

FLÁVIA ELAINE DE ANDRADE PEREIRA

**CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS DE SUÍNOS E DE GALINHAS
POEDEIRAS PARA GERAÇÃO DE BIOGÁS E BIOFERTILIZANTE**

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

Coorientador: Eduardo Sales Machado Borges

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2022**

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

T

P436c
2022
Pereira, Flávia Elaine de Andrade, 1979-
Co-digestão anaeróbia de dejetos de suínos e de galinhas
poedeiras para geração de biogás e biofertilizantes / Flávia Elaine de
Andrade Pereira. - Viçosa, MG, 2022.
1 tese eletrônica (129 p.): il. (algumas color.).

Orientador: André Pereira Rosa.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Departamento
de Engenharia Agrícola, 2022.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2022.467>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. *Brachiaria brizantha*. 2. Biogás. 3. Biofertilizantes. 4. Bactérias
mesofílas. 5. Pastagens. I. Rosa, André Pereira, 1983-. II. Universidade
Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. III. Título.

CDD 22. ed. 665.776

Bibliotecário(a) responsável: Alice Regina Pinto CRB-6/2523

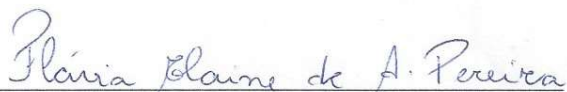
FLÁVIA ELAINE DE ANDRADE PEREIRA

**CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS DE SUÍNOS E DE GALINHAS
POEDEIRAS PARA GERAÇÃO DE BIOGÁS E BIOFERTILIZANTE**

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: 23 de fevereiro de 2022.

Assentimento:



Flávia Elaine de Andrade Pereira
Autora



André Pereira Rosa
Orientador

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida, por me proporcionar conviver com pessoas maravilhosas no decorrer da minha caminhada e acima de tudo, por toda vitória alcançada sob Sua benção.

Aos meus pais, Flávio e Cidinha pela educação, amor e apoio, por serem meu porto seguro, meu referencial; aos meus irmãos Harley e Débora e minha amiga irmã Viviane, obrigada por todo amor, confiança, companheirismo, ajuda e incentivo sempre.

Aos meus filhos Samuel e Esther, meus companheiros de jornada, meus ajudantes no trabalho prático e acima de tudo, minha maior motivação.

Ao Ademar, companheiro, ajudante, psicólogo e acima de tudo um amigo que esteve ao meu lado durante toda esta caminhada.

À Universidade Federal de Viçosa, pelas facilidades concedidas para a realização deste trabalho.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

A todos os meus familiares e amigos que sempre me encorajaram e torceram para que eu finalizasse mais esta etapa.

Ao Instituto Federal Sudeste de Minas Gerais, em especial ao Campus Barbacena, onde pude desenvolver com todo o apoio este trabalho.

Ao professor André Pereira Rosa, pela orientação, ensinamentos e amizade.

Aos professores Eduardo Borges e Allison Carraro, obrigada pelos conselhos, orientação e paciência.

Ao professor Cecon, pela amizade, exemplo de superação e pela fundamental ajuda nas análises estatísticas. Por toda conversa descontraída que sempre ajudava.

Ao professor e pesquisador da Embrapa Gado de Leite Marcelo Otênio, pelos conselhos e direcionamento no decorrer do trabalho.

Aos amigos da caminhada de Doutorado, em especial Alexandre Adão, João Pedro, Marine e Michael pelos conselhos e ajuda durante esta fase.

Às alunas Letícia e Juliana, obrigada por tudo, pela amizade, pela cumplicidade, apoio e pelas boas risadas noites afora durante as análises.

Ao colega Willian Rufino, por toda paciência, orientação, por ser minha luz, meu amigo conselheiro que mesmo distante sempre era minha salvação quando achava que não daria certo.

Aos colegas Izabelle e Rivas, por toda ajuda, incentivo, paciência e cumplicidade.

Ao César Santos, colega de trabalho que foi fundamental para a realização da segunda etapa deste projeto

Aos colegas de trabalho, Marcelo Zózimo e Carlos Luna por toda ajuda e apoio.

À professora Daiana, pela ajuda fundamental para o término deste trabalho.

A todos os colegas de departamento (DDI), aos servidores e colaboradores do IF Sudeste MG- Campus Barbacena pelo apoio e ajuda imprescindível SEMPRE que precisei.

A todos os funcionários do Sítio da Gameleira que sempre foram solícitos.

Aos alunos Luiz Otávio e Renata, pelo apoio na segunda parte deste trabalho.

Muitas pessoas contribuíram para a realização deste trabalho e não tiveram seus nomes aqui explicitados, contudo, a todos que me apoiaram nesta caminhada, nos momentos difíceis e de desconcentração, que estiveram ao meu lado quando precisei - MUITO OBRIGADA.

*Existe uma força poderosa que nos faz viver, que nos faz recomeçar, que nos faz suportar as
dores e os momentos mais difíceis.
Existe uma força que sempre nos leva a lutar pelos nossos ideais.
Uma força muito além de nossos olhos.
Muito maior que imaginamos e nem sempre procuramos.
Mas ela sempre está a nossa espera.
É uma força capaz de transformar o mundo.
Uma força extraordinária que sempre nos enche de paz, coragem e fé!
Acredite!
Essa força se chama DEUS.*

(Autor desconhecido)

RESUMO

PEREIRA, Flávia Elaine de Andrade, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2022. **Co-digestão anaeróbia de dejetos de suínos e de galinhas poedeiras para geração de biogás e biofertilizante.** Orientador: André Pereira Rosa. Coorientador: Eduardo Sales Machado Borges.

