestion with swine

wastewater (ii) to evaluate and discuss the influence of the organic residue characteristics on biodegradability; (iii) to evaluate and identify the best condition (residue type and proportion) in the co-digestion with SW by combining tools for the decision making (synergistic study and statistical analysis) as well as kinetics studies; (iv) to assess the aspects related to the co-digestion of SW compared with the mono-digestion.

5.2 Material and Methods

5.2.1 Substrates and inoculum preparation

The SW and inoculum were collected in a Covered Lagoon Biodigester (CLB) in operation to treat swine manure. The other residues (co-substrates) for the study were grass residue (GR), food waste (FW) and poultry litter (PL).

The GR was collected, cut into 1-2 cm sizes (with scissors) and dried in an oven at 65 °C for 24 hours. The PL was collected from a poultry house and consisted of sawdust used for 75 days. The FW was simulated in the laboratory based on the typical characterization of a meal, consisting of 25% greens, 15% meat, 20% rice, 20% beans, 10% carrots and 10% tomatoes (Ferreira et al., 2021). All residues (GR, FW and PL) were crushed to obtain particles smaller than 20 mesh and stored at 4°C until the start of the co-digestion tests. The inoculum was collected from the same CLB as the SW. The characteristics and elemental composition of the residues and inoculum are shown in Table 1. The elemental composition (C, H and N) was obtained using the elemental analyzer Perkin Elmer, Series II 2400. The carbon/nitrogen (C/N) ratio was calculated based on the results of this analysis. The protein content was estimated by multiplying the total nitrogen, calculated using the Kjeldahl method, by a correction factor (6.25), as reported by Galvani; Gaertner (2006), and the carbohydrate content was determined according to DuBois et al. (1956).

Table 1: Characteristics of the organic residues.

Residue	Elemental composition				C/N	Carb (%)	Prot. (%)	TS (%)	VS (%)	VS/TS*	COD/TKN	TA (g _{CaCO3} L ⁻¹)
	C (%)	H (%)	N (%)	O (%)								
GR	42.9	6.6	2.9	47.6	14.8	38.2	19.08	89.7	79.2	0.88	-	-
FW	45.8	7.2	5.2	41.8	8.8	52.5	30.07	21.7	20.4	0.94	-	-
PL	34.4	5.3	4.6	55.7	7.5	8.2	27.32	66.7	52.7	0.79	-	-
SW	-	-	-	-	-	3.7	40.83	0.8	0.6	0.70	8.08	1.3
I	-	-	-	-	-	-	-	5.1	3.1	0.82	-	2.7

Legend: GR: grass residue, FW: food waste, PL: poultry litter, SW: swine wastewater, I: inoculum; Carb: carbohydrate; Prot: Protein; TS: Total solids, VS: volatile solids; TA: total alkalinity; % mass/mass; *wet base

5.2.2 Evaluation of the anaerobic digestion

The BMP test was performed on 120 mL vials with an effective volume of 60 mL. The test was conducted in batch mode, where the mono-digestion of the SW and the co-digestion with the other residues (GR, FW, PL) were tested under different mixing ratios (0:100, 75:25, 50:50, 25:75, 100:0) (based on volatile solids - VS). The inoculum/substrate ratio (I/S) was 2:1 (based on VS) (Holliger et al., 2016; Ojediran et al., 2021), which is the standard ratio recommended for any type of substrate (Ohemeng-Ntiamoah; Datta 2019). The total substrate and inoculum concentration in each vial was adjusted based on the volatile solids content of 2% (m/v) (Shin et al., 2008), and the effective volume was adjusted with distilled water. Vials containing only inoculum and distilled water were used as control. For each condition, the experiments were carried out in quadruplicate. The vials were closed with rubber septa and aluminum seals; after sealing, the vials were purged with nitrogen gas to ensure the absence of oxygen. Then they were placed in a thermostatic bath at a constant temperature of $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2$, and in the dark. The experiment was terminated when the daily gas production reached 1% of the total production (Holliger et al., 2020; Holliger et al., 2016).

The physical and chemical characterization of the mixture of substrates at the beginning of the experiment was carried out in terms of pH, total solids (TS), volatile solids (VS), ammonia nitrogen (N-NH₃), total alkalinity (TA), and chemical oxygen demand (COD) (closed reflux, colorimetric method) according to the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017).

i. Monitoring of biogas production and composition

The amount of biogas produced was determined by the manometric method (Hafner et al., 2020), the headspace pressure was measured by a digital manometer (INSTRUTHERM – mod. MVR-87), followed by the purge of the headspace. At the time of pressure measurement, the headspace temperature of a control vial containing the equivalent volume of water was measured. The pressure data were converted into biogas volume according to Equations 1 and 2 (Hafner et al., 2020).

$$V_{std} = V_{meas} \times \left[\left(\frac{P_{meas} - p_{H_2O}}{101.325} \right) \times \left(\frac{273.15}{(T_{meas} + 273.15)} \right) \right] \quad \text{Eq. (1)}$$

$$p_{H_2O} = 0.61094 e^{\left(\frac{17.625 \times T_{meas}}{(243.04 + T_{meas})} \right)} \quad \text{Eq. (2)}$$

Where: V_{std} is the standardized gas volume (mL gVS^{-1}), V_{meas} is the headspace volume (mL), P_{meas} is the gas pressure (kPa), T_{meas} is the gas temperature at the time of pressure measurement ($^{\circ}\text{C}$), p_{H_2O} is the water vapor partial pressure (kPa), 273.15 is the standard temperature ($^{\circ}\text{C}$) and 101.325 is the standard pressure (kPa).

Cumulative biogas production in terms of VS (mL gVS^{-1}) was obtained by discounting the endogenous production of the inoculum (control vial). The cumulative methane production was obtained considering the methane content in the biogas. The biogas was collected using a gastight syringe and the methane content was quantified by gas chromatograph (Shimadzu GC-2014) equipped with detectors of thermal conductivity (TCD) and flame ionization (FID). Each biogas sample ($100 \mu\text{L}$) was injected in the equipment, which uses helium as carrier gas, at a flow rate of 25 mL min^{-1} . The temperature of the injector was fixed at 120°C , whereas the FID temperature was adjusted to 250°C .

ii. Statistical analysis

The maximum cumulative methane productions obtained in the BMP tests (mL gVS^{-1}) were submitted to two-way analysis of variance (ANOVA). The Tukey's test with significance level of 5% was used to compare the ratios (100:0; 75:25; 50:50; 25:75; 0:100) of the substrates (GR:SW; FW:SW; PL:SW); this test was also applied to evaluate the substrates in each ratio. Finally, to compare the methane production of residues with SW the Dunnett test was carried out with significance level of 5%. The tests were performed in the statistical software R version 3.6.3 (R Core Team, 2013).

iii. Synergistic effect

The synergistic effect (SE) was calculated according to Equations 3 and 4, and determined by the difference between the specific experimental BMP and the weighted average of substrate mono-digestion (BMPw) (Labatut et al., 2011). According to Cárdenas-Cleves et al. (2018), if the difference between the BMP and BMPw is positive

and larger than the value of the weighted BMP, considering the standard deviation, a synergistic effect is observed, otherwise the effect is antagonistic.

$$SE = BMP - BMP_w \quad \text{Eq. (3)}$$

$$BMP_w = (Y_a \times F_a + Y_b \times F_b) \quad \text{Eq. (4)}$$

Where: SE = synergistic effect ($\text{mL}_{\text{CH}_4} \text{gVS}^{-1}$), BMP = specific experimental biomethane potential ($\text{mL}_{\text{CH}_4} \text{gVS}^{-1}$); BMP_w = weighted average of substrate mono-digestion; Y_a = methane production from substrate mono-digestion (GR, FW, PL); Y_b = methane production from mono-digestion; F_a = proportions of substrates (25%, 50%, or 75%) and F_b = proportion of SW (75%, 50%, or 25%) (based on volatile solids - VS).

iv. Kinetic models

To describe the kinetics of methane production, three methods commonly applied in the literature (Santos et al., 2020; Cárdenas-Cleves et al., 2018) were chosen: the first-order kinetic model, the modified Gompertz and the Cone model (Equations 5, 6 and 7, respectively). The kinetic parameters of the models were obtained and statistically analyzed using the “Solver” function of Microsoft Excel 2013.

$$Y_i = Y_m(1 - e^{-Kt_i}) \quad \text{Eq. (5)}$$

$$Y_i = Y_m \exp\left(-\exp\left(\frac{R_m e^{(\lambda - t_i)}}{Y_m}\right) + 1\right) \quad \text{Eq. (6)}$$

$$Y_i = \frac{Y_m}{1 + (Kt_i)^{-n}} \quad \text{Eq. (7)}$$

Where: Y_i = is the specific yield of methane at time i ($\text{mL}_{\text{CH}_4} \text{gVS}^{-1}$); Y_m = maximum methane yield ($\text{mL}_{\text{CH}_4} \text{gVS}^{-1}$); k = 1st order coefficient (d^{-1}); t_i = digestion time (d); R_m = maximum methane production rate ($\text{mL}_{\text{CH}_4} \text{gVS}^{-1} \text{d}^{-1}$); λ = lag phase (d); n = form factor.

The models were evaluated by the percentage relative root mean squared error normalized by the mean of the experimental values (RRMSE %) and the coefficient of determination (R^2).

5.3 Results and Discussion

The initial and final characterization of the mono-digestion and co-digestion are shown in Table 2.

Table 2: Initial and final characterization of the mono-digestion (SW, GR, FW, PL) and co-digestion (GR:SW, FW:SW, PL:SW– 75:25, 50:50, 25:75)

Parameter	Treatments													
	SW	GR:SW				FW:SW				PL:SW				I
	0:100	100:0	75:25	50:50	25:75	100:0	75:25	50:50	25:75	100:0	75:25	50:50	25:75	-
pH i	7.70	7.96	7.49	7.25	7.20	8.33	8.07	7.95	7.73	8.08	7.99	8.08	8.32	8.01
pH f	7.95	7.13	7.42	7.29	7.47	7.34	7.59	7.48	7.67	7.81	7.66	7.32	7.79	8.68
TA f (g L ⁻¹)	3.84	2.58	2.16	2.00	2.46	2.94	3.24	3.42	3.60	2.94	3.24	4.14	3.96	2.40
COD i (g L ⁻¹)	11.84	9.82	7.24	11.90	11.13	13.58	11.78	9.91	14.90	14.04	8.71	18.57	10.37	9.30
COD f (g L ⁻¹)	4.22	2.34	3.16	4.16	3.62	3.28	3.01	3.45	3.04	3.82	3.55	3.56	4.60	3.30
COD effi (%)	64.35	76.15	56.30	65.09	67.43	75.86	74.41	65.16	79.63	72.79	59.25	80.84	55.62	64.3
TS i (g L ⁻¹)	18.25	12.46	14.27	11.84	12.75	18.39	16.76	16.96	23.82	24.92	16.41	20.18	18.20	32.14
TS f (g L ⁻¹)	10.82	10.47	10.40	8.20	7.70	9.09	12.65	11.26	7.74	11.08	9.80	7.62	11.79	10.51
TS effi (%)	40.73	15.99	27.17	30.71	39.62	50.56	24.52	33.60	67.50	55.54	40.25	62.23	35.21	67.31
VS i (g L ⁻¹)	9.64	7.97	8.62	6.87	7.30	11.17	10.48	11.08	7.81	15.35	9.85	11.44	10.29	15.50
VS f (g L ⁻¹)	6.68	5.59	6.04	4.24	4.25	4.64	5.75	5.80	4.09	6.14	5.38	3.57	6.41	7.26
VS effi (%)	30.74	29.86	29.85	38.25	41.85	58.50	45.12	47.63	47.61	60.00	45.36	68.80	37.66	53.18
N-NH ₃ i (mg L ⁻¹)	236.54	73.41	133.22	165.85	209.35	84.28	111.47	149.53	193.03	111.47	127.70	171.28	165.85	-
N-NH ₃ f (mg L ⁻¹)	323.42	122.91	182.80	211.44	264.83	154.16	201.03	227.07	292.17	120.30	177.59	240.09	260.92	-

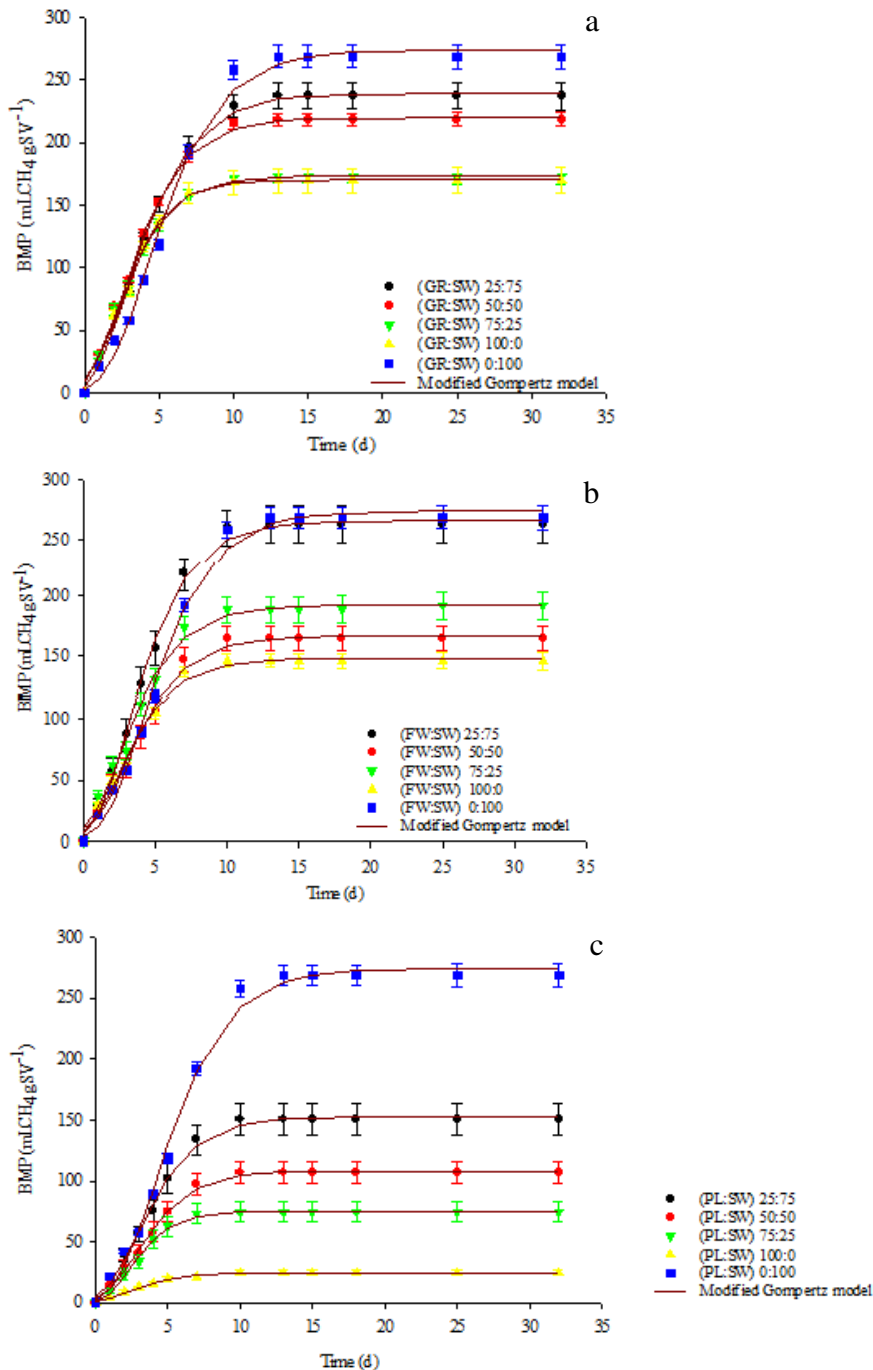
Legend: i: initial; f: final; TA: total alkalinity; COD: chemical oxygen demand; TS: total solids, VS: volatile solids; N-NH₃: ammonia nitrogen; SW: swine wastewater; GR: grass residue, FW: food waste, PL: poultry litter; I: inoculum.