Neste trabalho objetivou-se avaliar a produção de biogás a partir da co-digestão de dejetos de suínos (DS) e de galinhas poedeiras (DGP) sob diferentes condições de temperatura (psicrofílica x mesofílica). Os estudos foram conduzidos em escala laboratorial em reatores anaeróbios em sistema de batelada onde foram estudadas três misturas, em proporções (% massa/massa) de 25/75, 50/50 e 75/25 de DS/DGP. Cada tratamento foi avaliado nas temperaturas de 18 e 36°C, em quadruplicata. A produção de biogás a partir de sólidos voláteis (SV), sólidos totais (ST) e DQO removidas foi maior a 36°C para todas as proporções em comparação com a condição psicrofílica (18°C). Dentre as proporções, as maiores produções volumétricas foram verificadas na proporção de 25/75 (DS/DGP): 0,49 e 0,86 m³ biogás kg⁻¹ DQO_{aplicada}, para 18°C e 36°C, respectivamente. O digestato proveniente da proporção que se sobressaiu em relação à maior produção de biogás foi avaliado quanto a seu poder nutricional no crescimento da cultura de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu em comparação com a adubação química. A massa seca das plantas apresentou diferença significativa entre os tratamentos estudados. O biofertilizante proveniente da degradação à temperatura de 18°C proporcionou uma produção 19,75% maior de massa verde quando comparada a adubação química. De modo geral, o acúmulo de macronutrientes nas plantas seguiu o acúmulo de matéria seca. Em ambos biofertilizantes estudados a ordem decrescente do acúmulo de macronutrientes na parte aérea das plantas foi K > N > P > Ca > Mg. Conclui-se que a co-digestão de dejetos de suínos e de galinha poedeira é uma proposta interessante em termos de manejo, recuperação energética do biogás bem como a utilização do digestato na adubação de pastagens como biofertilizante.

Palavras-chave: *Brachiaria brizantha*. Mesofílico. Pastagens. Psicrofílico.

ABSTRACT

PEREIRA, Flávia Elaine de Andrade, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2022. **Anaerobic co-digestion of swine and laying hen manure for biogas and biofertilizer generation.** Adviser: André Pereira Rosa. Co-adviser: Eduardo Sales Machado Borges.

The present experiment aimed to assess the biogas production from the anaerobic co-digestion of swine with laying hen manure under different sets of temperatures (psychrophilic and mesophilic). The trials were conducted using laboratory-scale anaerobic batch reactors. Three different proportions of SM and LHM were adopted, 25/75, 50/50 e 75/25 (volumetric proportion, %) and each treatment (quadruplicate) were subjected to temperatures of 18 and 36°C. Independently of the co-digestion proportion, higher biogas yield in terms of VS, TS and COD added in the systems were achieved when reactors were under mesophilic temperatures as compared to the psychrophilic range. In terms of co-digested material, higher biogas yield was detected by the combination of 25/75 (SM/LHM) of 0.49 e 0.86 m³_{biogas} kg⁻¹ COD_{added}, for 18°C and 36°C, respectively. Digestate from the treatment that achieved the highest biogas production was evaluated and compared to regular chemical fertilization upon its nutritional value for *Brachiaria brizantha* cv. Marandu. Forage mass production had significant effect between the treatments. Digestate from reactors under 18°C promoted 19.75% more forage mass production as compared to chemical fertilization. Overall, the accumulation of macronutrients in the forages followed the accumulation of mass. For both digestate studied, the decreasing order of macronutrient accumulation in the aerial part of the forages was K > N > P > Ca > Mg. We understand that co-digestion of swine with laying hen manure is indeed important in terms of waste management, harnessing biogas energy from waste and the use of its digestate in grazing pastures.

Keywords: *Brachiaria brizantha*. Mesophilic. Pastures. Psychrophilic.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Produção de ovos e consumo de carne suína entre 2016 e 2020	17
Figura 2 – Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na DA.....	23
Figura 3 – Taxa de crescimento das arqueas metanogênicas	28
Figura 4 – Relação para 1 m ³ de biogás com outras fontes de energia	35
Figura 5 – Produção, importação e consumo total de fertilizantes no Brasil no período de 2014 a 2020	38
Figura 6 – Indicação de unidades componentes do sistema de tratamento de dejetos no Sítio da Gameleira.....	61
Figura 7 – Representação esquemática do reator anaeróbio utilizado no experimento	63
Figura 8 – Estrutura montada com os gasômetros, suporte de madeira e câmara ...	63
Figura 9 – Fluxograma da condução do experimento	64
Figura 10 – Fluxograma do experimento de 25%DGP e 75% DS (P1).....	65
Figura 11 – Fluxograma do experimento de 50% DGP e 50% DS (P2)	66
Figura 12 – Fluxograma do experimento de 75% DGP e 25%DS (P3).....	66
Figura 13 – Queima do biogás através do bico de Bunsen.....	68
Figura 14 – Produção acumulada de biogás na momo e co-digestão de DS e DGP	83
Figura 15 – Comparação entre curvas experimentais e curvas estimadas pelo modelo cinético de Gompertz Modificado para todas as proporções (P1, P2 E P3) nas temperaturas de degradação (18°C e 36°C).....	90
Figura 16 – Fluxograma da condução do experimento	104
Figura 17 – Protocolo de incubação do solo	106
Figura 18 – Solos utilizados no experimento.....	107
Figura 19 – Teor mínimo ideal em massa seca de fósforo e os teores nos tratamentos	117

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Geração de dejetos por animal em diferentes fases de produção	17
Tabela 2 – Teores de N, P e K e produção de biogás a partir de dejetos suínos e de galinhas poedeiras	18
Tabela 3 – Principais reações químicas ocorridas na digestão anaeróbia.....	25
Tabela 4 – Características de estudos de digestão anaeróbia de diferentes dejetos.....	31
Tabela 5 – Estudos de co-digestão anaeróbia de dejetos suínos e um conjunto de co-substratos.....	32
Tabela 6 – Teor de Zn e Cu em biofertilizantes.....	41
Tabela 7 – Premissas e hipóteses	43
Tabela 8 – Parâmetros analisados nos efluentes e nas misturas estudadas.....	70
Tabela 9 – Características físico-químicas dos dejetos em estudo.....	71
Tabela 10 – Concentração de macro e micronutrientes em efluentes de suinocultura e galinhas poedeiras	72
Tabela 11 – Características da mistura antes do processo de digestão, sob a influência de diferentes temperaturas para P1 (25% DGP e 75% DS), P2 (50% DGP e 50% DS) e P3 (75% DGP e 25% DS).....	74
Tabela 12 – Características da mistura após o processo de digestão, sob a influência de diferentes temperaturas para P1 (25% DGP e 75% DS), P2 (50% DGP e 50% DS) e P3 (75% DGP e 25% DS).....	75
Tabela 13 – Relação Al:AP na mono e co-digestão.....	79
Tabela 14 – Eficiência de remoção de (%) de ST, SV e DQO para a co-digestão de DS e DGP.....	81
Tabela 15 – Eficiência de remoção de (%) de ST, SV e DQO para mono-digestão de DS	81
Tabela 16 – Volume de biogás produzido na mono e co-digestão.....	84
Tabela 17 – Produção acumulada de biogás em P3 para a mono e co-digestão	87
Tabela 18 – Dados cinéticos obtidos pelos modelos para a produção de biogás	89
Tabela 19 – Constantes da produção de biogás nos modelos Gompertz e/ou Gompertz modificado.....	91
Tabela 20 – Atributos do solo antes da incubação.....	105