At the end of the BMP test, the pH values of all treatments were below 8.0, within the acceptable range (6.0 to 8.3) to not inhibit methanogenic activity (Chernicharo 2019). This pH stability can be associated with the alkalinity, which reflects the buffer capacity of the substrates. In the present study, the final alkalinity of the treatments (inoculum + substrate) was within the range recommended for anaerobic reactors ($> 3 \text{ gCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) (Filer et al., 2019), except for GR in all proportions and the 100:0 ratio of FW and PL; and even for the treatments that presented alkalinity below the recommended value, there was no abrupt drop in pH (Table 2). Except for GR, this buffer capacity observed in the BMP can be attributed to the inoculum, since this study used the 2:1 ratio. Also, the addition of SW contributed to the stability of the reactor, which reinforces the studies of Neshat et al. (2017), who state that substrates with high alkalinity such as animal manure favor the neutralization of the acids produced during the anaerobic process. In addition, residues with high protein content are less likely to show pH decrease in BMP tests (Filer et al., 2019).

For all treatments, there was consumption of COD, TS and VS; however, the GR had the lowest removal efficiency (Table 2). In terms of N-NH₃, an increase was observed for all treatments after the anaerobic digestion process which indicates the degradation of the nitrogenous matter of the waste, as also reported by Wang et al. (2021). Compared with other proportions, the 25:75 ratio of all types of residues presented higher N-NH₃ (initial and final values). The mono-digestion of SW (0:100) presented higher values of than the other treatments, reaching 323.4 mg.L^{-1} . However, the N-NH₃ values obtained in this study did not reach inhibitory levels ($> 3000 \text{ mg L}^{-1}$) for the anaerobic process under mesophilic conditions (McCarty, 1964). According to this author, ammonia concentrations between 50 and 200 mg.L^{-1} have a beneficial effect on anaerobic digestion, since ammonia nitrogen is essential for microbial growth. Sillero et al. (2022) evaluated the co-digestion of sewage sludge with vinasse and poultry manure, and also observed an increase in N-NH₃ at the end of the BMP test.

Figure 1 shows the cumulative methane production during the mono-digestion (SW, GR, FW, PL) and the co-digestion (GR:SW, FW:SW, PL:SW) in the ratios of 75:25, 50:50, 25:75 as well as the Modified Gompertz Model adjustment.

Figure 1. Methane production from the mono-digestion (SW, GR, FW, PL) and the co-digestion (GR:SW(A), FW:SW(B), PL:SW (C)– 75:25, 50:50, 25:75) and the Modified Gompertz Model adjustment.



All treatments showed a similar trend of cumulative methane production, indicating a high rate of substrate degradation in the first 10 days and no abrupt inhibition was observed during the anaerobic process (Figure 1).

The methane and biogas production increased with the addition of SW, compared with the mono-digestion of each type of residue (100:0). This behavior was also observed by Abudi

et al. (2022) that studied the co-digestion of mango leaves with pig manure in different proportions. The authors observed that the accumulated methane yield increased gradually with increasing fraction of pig manure in the mixture. The increase in methane yield was related with a greater consortium of microorganisms, availability of nutrients and a better balance in the C/N ratio. Among the residues, FW presented the highest VS/TS ratio (0.94) and biodegradability of 74.42% that suggests that the most of the organic content is easily biodegradable and favors the conversion of organic matter to biogas (Table 1). On the other hand, the treatment containing PL presented a lower VS/TS ratio (0.79) and biodegradability of 68.44%. Table 3 shows the statistical analysis of mono-digestion and co-digestion of the studied residues.

Table 3: Methane production from the mono-digestion (SW, GR, FW, PL) and the co-digestion (GR:SW, FW:SW, PL:SW– 75:25, 50:50, 25:75)

Ratio (residue:SW)	GR:SW (mL gVS ⁻¹)	FW:SW (mL gVS ⁻¹)	PL:SW (mL gVS ⁻¹)
100:00	169.84 ± 16.7 cA*	146.37 ± 10.3 cB*	24.69 ± 2.3 eC*
75:25	173.15 ± 7.2 cA*	192.08 ± 18.8 bA*	74.72 ± 12.1 dB*
50:50	218.76 ± 7.0 bA*	164.64 ± 22.0 cB*	107.14 ± 17.2 cC*
25:75	237.47 ± 4.4 bB*	263.21 ± 8.5 aA	150.90 ± 17.1 bC*
SW (0:100) (Control)	268.91 ± 5.2 aA	268.91 ± 5.2 aA	268.91 ± 5.2 aA

Legend: SW: swine wastewater; GR: grass residue; FW: food waste; PL: poultry litter (PL)
Means followed by the same lowercase letter in the column and uppercase letter in the row for each variable do not differ at the significance level of 5% by the Tukey's test. The means with an asterisk in the column differed from the control using the Dunnet test at a significance level of 5%

The GR mono-digestion showed lower CH₄ production when compared to SW mono-digestion ($p > 0.05$) (Table 3). The values obtained for GR mono-digestion were higher than those found by Elsayed et al. (2021) (148 mL gVS⁻¹) and close to the range reported in the literature for grass (188 and 311 mL gVS⁻¹) (Song et al., 2022). The variations in such values can be associated with the concentrations of the residues and the characteristics of the inoculum that was used. According to Yu et al. (2018), this lower production of CH₄ may be associated with the composition of the grass, which has a high content of lignocellulose which is recalcitrant. The co-digestion of this residue with SW contributed to improving the yield of CH₄ production, showing a significant increase in CH₄ production between mono-digestion (100:0) and the proportions 50:50 and 25:75 (GR:SW) ($p > 0.05$). Xie et al. (2011) evaluated the co-digestion between SW and grass, and also observed that the cumulative methane production was higher in the SW/grass ratios of 1:3 and 1:1. They also identified a reduction in methane production with the increase in the proportion of grass.

Considering the FW residue, the addition of SW also contributed to the CH₄ yield, increasing CH₄ production by 80% when compared to mono-digestion (100:0) with the ratio 25:75 (FW:SW) ($p > 0.05$). It is worth mentioning that there was no statistical difference ($p > 0.05$) between the 25:75 ratio and the SW mono-digestion (0:100) (Table 3). The reduced CH₄ yields for mono-digestion (100:0) (FW:SW) can be attributed to the poor balance of nutrients and the formation of possible reaction inhibitors, in addition this effect could be minimized in the co-digestion (Ibro et al., 2023). In practical terms, this shows the potential of integrating the management of FW and SW, since the FW are generally sent to landfills or composted. Jiang et al. (2018) studied the dry co-digestion of SW and FW and also observed that the methane production was higher for the 75:25 ratio, compared with 50:50; however, high FW proportions increased the lag phase, reducing its applicability.

The increase in the proportion of SW significantly contributed to an increase in the cumulative methane production, compared with the mono-digestion of PL ($p > 0.05$). According to Miah et al. (2016), the mono-digestion of PL produced a C/N ratio close to 7.5, which is considered low for the anaerobic process, and corroborates the results obtained in the present study.

One of the ways to evaluate the effect of co-digestion on methane production is by studying the synergistic effect of the substrates. Table 4 shows the synergistic effect of co-digestion considering the substrates used in this study.

Table 4: Synergistic effect of anaerobic co-digestion (GR:SW, FW:SW, PL:SW) in the ratios of 75:25, 50:50, 25:75.

Grass residue (mL gVS ⁻¹)					
GR:SW Ratio	BMP	SD	BMPw	SE	Effect
75:25	173.36	6.33	194.75	-21.39	A
50:50	218.76	5.10	219.47	-0.71	A
25:75	237.47	11.02	244.19	-6.72	A
Food waste (mL gVS ⁻¹)					
FW:SW Ratio	BMP	SD	BMPw	SE	Effect
75:25	192.08	11.55	177.00	15.07	S
50:50	164.64	10.44	207.64	-43.00	A
25:75	263.21	15.71	238.27	24.94	S
Poultry litter (mL gVS ⁻¹)					
PL:SW Ratio	BMP	SD	BMPw	SE	Effect
75:25	74.72	8.39	177.00	-102.28	A
50:50	107.14	8.76	207.64	-100.50	A
25:75	150.90	12.96	207.85	-56.95	A

Legend: SW: swine wastewater; GR: grass residue; FW: food waste; PL: poultry litter (PL); BMP: specific experimental biomethane potential; SD: standard deviation; BMPw: weighted average of substrate mono-digestion; SE: synergistic effect; A: antagonistic effect;

The positive synergistic effect resulting in higher biogas production was observed for the FW:SW ratios of 25:75 and 75:25. This synergistic effect for the co-digestion of FW and SW was also reported by Cárdenas-Cleves et al. (2018). This synergistic effect may arise from the additional contribution of alkalinity to the medium, the balance of nutrients and trace elements, resulting in an increase in the biodegradability of the substrate and consequently, the yield of methane (Labatut et al. 2011). Complementarily, the co-digestion of PL, GR and SW showed an antagonistic effect, which reinforces the results that showed a statistical difference between the mono-digestion and the co-digestion of these co-substrates; then according to the Tukey's ($p > 0.05$) and Dunnett's (5%) tests (Table 3) the 25:75 ratio of FW:SW did not present statistical difference compared with the mono-digestion of SW. Furthermore, it was one of the proportions with a synergistic effect, being the most indicated among the substrates and proportions evaluated. The cumulative methane production potential was adjusted to the first-order, modified Gompertz and Cone models, and the results are shown in Table 5.

Table 5. Kinetic parameters of the first-order, modified Gompertz and Cone models.

Model	Parameters	Treatments												
		SW	GR:SW				FW:SW				PL:SW			
		0:100	100:0	75:25	50:50	25:75	100:0	75:25	50:50	25:75	100:0	75:25	50:50	25:75
First-order	BMP (mL gVS ⁻¹)	268.91	170.03	173.36	218.76	237.47	146.37	192.08	164.64	263.21	24.69	74.72	107.14	150.90
	Ym (mL gVS ⁻¹)	297.78	175.09	177.78	227.30	249.41	151.76	197.84	173.08	280.01	25.36	77.48	112.38	158.85
	K (d ⁻¹)	0.13	0.26	0.26	0.21	0.18	0.23	0.22	0.19	0.17	0.24	0.25	0.20	0.19
	Diff. (%)	10.74	2.98	2.55	3.90	5.03	3.68	3.00	5.12	6.38	2.74	3.69	4.89	5.27
	R ²	0.956	0.981	0.991	0.988	0.985	0.980	0.982	0.976	0.974	0.990	0.968	0.975	0.975
	RRMSE %	14.7	7.2	4.7	6.0	7.0	7.0	6.9	8.6	9.8	5.0	9.4	8.9	9.1
Modified Gompertz	Ym (mL gVS ⁻¹)	274.40	170.09	173.39	219.77	239.40	147.87	192.03	166.84	266.44	24.65	75.27	108.28	152.70
	Rm(mL gVS ⁻¹ d ⁻¹)	36.40	34.93	31.40	35.03	34.41	24.49	30.01	25.58	39.71	4.35	16.55	18.13	24.40
	λ (d)	1.41	0.46	0.14	0.28	0.37	0.20	0.19	0.46	0.75	0.16	0.69	0.59	0.60
	Diff. (%)	2.04	0.04	0.01	0.46	0.81	1.03	-0.02	1.33	1.23	-0.15	0.74	1.06	1.19
	R ²	0.995	0.997	0.996	0.997	0.998	0.992	0.992	0.994	0.998	0.993	0.997	0.996	0.998
	RRMSE (%)	4.6	2.9	3.2	2.8	2.9	4.4	4.4	4.1	2.9	4.	2.9	3.3	3.5
Cone model	Ym (mL gVS ⁻¹)	280.97	174.65	180.82	229.74	251.12	154.18	201.65	173.23	275.23	25.75	76.54	111.56	157.64
	K (d ⁻¹)	0.19	0.35	0.35	0.30	0.26	0.32	0.30	0.27	0.24	0.34	0.34	0.28	0.27
	N	2.68	2.16	1.81	1.89	1.92	1.87	1.81	2.06	2.26	1.81	2.52	2.21	2.19
	Diff. (%)	4.49	2.72	4.30	5.02	5.75	5.34	4.98	5.22	4.57	4.32	2.43	4.13	4.46
	R ²	0.990	0.994	0.993	0.992	0.991	0.982	0.983	0.985	0.991	0.993	0.991	0.989	0.988
	RRMSE %	7.0	3.8	4.1	4.5	5.2	6.7	6.6	6.8	5.6	3.9	4.8	5.8	6.1

Legend: Diff (%) = ((Y_mi - BMP_i) / BMP_i) · 100, i related to the treatment. SW: swine wastewater; GR: grass residue, FW: food waste, PL: poultry litter; Y_m = maximum methane yield; k = 1st order coefficient ; R_m = maximum methane production rate; λ = lag phase; n = form factor

In the evaluation of the models, the values of $R^2 > 0.95$ and maximum RRMSE of 14% were obtained for SW; for all other treatments, the RRMSE was less than 10%. In general, the models showed good fit to experimental data and were able to explain at least 95% of the variations in the results.

Among the evaluated models, the modified Gompertz presented the best fit (R^2 : 0.992 - 0.998 and RRMSE: 2.8 - 4.6%) (Figure 2). Also, it was the model that best approached the production observed in the experiment, with a difference of 0.0 – 2.0% between the predicted and measured production, followed by the Cone model and the first-order model.

The maximum methane production yield (Y_m) followed the same trend observed in the experiment for the accumulated methane production values. The maximum Y_m value was obtained for SW, followed by FW, GR and PL. In co-digestion, Y_m decreased with the reduction of SW in the mixture. Also, the Y_m results were always higher than the experimental values.

The maximum methane production rate (R_m) represents the slope of the line during the exponential phase of biogas production (tangent to the inflection point) (Zahan et al., 2018). The smallest value of R_m was obtained for PL (4.35 mL gVS⁻¹ d⁻¹), which shows the low biodegradability of this substrate. Zahan et al. (2018) obtained R_m values of 2.29 mL gVS⁻¹ d⁻¹ and a cumulative methane production of 108 mL gVS⁻¹ for PL, while other lignocellulosic materials studied presented better coefficients. The authors attributed this result to the high lignin levels and crystallinity of the materials of the litter.

The lag phase (λ) indicated in the modified Gompertz model had the highest value for SW (1.4 d), which may be associated with the complexity of the substrate (organic matter rich in protein and lipids), and the fact that lipid degradation favors the accumulation of long-chain fatty acids (Morais et al., 2021). The GR presented the second highest lag phase (0.46 d), which may be related to the typical lignocellulosic composition of this material and could be related with the origin of the inoculum that was not previously adapted to this type of substrate.

The first-order coefficient (K) depicts the biodegradability of the substrate (Zhen et al., 2016). The values of K in the first-order and Cone models were lower for the SW and increased with the addition of the co-substrates. This indicates that, in general, the substrates improved the initial biodegradability of the SW. Also, the FW:SW ratio of 25:75 had no significant reduction in methane production (Table 3), and had its kinetic parameters improved (especially the lag phase), which reinforces the benefits of this treatment.

5.4 Conclusions

The co-digestion of swine wastewater with other organic residues (grass residue, food waste and poultry litter) contributed for methane production increase in comparison with the mono-digestion the grass residue, food waste and poultry litter.

Considering the proportions studied, the ratio of 25% of food waste (based on volatile solids) is suggested as the most suitable for co-digestion with sw.

In general, all models presented a good adjustment to the experimental data and were able to explain at least 95% of the variations in the results. The modified Gompertz model had the best fit, with R^2 between 0.992 and 0.998 and RRMSE between 2.8 and 4.6. Furthermore, it was the model that best fit the experiment results, with a difference of 0.0 – 2.0% between the predicted and measured production, followed by the Cone model and the first order model.

From the integrated statistical/synergistic study, food waste was the substrate that showed the best synergy with swine wastewater, presenting potential for the integrated management. In addition, other aspects such as logistics, waste variability, biofertilizer production, among others need to be considered.

5.5 References

- Abudi, Z. N., Hu, Z., & Abood, A. R. (2022). Anaerobic co-digestion of mango leaves and pig manure: performance assessment and kinetic analysis. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1-11. <https://doi.org/10.1007/s13399-020-00665-6>
- APHA, AWWA, WEF. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 23rd Edn. American Public Health Association, Washington, 2017.
- Bortoli, M., Hollas, C. E., Cunha Jr, A., Steinmetz, R. L. R., Coldebella, A., de Prá, M. C., ... & Kunz, A. (2022). Water reuse as a strategy for mitigating atmospheric emissions and protecting water resources for the circularity of the swine production chain. *Journal of Cleaner Production*, 345, 131127. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131127>
- Cárdenas-Cleves, L. M., Marmolejo-Rebellón, L. F., & Torres-Lozada, P. (2018). Improvement of the biochemical methane potential of food waste by means of anaerobic co-digestion with swine manure. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 35(4), 1219-1229. <https://doi.org/10.1590/0104-6632.20180354s20170297>
- Chernicharo, C. D. L. *Reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental–UFMG, 5(2), (2019), 379p. [in Portuguese].
- Dennehy, C., Lawlor, P. G., Croize, T., Jiang, Y., Morrison, L., Gardiner, G. E., & Zhan, X. (2016). Synergism and effect of high initial volatile fatty acid concentrations during food waste and pig manure anaerobic co-digestion. *Waste Management*, 56, 173-180.

- Dubious, M. (1956). Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Anal. Chem.*, 28, 350-366. <https://doi.org/10.1021/ac60111a017>
- Elsayed, M., Blel, W., Soliman, M., Andres, Y., & Hassan, R. (2021). Semi-continuous co-digestion of sludge, fallen leaves, and grass performance. *Energy*, 221, 119888. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2021.119888>
- Ferreira, L. O., Astals, S., & Passos, F. (2022). Anaerobic co-digestion of food waste and microalgae in an integrated treatment plant. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 97(6), 1545-1554. <https://doi.org/10.1002/jctb.6900>
- Filer, J., Ding, H. H., & Chang, S. (2019). Biochemical methane potential (BMP) assay method for anaerobic digestion research. *Water*, 11(5), 921. <https://doi.org/10.3390/w11050921>
- Galvani, F., & Gaertner, E. (2006). Adequação da metodologia Kjeldahl para determinação de nitrogênio total e proteína bruta. [in Portuguese]. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/812198/1/CT63.pdf>
- Hafner, S. D., Astals, S., Buffiere, P., Løjborg, N., Holliger, C., Koch, K., & Weinrich, S. (2020). Calculation of Methane Production from Manometric Measurements. *Standard BMP Methods Document*, 202.
- Himanshu, H., Murphy, J. D., Grant, J., & O'Kiely, P. (2018). Antagonistic effects on biogas and methane output when co-digesting cattle and pig slurries with grass silage in in vitro batch anaerobic digestion. *Biomass and Bioenergy*, 109, 190-198. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.12.027>
- Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., ... & Wierinck, I. (2016). Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*, 74(11), 2515-2522. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>
- Holliger, C., Fruteau de Laclos, H., Hafner, S. D., Koch, K., Weinrich, S., Astals, S., ... & Wierinck, I. (2020). Requirements for Measurement and Validation of Biochemical Methane Potential (BMP). <https://orbit.dtu.dk/en/publications/requirements-for-measurement-and-validation-of-biochemical-methan>
- Hu, Y., Kumar, M., Wang, Z., Zhan, X., & Stengel, D. B. (2021). Filamentous microalgae as an advantageous co-substrate for enhanced methane production and digestate dewaterability in anaerobic co-digestion of pig manure. *Waste Management*, 119, 399-407. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.10.041>
- Ibro, M. K., Ancha, V. R., Lemma, D. B., & Lenhart, M. (2023). Enhancing biogas production from food waste and water hyacinth: effect of co-substrates and inoculum ratios. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1-18. <https://doi.org/10.1007/s13399-023-05193-7>
- Jiang, Y., Dennehy, C., Lawlor, P. G., Hu, Z., McCabe, M., Cormican, P., ... & Gardiner, G. E. (2018). Inhibition of volatile fatty acids on methane production kinetics during dry co-digestion of food waste and pig manure. *Waste Management*, 79, 302-311. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.049>

- Karki, R., Chuenchart, W., Surendra, K. C., Shrestha, S., Raskin, L., Sung, S., ... & Khanal, S. K. (2021). Anaerobic co-digestion: Current status and perspectives. *Bioresource Technology*, 330, 125001. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125001>
- Labatut, R. A., Angenent, L. T., & Scott, N. R. (2011). Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource technology*, 102(3), 2255-2264. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.035>
- Lourinho, G., Rodrigues, L. F. T. G., & Brito, P. S. D. (2020). Recent advances on anaerobic digestion of swine wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17(12), 4917-4938. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.105302Get>
- Lovarelli, D., Falcone, G., Orsi, L., & Bacenetti, J. (2019). Agricultural small anaerobic digestion plants: Combining economic and environmental assessment. *Biomass and Bioenergy*, 128, 105302. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.105302Get>
- McCarty, P. L. (1964). Anaerobic waste treatment fundamentals. *Public works*, 95(9), 107-112.
- Miah, M. R., Rahman, A. K. M. L., Akanda, M. R., Pulak, A., & Rouf, M. A. (2016). Production of biogas from poultry litter mixed with the co-substrate cow dung. *Journal of Taibah university for science*, 10(4), 497-504. <https://doi.org/10.1016/j.jtusci.2015.07.007>
- Morais, N. W. S., Coelho, M. M. H., e Silva, A. D. S., Silva, F. S. S., Ferreira, T. J. T., Pereira, E. L., & Dos Santos, A. B. (2021). Biochemical potential evaluation and kinetic modeling of methane production from six agro-industrial wastewaters in mixed culture. *Environmental Pollution*, 280, 116876. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116876>.
- Nagarajan, D., Kusmayadi, A., Yen, H. W., Dong, C. D., Lee, D. J., & Chang, J. S. (2019). Current advances in biological swine wastewater treatment using microalgae-based processes. *Bioresource technology*, 289, 121718. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121718>
- Neshat, S. A., Mohammadi, M., Najafpour, G. D., & Lahijani, P. (2017). Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 79, 308-322. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.137>
- Ojadiran, O. J., Dahunsi, S. O., Aderibigbe, V., Abolusoro, S., Adesulu-Dahunsi, A. T., Odekanle, E. L., ... & Ogunwole, J. O. (2021). Valorization of Pennisetum purpureum (Elephant grass) and piggery manure for energy generation. *Fuel*, 302, 121209. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.121209>
- Oladejo, O. S., Dahunsi, S. O., Adesulu-Dahunsi, A. T., Ojo, S. O., Lawal, A. I., Idowu, E. O., ... & Evbuomwan, I. (2020). Energy generation from anaerobic co-digestion of food waste, cow dung and piggery dung. *Bioresource technology*, 313, 123694. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123694>
- Ohemeng-Ntiamoah, J., & Datta, T. (2019). Perspectives on variabilities in biomethane potential test parameters and outcomes: a review of studies published between 2007 and 2018. *Science of the Total Environment*, 664, 1052-1062.
- Pereira, F. E. D. A. (2022). Co-digestão anaeróbia de dejetos de suínos e de galinhas poedeiras para geração de biogás e biofertilizante.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. 2013

Santos, L. A., Valenca, R. B., da Silva, L. C. S., de Barros Holanda, S. H., da Silva, A. F. V., Jucá, J. F. T., & Santos, A. F. M. S. (2020). Methane generation potential through anaerobic digestion of fruit waste. *Journal of Cleaner Production*, 256, 120389. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120389>

Shen, J., Zhao, C., Liu, Y., Zhang, R., Liu, G., & Chen, C. (2019). Biogas production from anaerobic co-digestion of durian shell with chicken, dairy, and pig manures. *Energy Conversion and Management*, 198, 110535. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.06.099>

Shin, J. D., Han, S. S., Eom, K. C., Sung, S. H., Park, S. W., & Kim, H. O. (2008). Predicting methane production potential of anaerobic co-digestion of swine manure and food waste. *Environmental Engineering Research*, 13(2), 93-97. 10.4491/eer.2008.13.2.093

Sillero, L., Solera, R., & Perez, M. (2022). Biochemical assays of potential methane to test biogas production from dark fermentation of sewage sludge and agricultural residues. *International Journal of Hydrogen Energy*. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2022.02.080>

Song, Y., Pei, L., Chen, G., Mu, L., Yan, B., Li, H., & Zhou, T. (2022). Recent advancements in strategies to improve anaerobic digestion of perennial energy grasses for enhanced methane production. *Science of The Total Environment*, 160552. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160552>

Tabatabaei, M., Aghbashlo, M., Valijanani, E., Panahi, H. K. S., Nizami, A. S., Ghanavati, H., ... & Karimi, K. (2020). A comprehensive review on recent biological innovations to improve biogas production, part 2: mainstream and downstream strategies. *Renewable Energy*, 146, 1392-1407. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.07.047>

Tavera-Ruiz, C., Martí-Herrero, J., Mendieta, O., Jaimes-Estévez, J., Gauthier-Maradei, P., Azimov, U., ... & Castro, L. (2023). Current understanding and perspectives on anaerobic digestion in developing countries: Colombia case study. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 173, 113097. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.113097>

Tian, P., Gong, B., Bi, K., Liu, Y., Ma, J., Wang, X., ... & Cui, X. (2023). Anaerobic Co-digestion of pig manure and rice straw: Optimization of process parameters for enhancing biogas production and system stability. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(1), 804. <https://doi.org/10.3390/ijerph20010804>

Xie, S., Lawlor, P. G., Frost, J. P., Hu, Z., & Zhan, X. (2011). Effect of pig manure to grass silage ratio on methane production in batch anaerobic co-digestion of concentrated pig manure and grass silage. *Bioresource technology*, 102(10), 5728-5733. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.03.009>

Xie, T., Xie, S., Sivakumar, M., & Nghiem, L. D. (2017). Relationship between the synergistic/antagonistic effect of anaerobic co-digestion and organic loading. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 124, 155-161. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.03.025>

Zahan, Z., Othman, M. Z., & Muster, T. H. (2018). Anaerobic digestion/co-digestion kinetic potentials of different agro-industrial wastes: A comparative batch study for C/N optimisation. *Waste Management*, 71, 663-674. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.014>.

Zhen, G., Lu, X., Kobayashi, T., Kumar, G., & Xu, K. (2016). Anaerobic co-digestion on improving methane production from mixed microalgae (*Scenedesmus* sp., *Chlorella* sp.) and food waste: Kinetic modeling and synergistic impact evaluation. *Chemical Engineering Journal*, 299, 332-341. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.04.118>.