Tabela 21 – Indicação da dosagem de nutrientes nos vasos, a partir da presença nos biofertilizantes e eventual necessidade de complementação.....	111
Tabela 22 – Caracterização física, química e microbiológica dos digestatos utilizados em experimentos desenvolvidos em casa de vegetação	113
Tabela 23 – Média dos teores de nutrientes nas plantas	115
Tabela 24 – Níveis nos tecidos de elementos essenciais requerido pela maioria das plantas.....	116
Tabela 25 – Acúmulo de nutrientes na parte aérea das plantas	119
Tabela 26 – Produção de massa verde da <i>Brachiaria brizantha</i> de acordo com a adubação aplicada	121
Tabela 27 – Resultado das análises dos solos nos vasos após a semeadura.....	122

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

APHA	Standard methods for the examination of water and wastewater
As	Arsênio
Ca	Cálcio
cmolc	Centimol de carga
CNTP	Condições normais de temperatura e pressão
C.O.	Carbono orgânico
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DA	Digestão anaeróbia
dag	Decagrama
DGP	Dejetos de galinha poedeiras
DQO	Demanda química de oxigênio
DS	Dejeto de suínos
Fe	Ferro
g	Gramas
GEE	Gases do efeito estufa
H+Al	pH em SMP (Schumaker, Mclain e Pratt)
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INOC.	Inóculo
K	Potássio
m	Saturação por alumínio
m ³	Metro cúbico
Mg	Magnésio
mg	Miligramas
MJ/Nm ³	Megajoules por metro cúbico normal
Mn	Manganês
Na	Sódio
Ni	Níquel
NAT	Nitrogênio amoniacal total
NMP/100MI	Número mais provável por 100 mL
NH ₄ ⁺	Amônio

NO ₃ ⁻	Nitrato
NTK	Nitrogênio total kjeldahl
P	Fósforo
PAG	Potencial de aquecimento global
Pb	Chumbo
P1	Proporção 1- 75% DS e 25% DGP
P2	Proporção 2- 50% DS e 50% DGP
P3	Proporção 3- 25% DS e 75% DGP
P-rem	Fósforo remanescente
pH	Potencial Hidrogeniônico
S	Enxofre
S.B.	Saturação por bases
SF	Sólidos fixos
SSV	Sólidos suspensos voláteis
SST	Sólidos suspensos totais
SV	Sólidos voláteis
ST	Sólidos totais
t	Capacidade de troca catiônica (ctc) efetiva
T _{pH 7,0}	ctc potencial a pH 7,0
T	Temperatura
UFV	Universidade Federal de Viçosa
v/v	Volume/volume
V%	Saturação por base
Zn	Zinco

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS DE SUÍNOS E DE GALINHAS POEDEIRAS PARA GERAÇÃO DE BIOGÁS E BIOFERTILIZANTE ..	15
1. INTRODUÇÃO	15
2. REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1. Produção e características dos dejetos de suínos e de galinhas poedeiras ..	16
2.2. Riscos ambientais dos dejetos suínos e galinhas poedeiras	19
2.3. Digestão anaeróbia	22
2.3.1. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia	26
2.3.2. A temperatura na digestão anaeróbia.....	27
2.3.3. Co-digestão anaeróbia.....	32
2.3.4. Utilização de inóculos na digestão anaeróbia.....	34
2.4. Subprodutos da digestão anaeróbia	35
2.4.1. Biogás.....	35
2.4.2. Biofertilizante	37
3. OBJETIVOS E HIPÓTESES DA PESQUISA	42
3.1. Objetivo geral	42
3.2. Objetivos específicos	42
4. REFERÊNCIAS	43
CAPÍTULO 2 – PRODUÇÃO DE BIOGÁS E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS NA CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA MESOFÍLICA E PSICROFÍLICA DE DEJETOS DE SUÍNOS E GALINHAS POEDEIRAS	58
1. INTRODUÇÃO	58
2. MATERIAIS E MÉTODOS	60
2.1. Características gerais dos substratos	60
2.2. Aparato experimental	62
2.3. Inoculação dos reatores e preparo das misturas avaliadas na co-digestão ...	65
2.4. Quantificação da produção do biogás.....	68
2.5. Determinação dos parâmetros do efluente de cada mistura	70
2.6. Delineamento experimental e análise estatística	70
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	71
3.1. Caracterização dos substratos.....	71
3.2. Efeito da co-digestão de DS e DGP	74
3.3. Influência da co-digestão e da temperatura na degradação dos substratos de suínos e galinha poedeira	80