Wang, B., Ma, J., Zhang, L., Su, Y., Xie, Y., Ahmad, Z., & Xie, B. (2021). The synergistic strategy and microbial ecology of the anaerobic co-digestion of food waste under the regulation of domestic garbage classification in China. *Science of The Total Environment*, 765, 144632. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144632>

Yu, Q., Chen, L., Wang, W., Wang, Q., Bai, R., Zhuang, X., ... & Yuan, Z. (2018). Impact of blending on hydrolysis and ethanol fermentation of garden wastes. *Journal of Cleaner Production*, 190, 36-43. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.164>

6 CAPÍTULO 3: CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS SUÍNOS E RESÍDUOS ALIMENTARES EM BIODIGESTORES SEMI-CONTÍNUOS: PRODUÇÃO DE BIOGÁS E RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES

Resumo: O presente estudo visou avaliar a codigestão anaeróbia da água residuária de suinocultura e resíduos alimentares em biodigestores horizontais semi-contínuos com ênfase na produção de metano e recuperação de nutrientes. O estudo foi conduzido em reatores horizontais, escala bancada, com alimentação semi-contínua em monodigestão anaeróbia (apenas água residuária de suinocultura - ARS) e codigestão anaeróbia da água residuária de suinocultura com resíduos alimentares (75:25) (ARS:RA) % (m/m). Os resultados desta pesquisa indicaram que ambos os tipos de digestão anaeróbia foram capazes de tratar os resíduos, mantendo as condições de estabilidade do reator. O reator operado em codigestão anaeróbia apresentou eficiência superior em termos de remoção de DQO_{solúvel} (22%) comparado ao reator em monodigestão (ARS). Da DQO total presente no efluente de entrada (considerada 100%), aproximadamente 32,9% (monodigestão) e 31,6% (codigestão) permaneceu no efluente de saída, resultando eficiência de remoção de DQO em torno de 67,1% e 68,4% (mono e codigestão, respectivamente). O reator com codigestão mostrou melhor rendimento de metano com incremento de 54% e 52% em relação à monodigestão, considerando os sólidos voláteis (SV) aplicados e removidos, respectivamente. Os digestatos gerado pela monodigestão como o da codigestão anaeróbia apresentaram teores consideráveis de macro e micronutrientes, evidenciando seu potencial para serem utilizados como fertilizantes orgânicos. Assim, fica evidenciado que a codigestão anaeróbia de água residuária de suinocultura e resíduo alimentar, não só contribuiu para a produção de metano, mas também oferece oportunidades econômicas e agronômicas.

Palavras-chave: digestão anaeróbia; produção de metano; digestato; reator horizontal

6.1 Introdução

Com a crescente demanda por alimentos, a produção suinícola tem aumentado nas últimas décadas. No entanto, a criação intensiva de suínos pode causar riscos ambientais, decorrente da elevada geração de dejetos e da necessidade de sua disposição (Lin et al., 2024).

Dentro deste contexto, o manejo adequado destes dejetos tem ganhado destaque entre os proprietários de suinocultura e órgãos ambientais (Shi et al., 2022).

Entre as melhores práticas de gerenciamento dos resíduos orgânicos, o processo de digestão anaeróbia se destaca a nível mundial. A digestão anaeróbia (DA) é uma técnica consolidada, utilizada para a conversão de diferentes tipos de resíduos orgânicos em energia renovável (biogás) e digestato o qual é rico em nutrientes. O reúso do digestato na agricultura representa uma estratégia para a reciclagem de nutrientes, podendo substituir parcialmente ou totalmente o consumo de fertilizantes minerais. Além disso, a aplicação do digestato no solo apresenta impacto positivo nas propriedades químicas e microbiológicas do solo ao longo do tempo (Odlare et al. 2008).

Todavia, a produção de biogás pode ser potencializada pela digestão simultânea de dois ou mais resíduos, processo denominado de codigestão (Lourinho et al., 2020; Karki et al., 2021). A combinação desses resíduos pode otimizar o equilíbrio de nutrientes, assegurando condições mais adequadas para o desenvolvimento do processo de DA (Veroneze et al., 2019; Piñas et al., 2018). Além disso, essa associação pode proporcionar um maior aporte de sólidos voláteis e carga orgânica, fatores limitantes para a otimização da produção de biogás (Cárdenas-Cleves et al., 2018). A codigestão, além de melhorar o desempenho energético do processo anaeróbio pode ser uma oportunidade para o gerenciamento descentralizado de resíduos orgânicos, pois possibilita o descarte conjunto de dois ou mais resíduos (Hossain et al., 2023).

Muitos estudos relatam a codigestão de água residuária de suinocultura com diferentes substratos, como resíduo alimentar (Mantovani et al., 2021; Wang et al., 2020), microalgas (Hu et al., 2021), folhas de manga (Abudi et al., 2022), capim elefante (Ojediran et al., 2021), entre outros. A opção pela codigestão pode contribuir para a otimização do balanço de nutrientes no meio e proporcionar maiores índices de produção de biogás. Entretanto, a potencialização da produção de metano está relacionada ao tipo de cosubtrato, proporção de mistura, relação C/N (Ma et al., 2020). O estudo preliminar realizado por Sousa et al. (2022), avaliou a codigestão de água residuária de suinocultura com diferentes resíduos, incluindo resíduo alimentar, aparas de capim e cama de galinha, indicou que o resíduo alimentar se mostrou como a opção mais promissora para ser tratado em conjunto com água residuária de suinocultura. Essa conclusão está alinhada com a observação de Cárdenas-Cleves et al. (2018), que descreve que a codigestão entre água residuária de suinocultura e resíduos alimentares não apenas aumenta a relação C/N do resíduo, mas também tampona o processo, contribuindo para a melhoria da digestão anaeróbia.

Diferentes linhas de pesquisa em relação à codigestão de água residuária de suinocultura e resíduos alimentares foram desenvolvidas nas últimas décadas, abrangendo uma variedade de aspectos, tais como, inibições e composição da comunidade microbiana na codigestão seca de dejetos suíno e resíduo alimentar em reatores em batelada (Jiang et al. 2018); efeito do teor de sólidos totais (5%, 10%, 15% e 20%) no rendimento de metano em reatores em batelada (Wang et al., 2020), influência da agitação em reatores verticais com diferentes tempos de retenção hidráulica (Mantovan et al., 2021). Além desses, Dennehy et al. (2017) investigaram a estabilidade do reator com tanque agitado continuamente (CSTR) em diferentes cargas orgânicas volumétricas (COV).

De forma geral, os estudos são realizados em batelada ou em reatores de mistura completa com aumento das cargas orgânicas como mencionado anteriormente. Todavia, ainda há poucos estudos que avaliam a influência da codigestão anaeróbia entre água residuária de suinocultura e resíduos alimentares em termos de estabilidade do reator, produção de metano, rotas preferenciais da degradação da matéria orgânica e qualidade do digestato em reatores horizontais operando sob regime de alimentação semi-contínua em baixas cargas orgânicas, sendo essa a condição que mais se assemelha ao modelo de biodigestor lagoa coberta (BLC) modelo amplamente utilizado nas suinoculturas em países de clima tropical.

Diante disso, o presente estudo visou avaliar a codigestão anaeróbia de água residuária de suinocultura e resíduos alimentares em biodigestores horizontais com ênfase na produção de metano e recuperação de nutrientes. Os objetivos específicos foram: (i) avaliar a estabilidade e a produção de biogás em reatores horizontais, operando em regime semi-contínuo com baixa carga orgânica sob condições de monodigestão e codigestão anaeróbia em biodigestores escala de bancada; (ii) analisar a influência da codigestão nas rotas de conversão de matéria orgânica por meio do balanço de massa de DQO; (iii) avaliar a qualidade do efluente (digestato) para fins de aplicação agrícola.

6.2 Material e Métodos

i. Caracterização dos substratos

O dejetos suíno utilizado para o preparo da água residuária de suinocultura (ARS), utilizado na alimentação do reator, foi coletado semanalmente nas baias da gestação e terminação da suinocultura (20° 46' 18" S, 42° 51' 39" O). O resíduo alimentar (RA) foi preparado de forma sintética, com base na caracterização dos principais tipos de resíduos

gerados em um restaurante universitário, a saber: 25% de folhas, 15% de carne, 20% de arroz, 20% de feijão, 10% de cenoura e 10% de tomate (Ferreira et al., 2021). Os resíduos alimentares foram triturados em um liquidificador comercial para assegurar a homogeneidade e, posteriormente, congelados a -5°C até serem utilizados. A proporção 75:25 (% em termos de SV) da mistura entre água residuária de suinocultura (ARS) e resíduos alimentares (RA) foi adotado a partir do estudo prévio utilizando o teste de potencial bioquímico de metano (PBM) realizados por Sousa et al. (2022), que observou que a proporção de 75:25 foi a mais adequada em termos de produção de biogás na codigestão da água residuária de suinocultura com resíduos alimentares.

Com base no teor de sólidos totais voláteis dos dejetos suínos e resíduos alimentares calculou-se o volume de água destilada a ser misturada aos resíduos para obter a carga orgânica volumétrica e TRH (tempo de retenção hidráulica) estabelecida para a operação dos reatores, sendo carga orgânica entre 0,3 a 0,5 $\text{gSV L}^{-1}\text{d}^{-1}$ e TRH de 25 dias, faixa típica para um BLC em escala plena (Kunz et al., 2019). A caracterização dos resíduos de entrada está apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização do efluente de entrada utilizado nas condições de monodigestão e codigestão anaeróbia

Parâmetro	Monodigestão (ARS)	Codigestão (ARS:RA; 75:25)
pH	$7,5 \pm 0,5$ (99)	$6,4 \pm 0,5$ (99)
T _{afl.} ($^{\circ}\text{C}$)	$25,7 \pm 0,9$ (99)	$25,73 \pm 0,8$ (99)
ST (mg L^{-1})	$17116,2 \pm 6134,1$ (23)	$12870,04 \pm 5896,2$ (22)
SV (mg L^{-1})	$13603,09 \pm 5356,0$ (23)	$10763,11 \pm 5863,3$ (22)
SV/ST (%)	$78,7 \pm 0,1$ (23)	$81,7 \pm 0,06$ (22)
DQO _T (mg L^{-1})	$15313 \pm 6643,6$ (22)	12504 ± 3373 (22)
DQO _s (mg L^{-1})	$1699 \pm 691,8$ (22)	$1898 \pm 462,9$ (22)
NTK (mg L^{-1})	$448,3 \pm 90,5$ (13)	$426,7 \pm 91,4$ (14)
N-NH ₃ (mg L^{-1})	$47,05 \pm 21,0$ (14)	$38,8 \pm 16,9$ (14)
PT (mg L^{-1})	$191,7 \pm 55,3$ (13)	$161,6 \pm 37,9$ (13)
K (mg L^{-1})	$112,6 \pm 46,7$ (9)	$95,4 \pm 39,8$ (9)

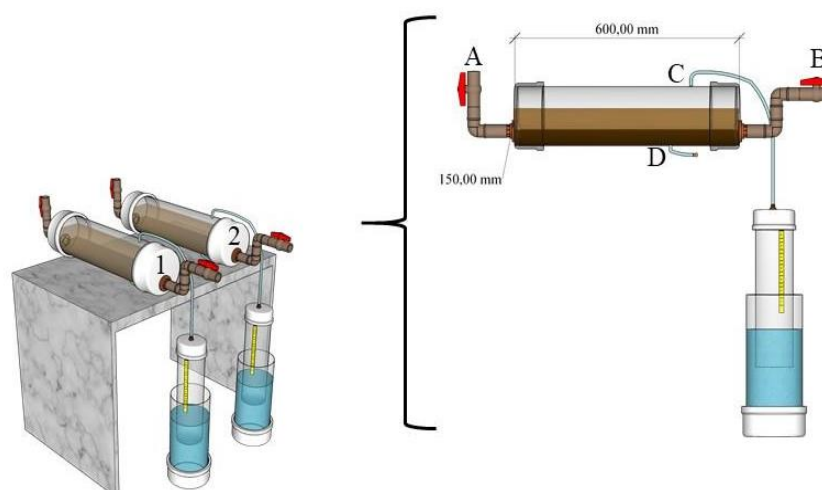
ARS: água residuária de suinocultura; RA: resíduo alimentar; Média \pm desvio padrão (número de dados); T_{afl.}: temperatura afluente; ST: sólidos totais; SV: sólidos voláteis; DQO_T: demanda química de oxigênio total; DQO_s: demanda química de oxigênio solúvel; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; N-NH₃: Nitrogênio amoniacal; PT: fósforo total; K: potássio

ii. Aparato e condições experimentais

O experimento foi conduzido a partir do emprego de dois reatores horizontais, construídos em policloreto de vinila (PVC), com 60 cm de comprimento, 15 cm de diâmetro,

volume total de 10,6 L e volume útil de 7,95 L (Figura 1). Os reatores possuem extremidades vedadas e registros na região de entrada (Figura 1-A) e saída (Figura 1-B), o que permitiu realizar a alimentação e a retirada do efluente tratado. Na parte superior do reator foi acoplado uma mangueira plástica ligada a um gasômetro (Figura 1-C), também confeccionado em cano de PVC com diâmetro interno e externo de 100 e 150 mm, respectivamente. Na parte inferior do reator uma válvula permitia a coleta do lodo (Figura 1-D). A Figura 1 apresenta um esquema dos protótipos e gasômetros utilizados no presente estudo.

Figura 1. Esquema dos protótipos de bancada e gasômetros: 1 - Monodigestão (Mono); 2- Codigestão (Co); A- Entrada; B- Saída; C- Saída do biogás; D- Saída do lodo



Fonte: Adaptado Cruz, (2023).

iii. Partida dos reatores

O lodo anaeróbio empregado como inóculo nos reatores foi obtido de um BLC em escala plena instalado em uma granja suinícola operando desde 2019 para tratar água residuária da suinocultura. O volume útil dos reatores foi preenchido com o inóculo. Iniciou-se a alimentação diária com ARS e o mesmo volume de efluente era retirado usando uma proveta graduada. O período de aclimação dos reatores estendeu-se por 50 dias (2 TRHs), durante os quais foi observada a estabilidade na produção de biogás. Após a aclimação, os reatores foram operados durante um período correspondente a 4 TRH (dias operacionais 50 – 150) sob condições de monodigestão e codigestão em temperatura ambiente variando entre 19 a 24 °C.

iv. Produção de biogás e metano dissolvido no efluente

A produção de biogás foi quantificada diariamente pelo método de deslocamento do volume de água utilizando um gasômetro de PVC. O gasômetro possuía solução salina saturada (NaCl) para diminuir a solubilização do metano na massa líquida (Walker et al., 2009). O volume produzido de biogás foi corrigido considerando condições padrão de pressão e temperatura (273,15 K e 100 kPa) e pressão de vapor da solução (Parajuli, 2011). Além disso, a temperatura ambiente foi monitorada diariamente apresentando variação entre 19 e 24 °C.