3.4. Efeito da co-digestão na produção de biogás	83
3.5. Modelos cinéticos.....	88
4. CONCLUSÕES	92
5. REFERÊNCIAS	92
CAPÍTULO 3 – AVALIAÇÃO DE BIOFERTILIZANTE RESULTANTE DA CO-DIGESTÃO DE DEJETO DE SUÍNOS E GALINHAS POEDEIRAS COMO FONTE NUTRICIONAL NA PRODUÇÃO DE <i>Brachiaria cv. Marandu</i>	101
1. INTRODUÇÃO	101
2. MATERIAIS E MÉTODOS	103
2.1. Condução do experimento	103
2.2. Caracterização química e física do solo.....	104
2.3. Determinação da umidade do solo na capacidade de campo.....	105
2.4. Elevação da saturação por base e correção do pH	106
2.5. Montagem do experimento.....	107
2.6. Caracterização dos digestores e cálculo da dose de referência	108
2.7. Avaliação da qualidade do biofertilizante	108
2.8. Aplicação das doses de biofertilizantes e fertilizante químico.....	110
2.9. Variáveis avaliadas nas plantas e solos.....	111
2.10. Delineamento experimental e análise estatística	112
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	112
3.1. Caracterização dos nutrientes nos biofertilizantes	112
3.2. Efeito da aplicação dos biofertilizantes nas plantas	115
3.3. Acúmulo de nutrientes nas plantas	119
3.4. Rendimento da <i>Brachiaria brizantha</i> em resposta à aplicação dos biofertilizantes	120
3.5. Efeito da aplicação do biofertilizante no solo	122
4. CONCLUSÕES	124
5. REFERÊNCIAS	125
CONSIDERAÇÕES FINAIS	129

CAPÍTULO 1 – CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS DE SUÍNOS E DE GALINHAS POEDEIRAS PARA GERAÇÃO DE BIOGÁS E BIOFERTILIZANTE

1. INTRODUÇÃO

Dentre os maiores desafios enfrentados pelo homem no século XXI estão a poluição ambiental e a insegurança energética. Atualmente, muitos investimentos têm sido feitos no desenvolvimento de pesquisas em busca de fontes alternativas de energia que sejam menos poluentes e economicamente viáveis. De acordo com a IEA (2018), em 2025 haverá um déficit de 34 milhões de barris de petróleo por dia frente ao mercado mundial, o que motiva a busca por fontes de energias renováveis.

Os gases de efeito estufa (GEE) são conhecidos por exercerem um impacto importante nas mudanças climáticas. O uso irracional dos combustíveis fósseis (QU et al., 2021b) vem direcionando cada vez mais pesquisas em produção de energia renovável por meio da utilização de resíduos orgânicos para suprir a demanda mundial (CHU et al., 2021; QU et al., 2021a).

A atenuação da emissão de CO₂ está relacionada à exploração de energia alternativa (HAGOS et al., 2017) que minimize a dependência de combustível fóssil, promova a destinação de resíduos orgânicos oriundos de diversas atividades, como por exemplo os da agropecuária, de forma mais consciente e eficaz, o que promove fontes de energia limpa e renováveis (EBNER et al., 2015).

A pecuária tem sido apontada nos últimos anos, como uma das principais causas das alterações climáticas no mundo. No entanto, diversas alternativas como compostagem, esterqueiras e a digestão anaeróbia têm sido utilizados para tratar os resíduos oriundos da criação de suínos, frango, gado de leite e corte entre outras, gerando subprodutos que podem ser utilizados como fertilizantes orgânicos (CARDOSO et al., 2020).

Estudos apontam que a digestão anaeróbia é uma tecnologia alternativa eficiente que combina produção de biocombustível com gestão sustentável de resíduos (NESHAT et al., 2017; TAMBONE et al., 2019; VERDI et al., 2019), sendo utilizado cada vez mais em todas as partes do mundo, inclusive em regiões com baixas temperaturas ambiente (CASTRO et al., 2017; MARTÍ-HERRERO et al., 2014; WEI et al., 2014).

Diante do exposto, a realização deste estudo é relevante tendo-se em vista a sustentabilidade dos sistemas de tratamento de efluentes da suinocultura, bem como a inserção dos dejetos da avicultura, visando minimizar da poluição do ambiente e contribuir com o conhecimento sobre alternativas de recuperação energética.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Produção e características dos dejetos de suínos e de galinhas poedeiras

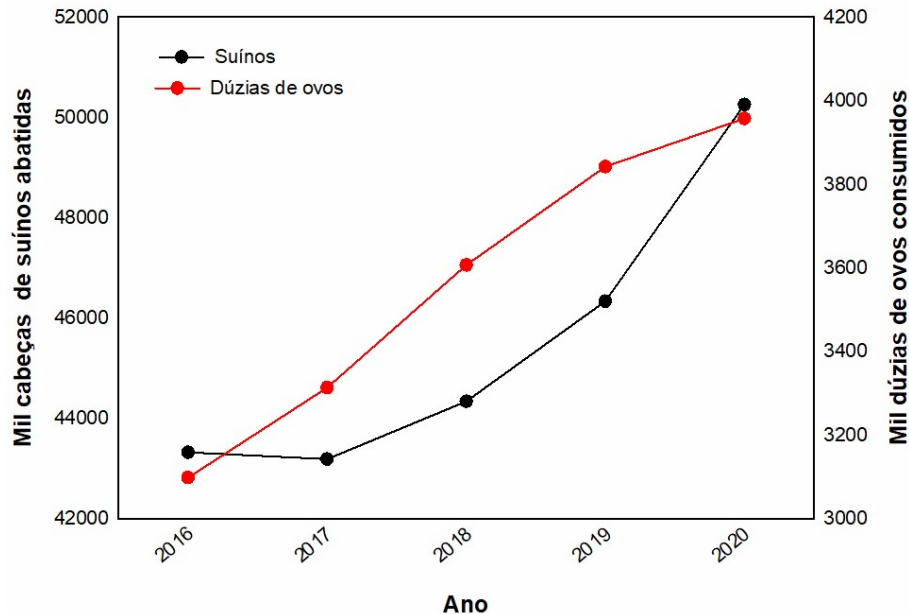
Segundo Martinelli et al. (2020), dentre os alimentos de origem animal mais consumidos no mundo estão a carne de aves e os ovos. Neste cenário, em grandes criadouros, o confinamento desses animais, com o acúmulo de fezes, urina e resto de rações tornam-se um problema se não adotadas medidas eficazes de descarte dos mesmos. Todos estes resíduos possuem um alto potencial poluidor se lançados sem nenhum tratamento no meio ambiente e em cursos d'água, além disso, sua decomposição ao ar livre pode gerar grande quantidade de gases que agravam as mudanças climáticas (MCAULIFFE et al., 2017).