A concentração de metano dissolvido no efluente foi determinada semanalmente utilizando o método do headspace em seringa, de acordo com o descrito por Czepiel et al. (1993). A composição do biogás em termos de metano e o percentual de metano dissolvido no efluente foi quantificada utilizando a cromatografia gasosa (Agilent Technologies GC 2014, Shimadzu Corporation) equipado com detector de condutividade térmica (TCD) e detector de ionização de chama (FID). Cada amostra de biogás (~100 µL) foi injetada no equipamento, o qual possui o gás hélio como gás de arraste a uma taxa de fluxo de 25 mL min⁻¹. A temperatura do injetor foi fixada em 120 °C, enquanto a do FID foi ajustada para 250 °C.

v. Métodos Analíticos

O desempenho dos reatores foi monitorado a partir da caracterização físicas e químicas dos efluentes de entrada e saída quanto ao pH, temperatura (sonda HQ30-d HACH IntelliCAL PHC 101), condutividade elétrica (MP-6 HACH), DQO total e solúvel (método de refluxo fechado), sólidos totais (ST) e voláteis (SV), nitrogênio amoniacal (N-NH₃), fósforo total (PT) (APHA, 2017) e nitrogênio total Kjeldahl (NTK) (método Kjeldahl) (Bremner et al., 1983). A alcalinidade total, relação entre alcalinidade intermediária e parcial (AI/AP) foi determinada segundo Ripley (Rypley 1986). Os elementos cobre (Cu), zinco (Zn), potássio (K), sódio (Na), cálcio (Ca), magnésio (Mg) foram quantificados via absorção atômica (PinAAcle 500®, PerkinElmer, MA, U.S.A) após digestão nitropercloríca (3:1).

A razão de adsorção do sódio (RAS) foi calculada a partir da Equação 1.

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\left(\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}\right)}} \quad \text{Eq. (1)}$$

Em que: RAS é razão de adsorção de sódio; Na⁺ é concentração de sódio (mmolc L⁻¹); Ca²⁺ é concentração de cálcio (mmolc L⁻¹); Mg²⁺ é concentração de magnésio (mmolc L⁻¹).

vi. Balanço de DQO

O balanço de DQO foi obtido considerando as parcelas indicadas na Equação 2. A parcela DQO_{SO_4} não foi considerada no presente estudo devido a redução de sulfato no efluente de suinocultura não ser favorecido devido a relação DQO/SO_4^{2-} ser considerada alta em efluentes de suinocultura (superior a >10) (Oliveira et al., 2021). O memorial de cálculo utilizada foi descrito por Souza, (2010) e Lobato et al. (2012) as equações estão apresentadas na Tabela 2.

$$DQO_{apl.} = DQO_{CH_4} + DQO_{lodo} + DQO_{CH_4-dis} + DQO_{lodo-efl.} + DQO_{efl. solúvel} \quad \text{Eq. (2)}$$

Em que: $DQO_{apl.}$ refere-se a DQO aplicada (frações solúvel e particulada); DQO_{CH_4} é a DQO convertida em metano presente no biogás; DQO_{lodo} é a DQO convertida em lodo retido no reator; $DQO_{CH_4-dis.}$ é a DQO dissolvida no efluente em forma de metano; $DQO_{lodo-efl.}$ refere-se a DQO presente no efluente em forma de lodo (lodo + $DQO_{particulada}$); $DQO_{efl. solúvel}$ refere-se a DQO solúvel presente no efluente.

Tabela 2. Memorial de cálculo utilizada no balanço de DQO

Parcelas	Equações	Descrição
DQO_{apl} Eq. (3)	$DQO_{apl} = Q_{média} \times C_{ap}$	$DQO_{apl.}$ = massa diária de DQO aplicada do biodigestor ($kg\ d^{-1}$) $Q_{média}$ = vazão média do efluente de entrada ($m^3\ d^{-1}$); C_{apl} = concentração de DQO_{total} no efluente de entrada ($kg\ m^{-3}$).
DQO_{CH_4} Eq. (4)	$Q_{CH_4} = Q_{biogás} \times \% CH_4$ $DQO_{CH_4} = \frac{Q_{CH_4} \times P \times K_{DQO} \times 1.000}{R \times (273 + T)}$	Q_{CH_4} = produção de metano ($m^3\ d^{-1}$); $Q_{biogás}$ = produção de biogás ($m^3\ d^{-1}$). $\% CH_4$ = composição de metano no biogás; $DQO_{CH_4}^1$ = massa diária de DQO convertida em CH_4 ($kg\ DQO\ d^{-1}$); T = temperatura da biomassa residente ($^{\circ}C$); P = pressão atmosférica local ($0,937\ atm$); K_{DQO} = DQO correspondente a um mol de CH_4 ($0,064\ kg\ DQO_{CH_4}\ mol^{-1}$); R = constante dos gases ($0,08206\ atm\ L\ mol^{-1}\ K^{-1}$).

Tabela 2.
..... Continuação

Parcelas	Equações	Descrição
DQO _{lodo} Eq. (5)	$DQO_{lodo} = \left[\frac{(STV_{t1} - STV_{t2})}{t_1 - t_2} \right] \times K$	DQO _{lodo} ² = massa diária de DQO convertida em biomassa e retida no reator (kg d ⁻¹); STV = sólidos voláteis (kg m ⁻³); t1 = tempo inicial (d) t2 = tempo final (d) K = coeficiente empírico (kg DQO _{lodo} kg STV _{remov} ⁻¹) (K=0,36) ³ .
DQO _{lodo-ef} Eq. (6)	$DQO_{lodo-ef} = Q_{média} \times (C_{efl-tot} - C_{efl-sol})$	DQO _{lodo-efl} = massa diária de DQO convertida em lodo e perdida com o efluente (kg d ⁻¹); C _{efl-tot} = concentração de DQO total no efluente de saída (kg m ⁻³) C _{efl-sol} = concentração DQO solúvel no efluente de saída (kg m ⁻³).
DQO _{CH4-dis} Eq. (7)	$[CH_4]_d = \frac{[CH_4]_g \times [d \times V_{gas} + (P - P_V) \times K_H \times V_L]}{V_L}$ $DQO_{CH4-dis} = [CH_4]_d \times Q_{média} \times f_{CH4}$	[CH ₄] _d = concentração de metano dissolvido no efluente (kg m ⁻³); [%CH ₄] _g = concentração percentual de metano no headspace da seringa (%) d = densidade do metano (mg L ⁻¹ , em função da temperatura ambiente); V _{gas} = volume do headspace na seringa (30 mL); P _V = pressão de vapor da água (atm, em função da temperatura ambiente); K _H = constante de Henry do metano (mg L ⁻¹ atm ⁻¹ , em função da temperatura ambiente e da pressão); V _L = volume do líquido na seringa (30 mL); DQO _{CH4-dis} ^{1,2} = massa diária de DQO convertida em metano dissolvido no efluente (kg d ⁻¹); f _{CH4} = fator de conversão da massa de metano em massa de DQO (4 kg DQO kg CH ₄ ⁻¹).

Tabela 2.
..... Continuação

Parcelas	Equações	Descrição
DQO _{efl-sol} . Eq. (8)	$DQO_{\text{efl-sol}} = Q_{\text{média}} \times C_{\text{efl-sol}}$	DQO _{efl-sol} = massa diária de DQO não convertida e perdida no efluente (kg d ⁻¹) C _{efl-sol} = concentração efluente de DQO solúvel (kg m ⁻³)

Fonte: ¹Lobato et al. (2012); ²Souza (2010).; ³Cruz, (2023)

vii. Taxa de hidrólise e metanogênese

As taxas de hidrólise e metanogênese foram calculadas segundo as equações 9 e 10 (Ribera-Pi et al. (2020).

$$H\% = \frac{DQO_{CH_4} + DQO_{S-EFL} - DQO_{S-AFL}}{DQO_{T-AFL} - DQO_{S-APL}} \times 100 \quad \text{Eq. (9)}$$

$$M(\%) = \frac{DQO_{CH_4}}{DQO_{T-AFL}} \times 100 \quad \text{Eq. (10)}$$

Em que: H% é a taxa de hidrólise; DQO_{CH₄} refere-se a carga de CH₄ na forma de DQO (g d⁻¹); DQO_{S-EFL} é a carga de DQO solúvel no efluente (g d⁻¹); DQO_{S-AFL}. Refere-se a carga de DQO solúvel no afluente (g d⁻¹); DQO_{T-AFL} é a carga de DQO total no afluente (g d⁻¹); M% é a taxa de metanogênese.

viii. Análise estatística

A produção de CH₄ em termos de DQO e SV aplicado e removido e a qualidade do digestato foram submetidos a ANOVA com nível de significância 5%. Para os dados que não apresentavam distribuição normal, utilizou se o teste de Mann-Whitney, com correção de Bonferroni à nível de significância 5%.

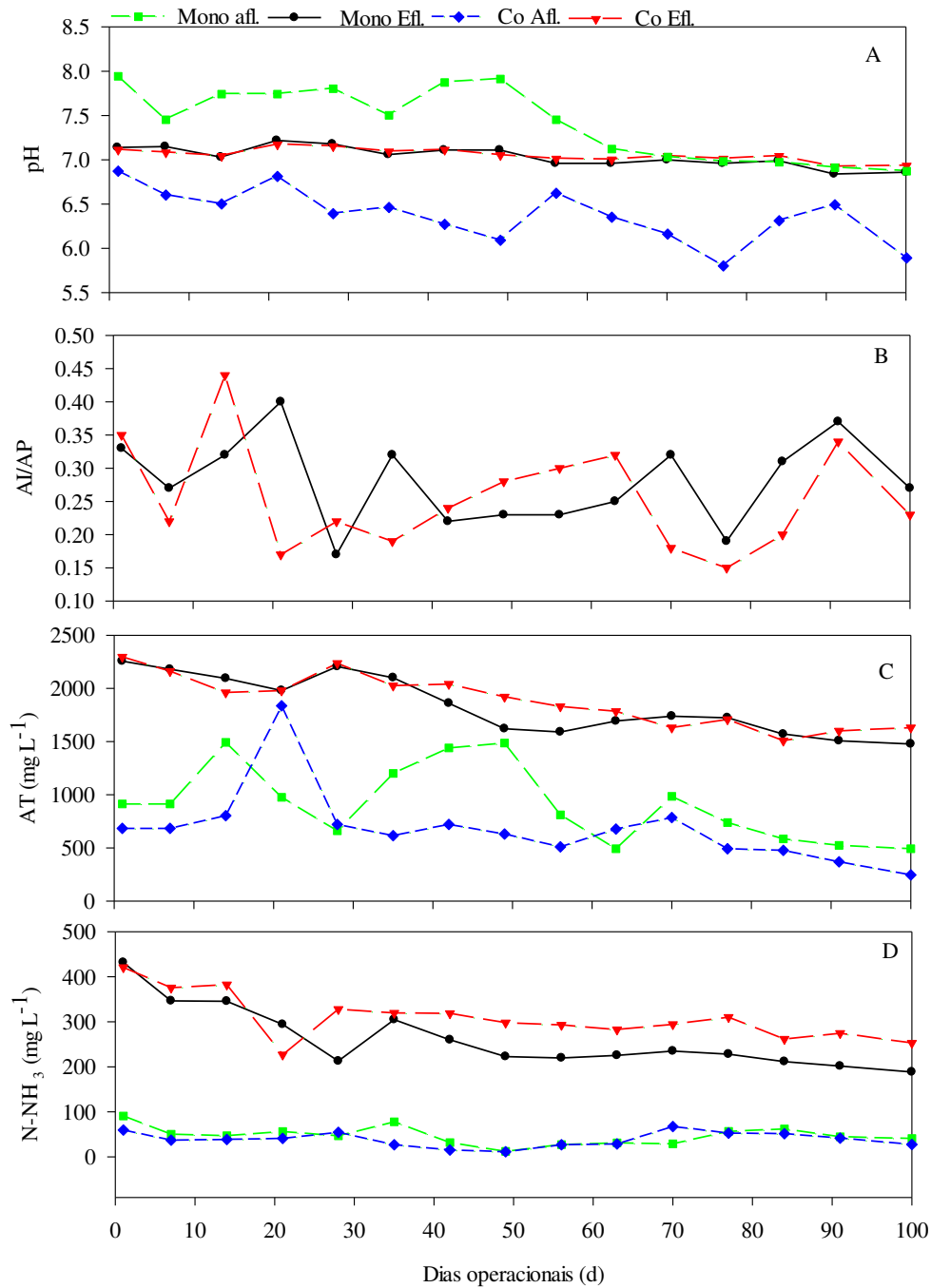
6.3 Resultados e Discussões

6.3.1 Estabilidade dos reatores

A estabilidade dos reatores foi monitorada a partir do pH, relação alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial (AI/AP), alcalinidade total (AT) e concentração de

nitrogênio amoniacal (N-NH_3), as séries temporais para todos os parâmetros sob as condições de monodigestão e codigestão são apresentadas na Figura 2.

Figura 2. Comportamento temporal de: (A) pH; (B) relação AI/AP; (C) alcalinidade total (AT) e; (D) concentração de nitrogênio amoniacal (N-NH_3).



Mono: monodigestão; Co: codigestão (RA:ARS (25:75)).

Embora se tenha observado valor médio de pH 6,4 no efluente de entrada com água residuária de suinocultura e resíduos alimentares, o reator em codigestão manteve o pH dentro

da faixa de neutralidade (média igual 7,06), se assemelhando ao reator em monodigestão (média igual 7,03) (Figura 2-A). Estes valores estão entre 6,7 e 7,5, faixa considerada ótima para o crescimento e metabolismo das arqueas metanogênicas (Kunz et al., 2019). Estudos prévios observaram pH próximos ao do presente estudo para efluentes da entrada com cosubstrato de resíduos alimentares (Silva Mazareli et al., 2016), demonstrando uma característica de pH mais ácido para esse tipo de resíduo.

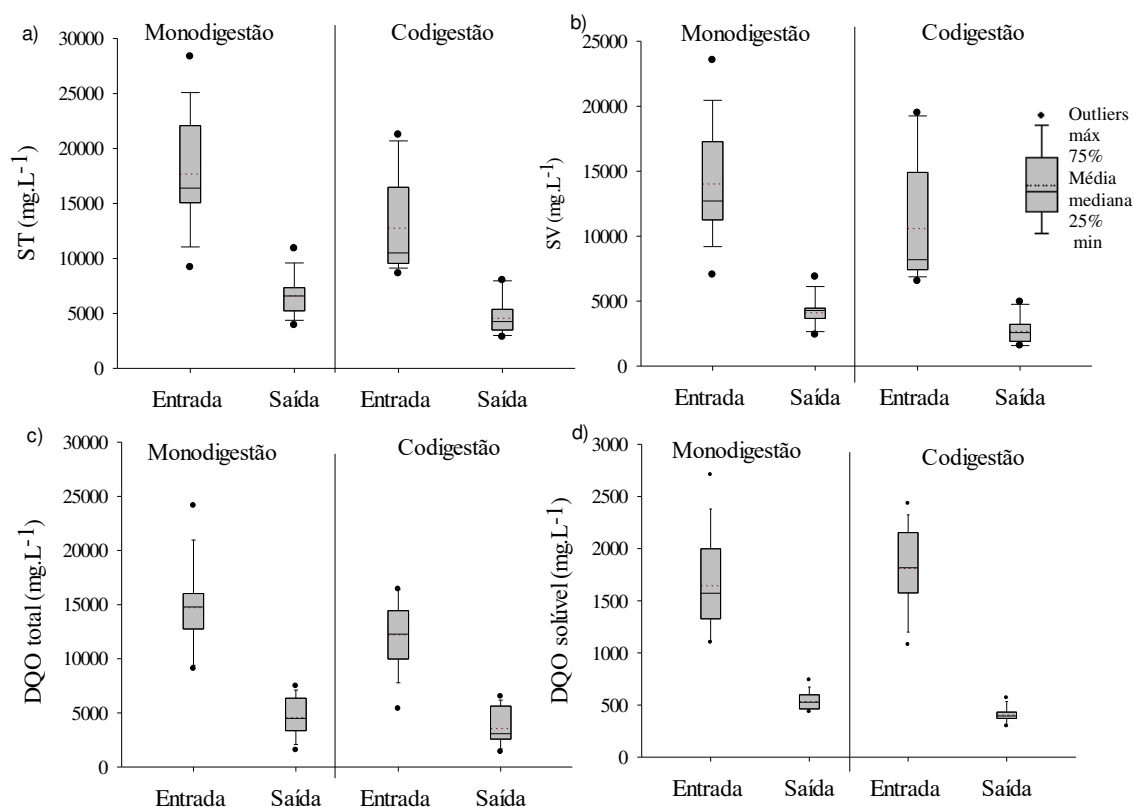
A estabilidade tanto da monodigestão quanto da codigestão anaeróbia em ambos os reatores é evidenciada por meio dos parâmetros de pH, AT e relação AI/AP (Figura 2-B). Os resultados indicam que em ambos os reatores houve a formação de alcalinidade, mantendo a capacidade de neutralização e tamponamento do pH no reator. Essa capacidade de tamponamento está associada à conversão de ácidos orgânicos voláteis intermediários, com a digestão do acetato de sódio e a formação de bicarbonato de sódio (Chernicharo, 2019). Além disso, os reatores apresentaram valores médios da relação AI/AP de 0,27 (monodigestão) e 0,26 (codigestão) (Figura 2-B), valores próximos a faixa ótima de estabilidade (0,3-0,4) (Mézes et al., 2011), essa relação equilibrada reforça que o sistema apresenta uma eficaz capacidade de tamponamento.

Observou-se que no reator operando em codigestão, a conversão de nitrogênio orgânico em amoniacal ($328,31 \text{ mg L}^{-1}$) foi 13,75% maior que no reator em monodigestão ($288,63 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 2-D). A concentração do nitrogênio amoniacal permaneceu abaixo da concentração considerada inibitória para a produção de metano ($1,7$ a 14 g L^{-1}), conforme relatado por Chen et al. (2008), corroborando também com as observações de Tian et al. (2015). A maior produção de amônia no reator pode ter contribuído para formação de bicarbonato de amônia em combinação com ácido carbônico e mantido a estabilidade do meio (Chernicharo, 2019).

6.3.2 Desempenho dos reatores em termos de remoção de matéria orgânica

As características dos efluentes de entrada e do desempenho quanto à remoção de matéria orgânica, em termos de ST, SV e DQO, nos reatores de monodigestão e codigestão anaeróbia estão apresentados na Figura 3. Os efluentes de entrada de ambos os reatores apresentaram alta degradabilidade com relação SV/ST entre 79 e 82%.

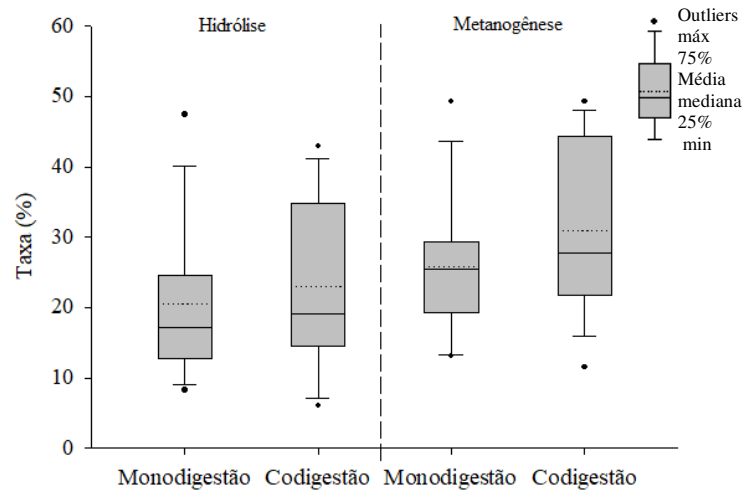
Figura 3. Concentração de entrada e saída de (A) ST; (B) Concentração de SV; (C) Concentração de DQO_{total}; (D) Concentração de DQO_{solúvel} nos reatores de monodigestão e codigestão anaeróbia



A remoção de SV e DQO são fatores essenciais para avaliar a degradação da matéria orgânica. Observou-se eficiências de remoções superiores a 58%, para DQO, ST e SV (Figura 3). O reator operado em condição de codigestão anaeróbia mostrou eficiência superior em termos de remoção de DQO_{solúvel} e SV (22,02% e 12,6%, respectivamente) comparado ao reator em monodigestão.

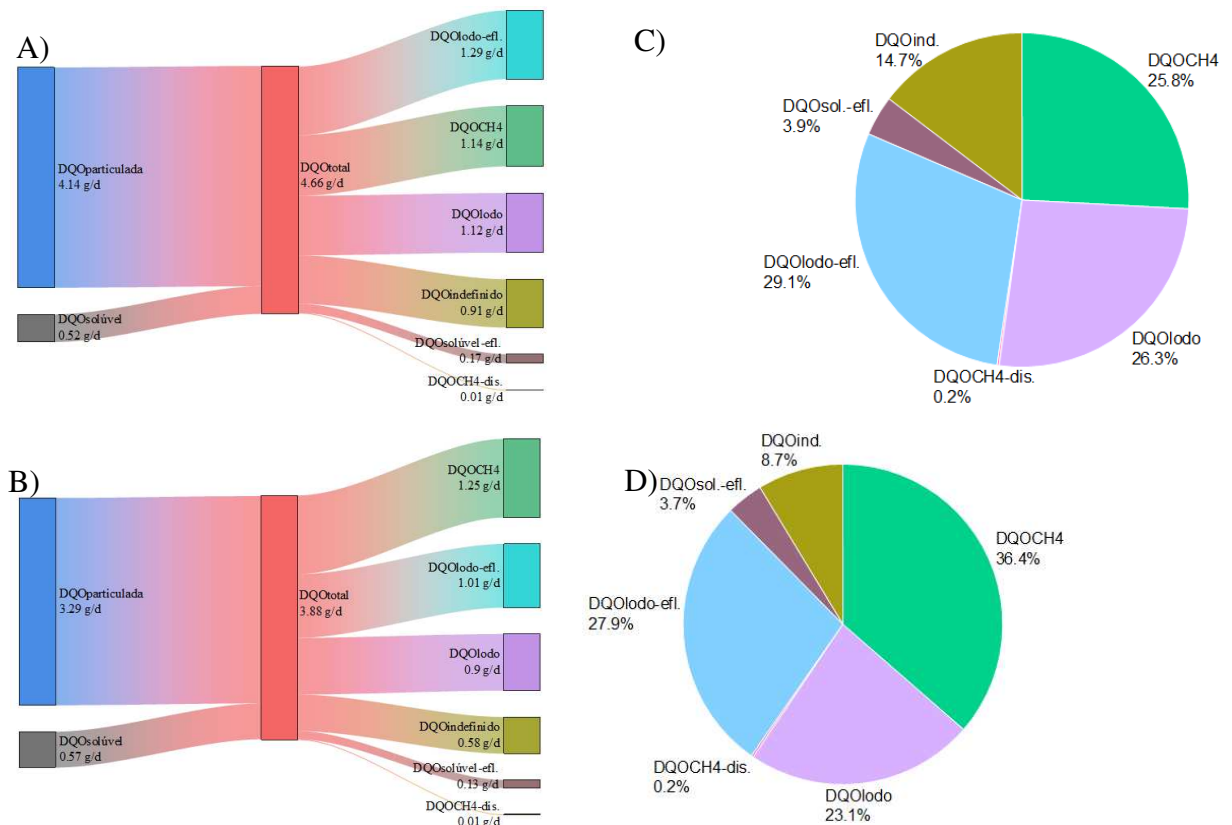
Além disso, a codigestão contribuiu com o aumento da taxa de hidrólise e metanogênese em 12,5 e 19,8%, respectivamente (Figura 4). Esses resultados podem ser associados a adição de resíduos alimentares, uma vez que o efluente de entrada da codigestão apresentou maior fração orgânica dissolvida (DQOs) favorecendo a hidrólise. O que corrobora com Silva Mazareli et al. (2016), que indicam que a adição do resíduo alimentar como cosubstrato pode contribuir para uma maior degradabilidade do efluente o que conseqüentemente melhora a taxa de hidrólise e acidogênese, resultando na rápida hidrólise dos compostos complexos em compostos mais simples, que são mais facilmente degradados pelos microrganismos (Agabogarcía et al., 2019; Orfanoudali et al., 2020).

Figura 4. Taxa de Hidrólise e Metanogênese da monodigestão e codigestão anaeróbia



Nos efluentes de entrada há predominância de DQO particulada tanto na monodigestão (88,3%) quanto na codigestão (84,3%) (Figura 5). A Figura 5 apresenta o balanço de DQO em termos de massa e percentuais para monodigestão e codigestão anaeróbia.

Figura 5. Balanço de DQO em termos de massa para monodigestão (A) codigestão (B); e em termos percentuais para monodigestão (C) codigestão (D)



DQO_{apl.}: DQO aplicada; DQO_{CH₄}: DQO convertida em metano presente no biogás; DQO_{lodo}: DQO convertida em lodo retido no reator; DQO_{CH₄-dis}: DQO dissolvida no efluente em forma de metano; DQO_{lodo-efl.}: DQO presente no efluente em forma de lodo (lodo + DQO_{particulada}); DQO_{efl. solúvel}: DQO solúvel presente no efluente.

Da DQO total (considerada 100%), aproximadamente 32,9% (monodigestão) e 31,6% (codigestão) permaneceu no efluente de saída, resultando eficiência de remoção de DQO em torno de 67,1% e 68,4% (mono e codigestão, respectivamente), valores condizentes com a faixa encontrada na literatura para monodigestão de suinocultura em sistemas anaeróbios (57 a 85%) (Deng et al., 2023).

Dos 32,9% da DQO total que permaneceu no efluente de saída no reator de monodigestão, 3,9% refere-se fração na forma solúvel e 29,0% na fração lodo + DQO particulada. Na codigestão, os valores foram similares, sendo dos 31,6% da DQO total, 3,7% associa-se a parcela da DQO solúvel no efluente e 27,9% fração lodo + DQO particulada.

De forma geral, espera-se que em um sistema anaeróbio, 10 - 30% da DQO aplicada permaneça no efluente de saída, 5 - 15% seja convertida em lodo e 50 - 70% transformada em metano no biogás (Chernicharo, 2019). No presente estudo, notou-se que houve maior destaque em ambos os reatores para a geração de lodo no reator, apresentando valores superiores ao esperado em sistemas anaeróbios (5 - 15%) (Chernicharo, 2019), sendo de 26,3% para a monodigestão e 23,0% para a codigestão. Esse resultado pode estar associado a predominância da DQO particulada no efluente de entrada.

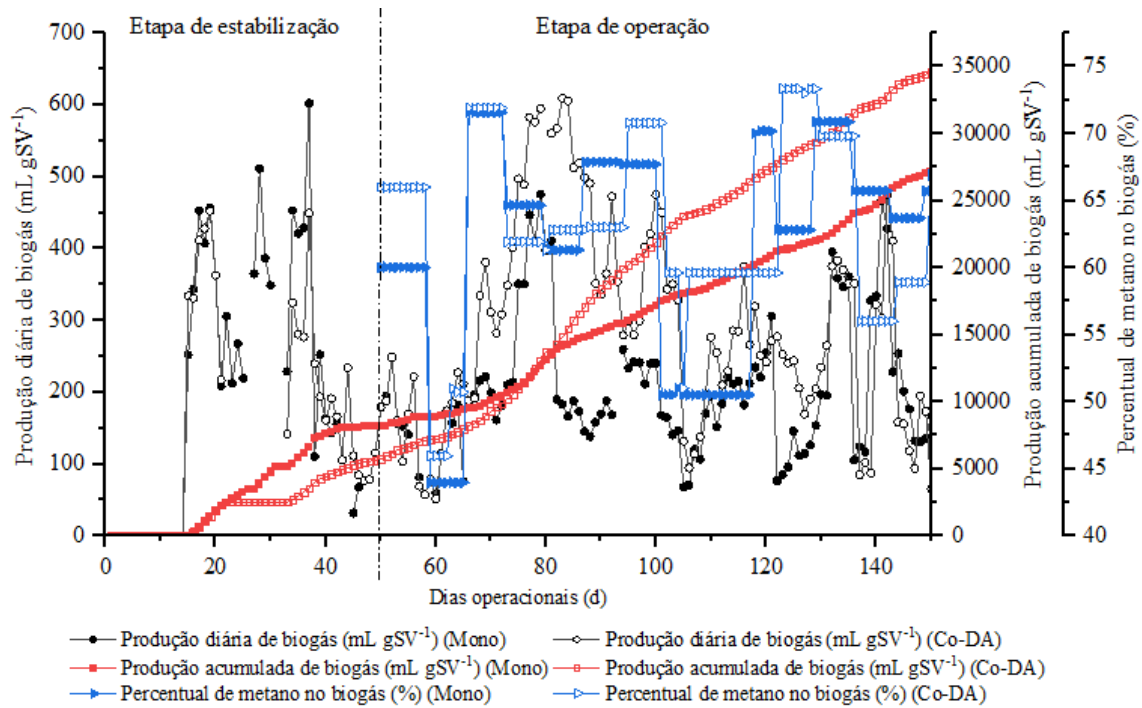
Em relação a parcela de DQO convertida em metano presente no biogás foi de aproximadamente 25,9% (monodigestão) e 36,5% (codigestão), demonstrando que a codigestão teve uma contribuição benéfica na produção de metano. E por fim, a parcela com menor impacto foi a do metano dissolvido no efluente, para ambos os reatores representou 0,2% da DQO total do efluente de entrada, valores inferiores ao obtido por Souza, (2009) em que avaliou o balanço de DQO para efluentes de esgoto doméstico em reatores UABS em diferentes TRH, obtendo uma fração de 17,7% da DQO de entrada em metano dissolvido no efluente de saída.