De acordo com o portal Embrapa Suínos e Aves (2021), o Brasil é o quarto maior produtor e exportador de carne suína no mundo, com 4.250 milhões de toneladas produzidas e 1.230 mil toneladas exportadas em 2019. O desempenho brasileiro em 2020 teve um acréscimo de 0,4% na exportação em relação a 2019 com um consumo per capita de 45,2 kg de carne.

Ainda de acordo com o portal Embrapa Suínos e Aves (2021), o Brasil é terceiro maior produtor mundial e primeiro exportador de carne de frango. Dentre os estados brasileiros, Minas Gerais é o terceiro maior produtor de ovos com uma contribuição nacional de 9,39% perdendo apenas para São Paulo e Espírito Santo. Em 2019, a produção nacional aumentou cerca de 9,12% representando um consumo per capita de 251 ovos e cerca de 1.441.548 matrizes de posturas alojadas.

Nos últimos anos pode-se perceber um crescente aumento na produção de ovos e consumo de carne suína no Brasil conforme ilustrado na Figura 1.

Figura 1 – Produção de ovos e consumo de carne suína entre 2016 e 2020



Fonte: Elaborado com base nos dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) nos anos 2016 a 2020.

De acordo com Gotardo et al. (2017), um suíno na fase de engorda gera em torno de 7,0 L de dejetos por dia. A quantidade de dejetos que um suíno produz (Tabela 1) varia de acordo com as diferentes fases de produção.

Tabela 1 – Geração de dejetos por animal em diferentes fases de produção

Fase de produção	Dejetos gerados (L d ⁻¹)
Fêmeas com leitões (em lactação)	27,00
Fêmeas em gestação	16,20
Leitões em creche	1,40
Suínos em crescimento/ terminação	7,00
Machos	9,00

Fonte: Kunz et al. (2005)

Os dejetos de suínos, do ponto de vista químico, tendem a ser ricos principalmente em nitrogênio e fósforo. Em menor quantidade, também se verificam cálcio, magnésio, cobre, zinco, potássio e enxofre. Estes nutrientes, dentro de um contexto de segurança ambiental, podem ser utilizados na fertilização das lavouras (CARDOSO; OYAMADA; SILVA, 2015; PASINI et al., 2019).

Segundo Gomes; Silva (2018), a produção média de dejetos sólidos por galinha poedeira é de 0,15 kg d⁻¹ com uma produção de biogás estimada de 5,11 m³ cab⁻¹ ano⁻¹. Os resíduos gerados com a criação de aves de postura são compostos pelas

excretas das aves, penas, restos de ração e material do piso do aviário, sendo considerada uma matriz complexa a ser tratada para fins energéticos em razão da alta heterogeneidade de seus componentes e devido às diferentes condições de manejo destes animais. Os resíduos possuem elevadas concentrações de compostos, sobretudo N e P advindos da alimentação dos animais (CAVALAGLIO et al., 2018).

Diariamente, as excretas de uma ave de postura é da ordem de 80 a 125 g (úmido), com cerca de 20 a 25% sólidos totais, 55 a 65% sólidos voláteis, além de ser rico em nitrogênio devido à grande quantidade de proteínas e aminoácidos nestes dejetos (DALKILIC; UGURLU, 2015).

O esterco de galinha poedeira é um fertilizante de custo relativamente baixo, econômico e fonte de nutrientes (YADAV; SARKAR, 2018) como N e P, que são capazes de melhorar as características físicas, químicas e biológicas do solo (SEIDAVI; ZAKER-ESTEGHAMATI; SCANES, 2019). Conforme observa-se na Tabela 2, tanto os dejetos de aves quanto os dejetos de suínos possuem quantidades expressivas de três dos principais macronutrientes necessários para o desenvolvimento de culturas.

Tabela 2 – Teores de N, P e K e produção de biogás a partir de dejetos suínos e de galinhas poedeiras

Origem	N	P	K	m ³ _{biogás} kg ⁻¹ _{sv}	Referências
Galinhas	19,3 g kg ⁻¹	16,5 g kg ⁻¹	41,1 g kg ⁻¹	0,2	Andrade et al. (2020)
	13,1 g kg ⁻¹	4,7 g kg ⁻¹	23,1 g kg ⁻¹	ND	Borowski; Domański; Weatherley (2014)
	6,5g L ⁻¹	ND	ND	0,7	Niu et al. (2015)
	52,8 g kg ⁻¹	12,5 g kg ⁻¹	ND	ND	Dalkilic; Ugurlu (2015)
Suínos	1,0 g kg ⁻¹	0,2 g kg ⁻¹	ND	ND	Arias et al. (2020)
	6,7 g kg ⁻¹	1,3 g kg ⁻¹	2,1 g kg ⁻¹	ND	Fierro et al. (2014)
	21,0 g kg ⁻¹	19,0 g kg ⁻¹	ND	ND	Tao et al. (2021)
	4,4 g kg ⁻¹	ND	ND	ND	Duan et al. (2019)
	6,4 g kg ⁻¹	3,1 g kg ⁻¹	18,3 g kg ⁻¹	ND	Borowski; Domański; Weatherley (2014)

SV-sólidos voláteis. ND: não disponível.

Na caracterização de dejetos de suínos e aves poedeiras, Orrico Júnior; Orrico; Lucas Júnior (2011) determinaram dentre outras características, a porcentagem de proteínas, carboidratos de rápida degradação e carboidratos lentamente degradados em meio anaeróbio, sendo 23,31, 17,33 e 28,29% para dejetos de suínos e 32,0, 5,68 e 17,83% para dejetos de aves poedeiras, respectivamente.

De acordo com estudo de Bulkowska et al. (2015) as taxas de degradação de proteínas podem ser menores do que carboidratos e lipídeos na hidrólise durante a digestão anaeróbia devido à sua elevada complexidade estrutural. Shen et al. (2019) estudaram a de co-digestão de casca de durião com diferentes dejetos (galinha, suínos e bovino). Os autores observaram que o teor de proteína nos dejetos de galinhas foi de 5,2%, sendo o mais abundante em comparação a outros substratos. Além disso, os autores verificaram que os dejetos de suínos apresentaram maior quantidade de carboidratos.