6.3.3 Produção e composição do biogás

Em ambos os reatores foram necessários aproximadamente 15 dias para iniciar a produção de biogás e 50 dias para a estabilização da produção de biogás (Figura 6). Com base no monitoramento a monodigestão anaeróbia apresentou produção média diária de biogás igual a 227 ± 114 mL gSV⁻¹ e a codigestão 279 ± 139 mL gSV⁻¹.

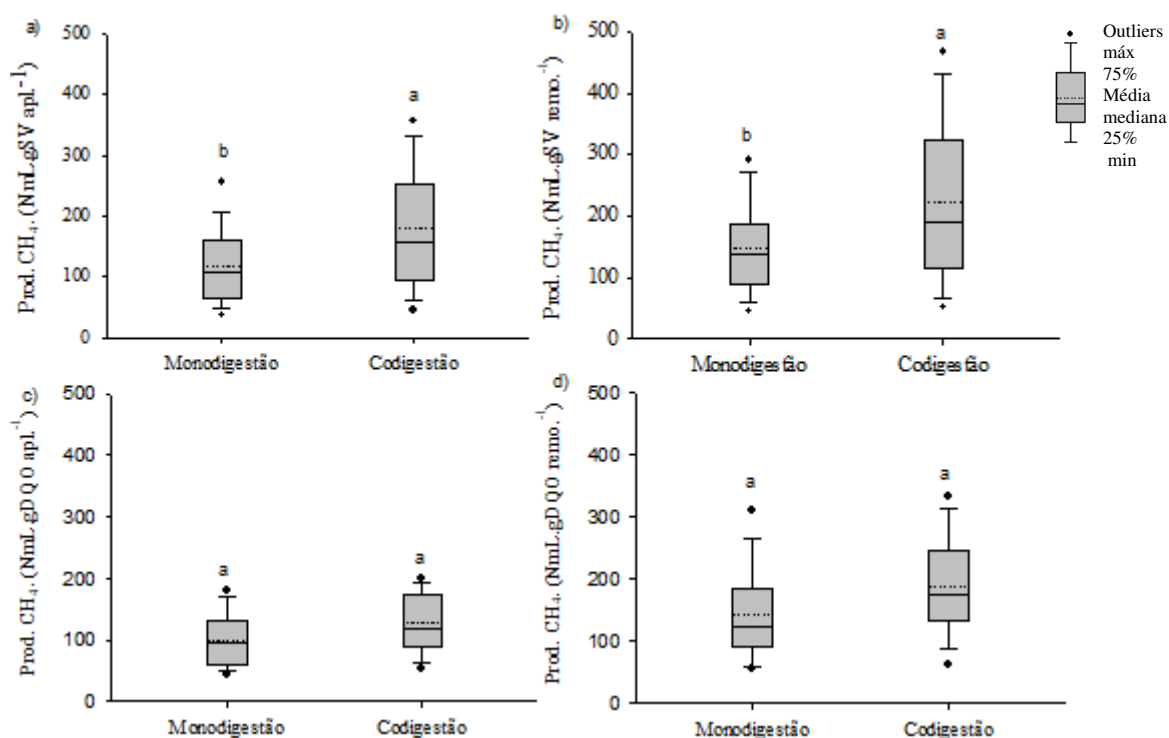
O percentual de CH_4 presente no biogás variou entre 42 - 73%, apresentando média de 61 % para a monodigestão e 63% para a codigestão anaeróbia (Figura 6), valores dentro da faixa encontrada na literatura para a digestão anaeróbia desses resíduos (Arias et al., 2021; Oladejo et al., 2020; Hanum et al., 2022).

Figura 6. Produção diária de biogás, produção acumulada de biogás e percentual de CH_4 presente no biogás para a monodigestão e codigestão anaeróbia



A produção de metano em termos de SV e DQO aplicados e removidos estão apresentados na Figura 7.

Figura 7. Produção média diária de CH₄ em termos de: (A) SV aplicado; (B) SV removido; (C) DQO aplicada e; (D) DQO removida.



SV: sólidos voláteis; DQO: demanda química de oxigênio total; box plot com a mesma letra não diferiram estatisticamente nível de significância de 5%

O reator alimentado com a codigestão anaeróbia (ARS:RA; 75:25) mostrou melhor rendimento de metano com incremento de 54% e 52 % em relação à monodigestão de dejetos suínos, considerando os SV aplicados e removidos. O maior rendimento de metano no reator em codigestão pode estar associado a maior eficiência de remoção de SV e DQO_{solúvel}, como também observado por Agabo-García et al. (2019). Segundo Rowan et al. (2022), o resíduo alimentar é caracterizado por apresentar maior facilidade de hidrólise o que permite um alto teor de matéria orgânica solúvel, forma orgânica mais rapidamente convertida em metano no biogás.

Hanum et al. (2022) observaram um aumento de 16,8% na produção de metano ao operar reatores com uma mistura de dejetos suínos e ração fermentada na proporção de 74:26 (com base nos Sólidos Voláteis) a uma carga orgânica de 1,37 kgSV m⁻³ d⁻¹ por 30 dias. Contudo, o rendimento de metano obtido no presente estudo foi inferior ao registrado por Dennehy et al. (2018), que investigaram a codigestão de dejetos suínos e resíduos alimentares com uma proporção de 85:15 (ARS:RA) e uma carga orgânica volumétrica de 1 kgSV m⁻³ d⁻¹ operando por 41 dias (240 LCH₄ kg⁻¹SV_{aplicado}). Resultados similares foram relatados por Arias et al. (2021) ao avaliarem a codigestão de dejetos suínos e palha de milho, alcançando um

rendimento de metano de 418 LCH₄ kg⁻¹SV_{aplicado} (0,25 kgSV m⁻³ d⁻¹ por 50 dias) e 248 LCH₄.kg⁻¹SV_{aplicado} (0,73 kgSV m⁻³ d⁻¹ por 50 dias). Entretanto, as discrepâncias observadas entre esses estudos podem ser atribuídas à diversificação dos resíduos utilizados, às variações na carga orgânica aplicada e ao tempo de retenção hidráulica (TRH).

6.3.4. Qualidade do digestato para fins agrícolas

No presente estudo, tanto o digestato gerado pela monodigestão como o da codigestão anaeróbia apresentaram teores consideráveis de macro e micronutrientes, evidenciando seu potencial para serem utilizados como fertilizantes orgânicos. O pH do digestato da monodigestão e codigestão ficaram próximos da neutralidade (Tabela 5), sem diferença significativa entre eles ($p > 0,05$).

Tabela 5. Caracterização do digestato da monodigestão e codigestão anaeróbia.

Estatística	Unidade	Monodigestão	Codigestão
pH	-	7,04 ± 0,06 a	7,06 ± 0,06 a
Condutividade	dS m ⁻¹	2,9 ± 0,55 a	3,1 ± 0,62 a
STV/ST	%	62,8 ± 6,42	58,6 ± 3,95
NTK	mg L ⁻¹	528,03 ± 91,86 a	510,15 ± 108,27 a
N-NH ₃	mg L ⁻¹	261,85 ± 68,82 a	309,24 ± 51,70 b
PT	mg L ⁻¹	129,09 ± 46,44 a	119,13 ± 57, 21 a
K	mg L ⁻¹	119,54 ± 46,46 a	130,74 ± 49,13 a
Cu	mg L ⁻¹	3,71 ± 2,82 a	4,00 ± 2,52 a
Zn	mg L ⁻¹	11,43 ± 3,73 a	13,93 ± 4,47 a
Na	mg L ⁻¹	89,99 ± 37,48 a	112,29 ± 42,62 a
Ca	mg L ⁻¹	374,88 ± 209,27 a	319,42 ± 71,20 a
Mg	mg L ⁻¹	209,69 ± 43,98 a	194,12 ± 52,28 a

Linhas com a mesma letra não diferiram estatisticamente entre si com nível de significância de 5%

As concentrações de NTK entre a monodigestão e codigestão anaeróbia não diferiram entre si ($p > 0,05$). No entanto, a codigestão favoreceu para maior disponibilidade de nitrogênio na forma amoniacal ($p < 0,05$), correspondendo a 60% do NTK. Esses resultados contribuem para maior eficiência em termos de aproveitamento do digestato para aplicação agrícola, uma vez que nesta forma o nitrogênio fica diretamente disponível para a absorção pelas plantas (Vaneekhaute et al., 2016; Deng et al., 2023). Buligon et al. (2023) aplicando o digestato da monodigestão de ARS em culturas de milho obtiveram rendimento semelhante aos fertilizantes minerais, em que associam esses resultados a alta disponibilidade de amônio no digestato.

Em relação aos demais nutrientes não houve diferença significativa entre a monodigestão e codigestão ($p > 0,05$). Observa-se que os elementos K, Ca, Mg e Na, se

destacaram no digestato da monodigestão e codigestão anaeróbia. No entanto, apresentaram valores inferiores ao encontrado por Cucina et al. (2021) para o digestato da monodigestão de ARS. Esses elementos além de serem macro (Ca, Mg) e micronutriente (Na) essenciais para o desenvolvimento das plantas, estão associados ao risco de dispersão da argila do solo sendo verificada pela razão de adsorção de sódio (RAS), parâmetro utilizado pela Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) para classificar a qualidade da água para irrigação.

No presente estudo, obteve-se média da RAS igual a $1,0 \pm 0,42$ e condutividade elétrica de $2,9 \pm 0,55 \text{ dS m}^{-1}$ para monodigestão e $1,33 \pm 0,77$ e $3,1 \pm 0,62 \text{ dS m}^{-1}$ para a RAS e condutividade elétrica, respectivamente, para a codigestão anaeróbia. Segundo a FAO quando os valores da RAS variarem entre 0 - 3 os valores da condutividade elétrica devem ser superiores a $0,7 \text{ dS m}^{-1}$ para que não haja redução da infiltração de água no solo (Ayers; Westcot, 1985). Considerando isso, tanto a monodigestão quanto a codigestão não apresentam risco em reduzir a taxa de infiltração de água do solo. No entanto, esse parâmetro não deve ser usado como critério único para auxiliar na gestão do reúso de águas residuárias para áreas agrícolas (Ayers; Westcot, 1985).

Em relação aos padrões microbiológicos, a USEPA (United States Environmental Protection Agency) e a WHO (World Health Organization) indicam as diretrizes para o uso de águas residuais. Os critérios de qualidade do efluente em termos microbiológicos indicados pela diretriz da USEPA estão associados ao tipo de cultura. No caso de culturas que não são consumidas por ser humanos, incluindo pastagens, forragens, cereais, fibras e grãos, os valores limites de coliformes fecais são de $\leq 200/100 \text{ mL}$, sendo recomendado tratamento secundário seguido de desinfecção para atingir esses limites (USEPA, 2012). Já a WHO, (2006) os limites determinados estão associados a cultura e ao método de irrigação adotado para aplicação do digestato, adotando valores máximos de coliformes termotolerantes $\leq 1 \times 10^5 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$ quando se utiliza irrigação superficial ou localizada e valores máximos de coliformes termotolerantes $\leq 1 \times 10^3 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$ realizada por sulco ou inundação para cultivos de cereais, forragens e árvores.

Em relação aos limites estabelecidos pela FAO para Cu e Zn sendo de 0,2 e 2,0 mg L^{-1} , respectivamente (Ayers; Westcot, 1985). Em ambos os efluentes (mono e Co-DA) apresentaram teores superiores a esses limites, sendo os elementos mais críticos para o aproveitamento agrícola. Esses resultados também foram reportados por Moretti et al. (2020).

6.4 Conclusões

- A adição dos resíduos alimentares ao sistema não afetou a estabilidade do reator anaeróbio.
- A codigestão contribuiu para aumentar a eficiência de remoção da matéria solúvel. E contribuiu para potencializar a produção de metano em termos de sólidos voláteis aplicados e removidos.
- A qualidade do digestato da monodigestão e codigestão apresentam potencial para serem utilizados como fonte nutricional para fins agrícolas.
- O digestato da codigestão apresentou maior eficiência agronômica, devido maior disponibilidade de nitrogênio amoniacal.

6.5 Referências

ABCS dados do mercado do suíno acesso :03/09/2022 disponível em: <https://abcs.org.br/dados-do-setor/>

Agabo-García, C., Pérez, M., Rodríguez-Morgado, B., Parrado, J., & Solera, R. (2019). Biomethane production improvement by enzymatic pre-treatments and enhancers of sewage sludge anaerobic digestion. *Fuel*, 255, 115713.

Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). *Water quality for agriculture* (Vol. 29, p. 174). Rome: (FAO) Food and agriculture organization of the United Nations.

APHA, AWWA, WEF. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 23rd Edn. American Public Health Association, Washington, 2017.

Arias, D. E., Veluchamy, C., Habash, M. B., & Gilroyed, B. H. (2021). Biogas production, waste stabilization efficiency, and hygienization potential of a mesophilic anaerobic plug flow reactor processing swine manure and corn stover. *Journal of Environmental Management*, 284, 112027.

Atabani, A. E., Ala'a, H., Kumar, G., Saratale, G. D., Aslam, M., Khan, H. A., ... & Mahmoud, E. (2019). Valorization of spent coffee grounds into biofuels and value-added products: Pathway towards integrated bio-refinery. *Fuel*, 254, 115640.

Bremner, J. M., & Mulvaney, C. S. (1983). Nitrogen-Total. In A. L. Page (Ed.), *Methods of Soil Analysis: Part 2* (2nd ed., pp. 595–624). <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c31>

Bortoli, M., Hollas, C. E., Cunha Jr, A., Steinmetz, R. L. R., Coldebella, A., de Prá, M. C., ... & Kunz, A. (2022). Water reuse as a strategy for mitigating atmospheric emissions and protecting water resources for the circularity of the swine production chain. *Journal of Cleaner Production*, 345, 131127.

Buligon, E. L., Costa, L. A., de Lucas Jr, J., Santos, F. T., Goufo, P., & Costa, M. S. (2023). Fertilizer performance of a digestate from swine wastewater as synthetic nitrogen substitute in maize cultivation: Physiological growth and yield responses. *Agriculture*, 13(3), 565.

Braga, M. B., & Lima, C. E. P. (Eds.). (2014). *Reuso de água na agricultura*. Brasília: Embrapa.