Ainda de acordo com dados da Tabela 2, os dejetos de galinhas se destacam por apresentarem maior média dos teores de N, P e K, demonstrando seu valor nutricional em relação à utilização destes na agricultura após o tratamento de digestão anaeróbia. No entanto, conforme estudos de Bulkowska et al. (2015) e Shen et al. (2019), substratos com maiores teores de carboidratos possuem maior probabilidade de produzirem maior quantidade de biogás, sendo necessário avaliar outros constituintes.

2.2. Riscos ambientais dos dejetos suínos e galinhas poedeiras

O mau gerenciamento dos dejetos de animais criados em confinamento acarreta inúmeros problemas ambientais, por serem na maioria das vezes, dispostos em cursos d'água ou mesmo no solo, promovendo a contaminação via coliformes fecais e a eutrofização das águas (LÓPES-PACHECO et al., 2021). Quando armazenados em esterqueiras, além da emissão de gases de efeito estufa, acarretam em aumento considerável de moscas, além do mau odor (ROSA; ARRIAGA; MERINO, 2022).

De acordo com Cardoso; Oyamada; Silva (2015) dentre os compostos liberados pelos dejetos de suínos destacam-se metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), amônia (NH_4), óxido nitroso (N_2O) e sulfeto de hidrogênio (H_2S). Recentemente, uma atenção especial vem sendo dada às emissões de CH_4 e N_2O devido ao elevado potencial de aquecimento global (PAG), uma vez que estes gases são 24 e 298 vezes mais prejudiciais à camada de ozônio que o CO_2 , respectivamente (VITAL, 2018).

De acordo com Huber; Chavarria-Palma; Espinosa-Solares (2021), os dejetos de animais são responsáveis por cerca de 15% dos GEE sob a forma de metano e

óxido nitroso. As emissões de metano são oriundas da gestão inadequada do esterco de vacas leiteiras e de dejetos suínos.

Na avicultura, os dejetos são normalmente dispensados diretamente no solo como adubo, sem qualquer tratamento. Os dejetos de galinha poedeira são considerados uma fonte de poluição ativa devido às emissões de sulfeto de hidrogênio, metano, amônia e hidróxido de amônio (HAN et al., 2018). A aplicação dos dejetos sem controle na agricultura, pode causar a poluição do solo por microrganismos patogênicos, a eutrofização, a poluição do ar, assim como a emissão de gases para a atmosfera (ČATER; ZOREC; MARINŠEK LOGAR, 2014; MAHMUD et al., 2021; SURENDRA et al., 2013).

Apesar de os dejetos de suínos possuírem consideráveis teores de nutrientes em sua constituição apresentando benefícios de seu uso como biofertilizantes nos solos, vale destacar a presença de micronutrientes (metais pesados) como Zn e Cu, os quais são advindos da dieta dos animais podendo causar danos à plantação, aos solos, lençóis freáticos e águas subterrâneas quando utilizados sem nenhum critério (CHERUBIN et al., 2015). Por esta razão, a destinação inadequada dos dejetos de animais nas propriedades rurais é um problema encontrado pelos agricultores, já que além de afetar o meio ambiente, traz danos que podem prejudicar a saúde dos próprios agricultores, além de onerosas multas em caso de fiscalização ambiental (UHR; UHR, 2013). O desenvolvimento de tecnologias para a disposição desses resíduos tem sido alvo de muitos estudos a fim de reduzir o impacto da gestão inadequada destes dejetos (CHIBUIKE; OBIORA, 2014; ITO; GUIMARÃES; AMARAL, 2016; TAO et al., 2021).

Cardoso et al. (2020) avaliaram emissões de óxido nitroso, metano e dióxido de carbono em uma pastagem fertilizada com dejetos de frango, suínos e gado, fornecendo dados para a avaliação de emissões de biofertilizantes e compostos no Brasil. Os autores detectaram para um estudo de caso um elevado fator de emissão para o óxido nitroso nos solos estudados após a utilização dos biofertilizantes. Os autores sugerem que mais estudos de quantificação de gases do efeito estufa (GEE) devam ser realizados a fim de mensurar um fator de emissão regional e nacional a partir da diversidade dos solos e culturas adotadas em cada local.

A consciência de tratar os resíduos provenientes de toda atividade antropogênica, sejam elas urbanas ou rurais, contribui com a saúde pública, minimiza a poluição das águas e as emissões de GEE. Muitas alternativas para tratar os

resíduos agropecuários vêm sendo abordadas por vários autores (CRUZ et al., 2019; MENDONÇA et al., 2017; MENDONÇA et al., 2018; PECCHI; BARATIERI, 2019; SANTOS, 2017; SCARLAT et al., 2018) com o intuito de aproveitar o potencial fertilizante e de geração de energia destes resíduos. Ademais, as mudanças climáticas, os altos preços do petróleo e a crescente crise energética têm favorecido a valorização dos resíduos do meio rural, aumentando a procura por rotas de tratamento de forma consciente e viável (PASQUALINI, 2020).

Cardoso, Oyamada e Silva (2015) destacaram em seus estudos seis formas de tratamento para dejetos da suinocultura, a saber: cama sobreposta ou biológica, compostagem, esterqueiras, bioesterqueiras, lagoas de decantação e biodigestor. Ainda segundo Silva et al. (2015a), as lagoas de decantação ainda são mais utilizadas devido ao baixo custo de instalação.

No entanto, o uso de biodigestores tem se destacado amplamente no tratamento de resíduos gerados na pecuária bem como os resíduos de agricultura, através do processo de biodigestão anaeróbia, processo de degradação onde ocorre a estabilização da matéria orgânica (COSTA et al., 2021; HIJAZI et al., 2020; KHOSHGOFTAR MANESH; REZAZADEH; KABIRI, 2020; SILVA; TREVISAN, 2019; SILVA et al., 2020).