- Calza, L. F., Lima, C. B., Nogueira, C. E., Siqueira, J. A., & Santos, R. F. (2015). Avaliação dos custos de implantação de biodigestores e da energia produzida pelo biogás. *Engenharia Agrícola*, 35, 990-997.
- Czepiel, P. M., Crill, P. M., & Harriss, R. C. (1993). Methane emissions from municipal wastewater treatment processes. *Environmental science & technology*, 27(12), 2472-2477.
- Chen, Y., Cheng, J. J., & Creamer, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource technology*, 99(10), 4044-4064. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>
- Chernicharo, C. D. L. (2019). *Reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental–UFMG, 5(2), 379.
- Cruz, G. O. R. (2023) *Rotas de conversão de matéria orgânica em Biodigestores Lagoa Coberta (BLC) no tratamento de águas residuárias de suinocultura*. 2023. 92 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- Cândido, D., Bolsan, A. C., Hollas, C. E., Venturin, B., Tápparo, D. C., Bonassa, G., ... & Kunz, A. (2022). Integration of swine manure anaerobic digestion and digestate nutrients removal/recovery under a circular economy concept. *Journal of Environmental Management*, 301, 113825.
- Deng, L., Zheng, D., Zhang, J., Yang, H., Wang, L., Wang, W., ... & Zhang, Y. (2023). Treatment and utilization of swine wastewater—A review on technologies in full-scale application. *Science of The Total Environment*, 880, 163223. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163223>
- Dennehy, C., Lawlor, P. G., McCabe, M. S., Cormican, P., Sheahan, J., Jiang, Y., ... & Gardiner, G. E. (2018). Anaerobic co-digestion of pig manure and food waste; effects on digestate biosafety, dewaterability, and microbial community dynamics. *Waste Management*, 71, 532-541.
- Duong, C. M., & Lim, T. T. (2022). Optimization and microbial diversity of anaerobic co-digestion of swine manure with waste kitchen oil at high organic loading rates. *Waste Management*, 154, 199-208.
- DU, R.; HU, Y.; NITTA, S.; JI, J.; LI, Y. Y. Material mass balance and elemental flow analysis in a submerged anaerobic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment towards low-carbon operation and resource recovery. *Science of the Total Environment*, v. 852, p. 158586, 2022.
- Duan, N., Zhang, D., Lin, C., Zhang, Y., Zhao, L., Liu, H., & Liu, Z. (2019). Effect of organic loading rate on anaerobic digestion of pig manure: Methane production, mass flow, reactor scale and heating scenarios. *Journal of environmental management*, 231, 646-652.
- Elalami, D., Monlau, F., Carrere, H., Abdelouahdi, K., Charbonnel, C., Oukarroum, A., ... & Barakat, A. (2020). Evaluation of agronomic properties of digestate from macroalgal residues anaerobic digestion: Impact of pretreatment and co-digestion with waste activated sludge. *Waste management*, 108, 127-136.
- Ferreira, L. O., Astals, S., & Passos, F. (2022). Anaerobic co-digestion of food waste and microalgae in an integrated treatment plant. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 97(6), 1545-1554

- Gómez, D., Ramos-Suárez, J. L., Fernández, B., Muñoz, E., Tey, L., Romero-Güiza, M., & Hansen, F. (2019). Development of a modified plug-flow anaerobic digester for biogas production from animal manures. *Energies*, 12(13), 2628.
- Hanum, F., Atsuta, Y., & Daimon, H. (2022). Methane Production Characteristics of an Anaerobic Co-Digestion of Pig Manure and Fermented Liquid Feed. *Molecules*, 27(19), 6509.
- Higarashi, M. M., Kunz, A., de Oliveira, P. A. V., & Kurashima, C. (2009). A utilização de sistemas de aeração intermitente para redução de amônia dos efluentes da suinocultura. *Revista Acta Ambiental Catarinense*, 6(1/2), 35-42.
- Jiang, Y., Dennehy, C., Lawlor, P. G., Hu, Z., McCabe, M., Cormican, P., ... & Gardiner, G. E. (2018). Inhibition of volatile fatty acids on methane production kinetics during dry co-digestion of food waste and pig manure. *Waste Management*, 79, 302-311.
- Kharola, S., Ram, M., Goyal, N., Mangla, S. K., Nautiyal, O. P., Rawat, A., ... & Pant, D. (2022). Barriers to organic waste management in a circular economy. *Journal of Cleaner Production*, 362, 132282.
- Kunz, A., Steinmetz, R. L. R., & do Amaral, A. C. (2019). Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato.
- Lin, M., Qiao, W., Ren, L., Sun, Y., Zhang, J., & Dong, R. (2024). Determination of effects of thermophilic and hyperthermophilic temperatures on anaerobic hydrolysis and acidogenesis of pig manure through a one-year study. *Bioresource Technology*, 391, 129890. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129890>
- Lourinho, G., Rodrigues, L. F. T. G., & Brito, P. S. D. (2020). Recent advances on anaerobic digestion of swine wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17(12), 4917-4938.
- Ma, G., Ndegwa, P., Harrison, J. H., & Chen, Y. (2020). Methane yields during anaerobic co-digestion of animal manure with other feedstocks: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 728, 138224.
- Mantovan, F. D. M., Zenatti, D. C., & Burin, E. L. K. (2021). Effect of Agitation on Anaerobic Co-Digestion of Swine Manure and Food Waste. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 64.
- Massé, D. I., Croteau, F., & Masse, L. (2007). The fate of crop nutrients during digestion of swine manure in psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors. *Bioresource technology*, 98(15), 2819-2823.
- Matos, A. T. DE; Matos, M. P. DE. Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2017 371 p.
- Nagarajan, D., Kusmayadi, A., Yen, H. W., Dong, C. D., Lee, D. J., & Chang, J. S. (2019). Current advances in biological swine wastewater treatment using microalgae-based processes. *Bioresource technology*, 289, 121718.
- Odlare, M., Pell, M., & Svensson, K. (2008). Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues. *Waste management*, 28(7), 1246-1253.

- Oladejo, O. S., Dahunsi, S. O., Adesulu-Dahunsi, A. T., Ojo, S. O., Lawal, A. I., Idowu, E. O., ... & Evbuomwan, I. (2020). Energy generation from anaerobic co-digestion of food waste, cow dung and piggery dung. *Bioresource technology*, 313, 123694.
- Oliveira, M. G., Mourão, J. M., Silva, F. S. S. S., Santos, A. B. S., Pereira, E. L. (2021). Effect of microaerophilic treatment on swine wastewater (SWW) treatment: Engineering and microbiological aspects. *Journal of Environmental Management*, 299, 113598. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113598>.
- Orfanoudaki, A., Makridakis, G., Maragkaki, A., Fountoulakis, M. S., Kallithrakas-Kontos, N. G., & Manios, T. (2020). Anaerobic co-digestion of pig manure and spent coffee grounds for enhanced biogas production. *Waste and Biomass Valorization*, 11, 4613-4620.
- Paranhos, A. G. O., Adarme, O. F. H., Barreto, G. F., de Queiroz Silva, S., & de Aquino, S. F. (2020). Methane production by co-digestion of poultry manure and lignocellulosic biomass: Kinetic and energy assessment. *Bioresource Technology*, 300, 122588.
- Park, Y., Khim, J., & Kim, J. D. (2023). Application of a Full-Scale Horizontal Anaerobic Digester for the Co-Digestion of Pig Manure, Food Waste, Excretion, and Thickened Sewage Sludge. *Processes*, 11(4), 1294.
- Procházka, J., Dolejš, P., Máca, J., & Dohányos, M. (2012). Stability and inhibition of anaerobic processes caused by insufficiency or excess of ammonia nitrogen. *Applied microbiology and biotechnology*, 93, 439-447.
- Parajuli, P. (2011). Biogas measurement techniques and the associated errors.
- Pereira, FEDA, Rosa, AP, Borges, ES, Otenio, MH, Souza, LDD, do Nascimento, JE, & Borges, AC (2023). Anaerobic Co-Digestion Of Swine And Laying Hen Waste For Biogas Generation And Digestate Quality *Engenharia Agrícola* , 43 , e20220124 <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v43nepe20220124/2023>
- Pereira, A. R., de Ávila Barbosa Fonseca, L., Paranhos, A. G. D. O., da Cunha, C. C. R. F., de Aquino, S. F., & de Queiroz Silva, S. (2023). Role of a typical swine liquid manure treatment plant in reducing elements of antibiotic resistance. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-15.
- Piñas, J. A. V., Venturini, O. J., Lora, E. E. S., & Roalcaba, O. D. C. (2018). Technical assessment of mono-digestion and co-digestion systems for the production of biogas from anaerobic digestion in Brazil. *Renewable Energy*, 117, 447-458.
- Rowan, M., Umenweke, G. C., Epelle, E. I., Afolabi, I. C., Okoye, P. U., Gunes, B., & Okolie, J. A. (2022). Anaerobic co-digestion of food waste and agricultural residues. An overview of feedstock properties and the impact of biochar addition. *Digital Chemical Engineering*, 100046.
- Silva Mazareli, R. C., Duda, R. M., Leite, V. D., & de Oliveira, R. A. (2016). Anaerobic co-digestion of vegetable waste and swine wastewater in high-rate horizontal reactors with fixed bed. *Waste management*, 52, 112-121.
- Silva, T. P., de Oliveira, M. G., Mourão, J. M. M., dos Santos, A. B., & Pereira, E. L. (2023). Monte Carlo-based model for estimating methane generation potential and electric energy recovery in swine wastewater treated in UASB systems. *Journal of Water Process Engineering*, 51, 103399.

- Silva, J. A. R., Terra, A. B. C., de Assis, C., Florentino, L. A., & Putti, F. F. (2020). Tratamento de dejetos no Brasil: comparativo entre as técnicas de compostagem e biodigestores anaeróbios. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, 13(2), 797-817.
- Shi, B., Wang, S., Jiao, J., Li, G., & Yin, C. (2022). Recognition on characteristics and applicability of typical modes for manure & sewage management in pig farming: A case study in Hebei, China. *Waste Management*, 148, 83-97.
- Sousa, I. P.; Rosa, A. P. ; Cruz, G. O. R. ; Almeida, G. K. ; Rocha, D. N. ; Cecon, P. R. ; Borges, A. C . Potential of methane production from The co-digestion of swine Wasterwater and other organic wastes. In: 9 Th International symposium on energia formada biomassa and waste, 2022, Veneza. 9 Th International symposium on energia formada biomassa and waste, 2022
- Souza, C. L. (2010). Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB.
- Tauber, J., Parravicini, V., Svardal, K., & Krampe, J. (2019). Quantifying methane emissions from anaerobic digesters. *Water Science and Technology*, 80(9), 1654-1661.
- Tian, H., Duan, N., Lin, C., Li, X., & Zhong, M. (2015). Anaerobic co-digestion of kitchen waste and pig manure with different mixing ratios. *Journal of bioscience and bioengineering*, 120(1), 51-57.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. Guidelines for water reuse. 2nd ed. Washington DC: USEPA, 2012. (Report No. EPA/600/R-12-618). Disponível em: <https://www.epa.gov/waterreuse/guidelines-water-reuse>. Acesso em 20 nov. 2023
- Vaneekhaute, C., Lebuf, V., Michels, E., Belia, E., Vanrolleghem, P. A., Tack, F. M., & Meers, E. (2017). Nutrient recovery from digestate: systematic technology review and product classification. *Waste and biomass valorization*, 8, 21-40.
- Veroneze, M. L., Schwantes, D., Gonçalves Jr, A. C., Richart, A., Manfrin, J., da Paz Schiller, A., & Schuba, T. B. (2019). Production of biogas and biofertilizer using anaerobic reactors with swine manure and glycerin doses. *Journal of cleaner production*, 213, 176-184.
- Xiao, B., Tang, X., Zhang, W., Zhang, K., Yang, T., Han, Y., & Liu, J. (2022). Effects of rice straw ratio on mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of swine manure and rice straw mixture. *Energy*, 239, 122021.
- Zhang, L., Lee, Y. W., & Jahng, D. (2011). Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: focusing on the role of trace elements. *Bioresource technology*, 102(8), 5048-5059.
- Zhang, Y., Jiang, Y., Wang, S., Wang, Z., Liu, Y., Hu, Z., & Zhan, X. (2021). Environmental sustainability assessment of pig manure mono-and co-digestion and dynamic land application of the digestate. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 137, 110476.
- Zoppas, F. M., Bernardes, A. M., & Meneguzzi, Á. (2016). Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21, 29-42. <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100134682>
- Wang, Z., Jiang, Y., Wang, S., Zhang, Y., Hu, Y., Hu, Z. H., ... & Zhan, X. (2020). Impact of total solids content on anaerobic co-digestion of pig manure and food waste: Insights into shifting of the methanogenic pathway. *Waste Management*, 114, 96-106.

Walker, M., Zhang, Y., Heaven, S., & Banks, C. (2009). Potential errors in the quantitative evaluation of biogas production in anaerobic digestion processes. *Bioresource technology*, 100(24), 6339-6346.

World Health Organization. (2006). *A compendium of standards for wastewater reuse in the Eastern Mediterranean Region* (No. WHO-EM/CEH/142/E).

7. CAPÍTULO 4: CONCLUSÃO GERAL E RECOMENDAÇÕES FUTURAS

Dentre os resíduos estudados, podas de capim, resíduo alimentar e cama de galinha, o resíduo alimentar foi o substrato que apresentou melhor sinergia com a água residuária de suinocultura, apresentando potencial para a gestão integrada desses resíduos.

A codigestão de ARS com outros resíduos orgânicos tem se mostrado capaz de melhorar a produção de metano em comparação a monodigestão desses resíduos. Em termos práticos, a gestão integrada dos resíduos orgânicos é considerada uma opção a ser investigada em termos de viabilidade econômica.

O modelo Gompertz modificado apresentou o melhor ajuste, com R^2 entre 0,992 e 0,998 e RRMSE entre 2,83 e 4,64.

A adição do resíduo alimentar na proporção de 25% nos reatores semi-continuos contribuir com melhor rendimento de metano com incremento de 54,0% e 26,1% em relação à monodigestão de dejetos suínos, considerando os SV e DQO aplicados.

A qualidade do digestato da monodigestão e codigestão apresentam potencial para serem utilizados como fonte de nutrientes para fins agrícolas

O digestato da codigestão apresentou maior eficiência agronômica, devido maior disponibilidade de nitrogênio amoniacal.

Em resumo, os resultados apontam que a abordagem de gestão integrada dos resíduos, em especial dejetos suínos e resíduo alimentar, não só contribuiu para a produção de biogás, mas também oferece oportunidades econômicas e agronômicas.

A partir dos resultados obtidos no presente estudo, sugere como trabalhos futuros: avaliar a estabilidade dos reatores horizontais operando com codigestão da água residuária de suinocultura e resíduo alimentar (ARS:RA; 75:25) em diferentes cargas orgânicas volumétricas, além disso, avaliar a viabilidade da codigestão anaeróbia da água residuária da suinocultura e resíduos alimentares em escala plena e a aplicação do digestato em áreas agrícolas.