Resíduos de animais, como suínos, frangos e bovinos, em condições favoráveis, podem ser digeridos anaerobiamente, e, durante este processo, há uma mudança na estrutura bioquímica do resíduo tendo-se a formação de subprodutos, dentre os quais o biogás e o digestato (biofertilizante). O biogás pode ser convertido em energia térmica ou elétrica (BAREDAR, KHARE & NEMA, COELHO; PECORA; SANTOS, 2018; 2020; TÁPPARO et al., 2020^a; XU et al., 2016), e o biofertilizante aplicado ao solo, o qual apresenta menor odor se comparado ao estrume líquido não tratado e menor concentração de microrganismos patogênicos (GASPARETTO et al., 2020). O metano produzido durante o processo de degradação da matéria orgânica, por sua vez, é considerado uma fonte de energia renovável que além de apresentar impactos econômicos e ambientais positivos, é uma alternativa promissora para o gerenciamento de resíduos (HAGOS et al., 2016; KUMARAN et al., 2016; KUNZ et al., 2018; VERONEZE et al., 2019).

2.3. Digestão anaeróbia

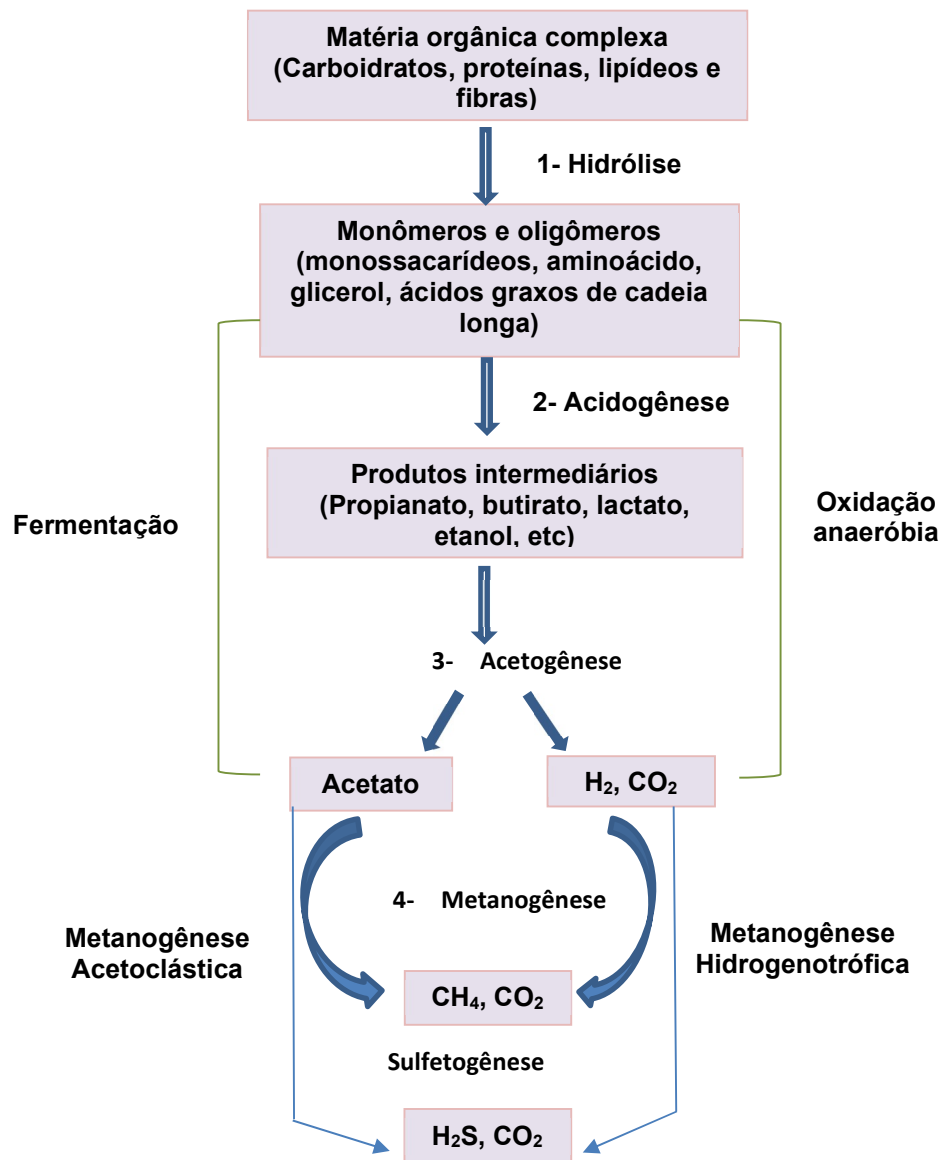
A digestão anaeróbia (DA) é um dos métodos mais antigos para tratar resíduos provenientes de qualquer tipo de biomassa (NESHAT et al., 2017). A DA é um processo biológico de conversão de substrato orgânico em biogás por microrganismos na ausência de oxigênio que contribui na redução da emissão de GEE (KAINTHOLA; KALAMDHAD; GOUD, 2019). Com a crescente demanda por energia renovável e proteção ambiental, a digestão anaeróbia é um processo de estabilização de resíduos de forma sustentável, no qual o biogás produzido pode ser transformado em energia elétrica ou térmica (FARGHALI et al., 2020; MAO et al., 2015; SIDDIQUE; WAHID, 2018).

A digestão anaeróbia é um processo biológico que pode converter substratos orgânicos em biogás, sob a ação de uma série de microrganismos que decompõem a matéria orgânica, transformando-a a partir de compostos mais complexos a estruturas mais simples e de fácil utilização por outros microrganismos (ARYAL et al., 2018). Além disso, oferece a possibilidade de recuperação de energia por meio da produção do biogás a partir de diferentes materiais como dejetos de animais, resíduos da agropecuária, resíduos alimentares, dentre outros (QIN et al., 2017). Um outro subproduto, o digestato, é considerado um biofertilizante natural extensamente utilizado na fertilização do solo (RISBERG et al., 2017; SLEPETIENE et al., 2020; SOUSA et al., 2013).

Qualquer tipo de biomassa cujos componentes principais sejam carboidratos, proteínas, lipídios, celulose e hemicelulose pode ser utilizada como substrato na digestão anaeróbia (WIJESINGHE et al., 2021) sendo considerada uma alternativa sustentável de produção de energia (MIELE et al., 2015; NESHAT et al., 2017).

O processo de digestão anaeróbia (Figura 2) compreende quatro diferentes etapas, podendo haver uma rota alternativa na quarta fase (sulfetogênese), dependendo da composição química do substrato em degradação (MORAES; ZAIAT; BONOMI, 2015). Nestas etapas, os substratos orgânicos complexos são degradados nas etapas compreendidas pela hidrólise, acidogênese, acetogênese, e metanogênese, etapa esta em que se tem a produção do gás metano (ARYAL et al., 2018). O metano apresenta interesse em termos de recuperação energética, podendo ser utilizado como fonte de energia térmica e geração de energia elétrica (DI MARIA et al., 2015; DI MARIA; SORDI; MICALE, 2012).

Figura 2 – Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na DA



* Adaptado de Moraes, Zaiat e Bonomi (2015).

A hidrólise é a primeira fase do processo de degradação anaeróbica, que consiste na quebra de materiais particulados complexos (carboidratos, proteínas, lipídeos e fibras), que não são assimilados pelas bactérias, em materiais dissolvidos mais simples, ou seja, moléculas menores (monossacarídeos, aminoácidos, glicerol, ácidos graxos de cadeia longa), que conseguem atravessar a parede celular das bactérias fermentativas (CHERNICHARO, 2019; ZHANG et al., 2011; SEADI et al., 2008; BAREDAR et al., 2020). Essa conversão ocorre por meio da ação de exoenzimas (por exemplo amilase, protease, lipase e celulase) excretadas pelas

bactérias fermentativas hidrolíticas de forma lenta (LETTINGA et al., 1996 *apud* CHERNICHARO, 2019).

Os produtos resultantes do processo da hidrólise são solúveis e metabolizados por microrganismos acidogênicos. Este processo ocorre por meio da fermentação dos açúcares, aminoácidos e ácidos graxos na fase da acidogênese (GAROMA; PAPPATERRA, 2017; KHANAL, 2008).

Dentre os compostos resultantes deste processo destacam-se alguns ácidos orgânicos, como ácido acético, propiônico e butírico, além de álcoois, cetonas, dióxido de carbono, hidrogênio entre outros. Os ácidos orgânicos são os principais produtos gerados pela ação das bactérias fermentativas acidogênicas (BAJPAI, 2017; BARENDAR; KHARE; NEMA, 2020).

Na terceira fase, denominada acetogênese, as bactérias acetogênicas oxidam compostos orgânicos intermediários gerados na fase acidogênica, como propionato e butirato, gerando uma alta quantidade de íons acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, que são substratos para os microrganismos metanogênicos (NESHAT et al., 2017). Segundo Kafle e Kim (2013), o fornecimento de hidrogênio é muitas vezes a etapa limitante na produção de metano em sistemas de digestão anaeróbia devido a presença de bactérias redutoras de sulfatos que competem com os microrganismos metanogênicos por acetato e hidrogênio.

A quarta fase, a metanogênese, consiste na fase final do processo de conversão anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono. É realizada pelos microrganismos metanogênicos, classificados em dois grupos: acetoclásticos e hidrogenotróficos:

- Os microrganismos metanogênicos acetoclásticos utilizam principalmente o acetato como substrato para a produção de metano. São os microrganismos predominantes na digestão anaeróbia e são responsáveis por cerca de 72% de toda a produção de metano (KHANAL, 2008).
- Os microrganismos metanogênicos hidrogenotróficos utilizam principalmente hidrogênio como doador de elétrons e o CO₂ como receptor para produzir metano, cuja atividade representa cerca de 30% do metano gerado no processo de digestão anaeróbia (AL SEADI et al., 2008).

Na fase alternativa, sulfetogênese, a produção de sulfetos é um processo no qual o sulfato e outros compostos a base de enxofre são utilizados como aceptores de elétrons durante a oxidação de compostos orgânicos. Durante este processo,

sulfato, sulfito e outros compostos sulfurados são reduzidos a sulfeto, pela ação de um grupo de microrganismos anaeróbios restritos, denominadas bactérias sulforedutoras (BAJPAI, 2017). As bactérias sulforedutoras competem com os microrganismos fermentativos acetogênicos e metanogênicos pelos substratos disponíveis, reduzindo o rendimento de metano por unidade de substrato removido (BOROWSKI et al., 2014).

O processo de biodigestão anaeróbia é bastante complexo e um elevado número de espécies de microrganismos, produtores ou não de metano, contribuem de algum modo na degradação da matéria orgânica (SOARES; FEIDEN; TAVARES, 2017). Este processo requer condições específicas que podem ser afetadas por muitos fatores, incluindo o tipo e a composição do substrato, composição microbiana, temperatura, dentre outros (DUAN et al., 2019). Segundo Bajpai (2017), a fase de metanogênese é bastante sensível às mudanças no processo de digestão anaeróbia, uma vez que as arqueas metanogênicas são de crescimento lento e podem assimilar apenas uma faixa estreita de substratos relativamente simples. As arqueas metanogênicas são estritamente anaeróbias e fazem uso do acetato e do hidrogênio para conversão a metano. Por esta razão, é de fundamental importância que na degradação anaeróbia todo o oxigênio tenha sido consumido nas etapas anteriores para que não ocorra a inibição da produção de metano (GUERI et al., 2018).

Na Tabela 3 estão apresentadas algumas das principais reações químicas que ocorrem durante as fases da digestão anaeróbia.

Tabela 3 – Principais reações químicas ocorridas na digestão anaeróbia

Fase	Reações
Hidrólise	$(C_6H_{10}O_5)_n + nH_2O \rightarrow n C_6H_{12}O_6$
Acidogênica	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2C_3H_6O_3$
	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow C_4H_8O_2 + 2CO_2 + 2H_2$
	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COOH + 2CO_2 + 4H_2$
Acetogênica	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2CH_3CH_2OH + 2CO_2$
	$C_4H_8O_2 + 2H_2O \rightarrow 2C_2H_4O_2 + 2H_2$
	$2C_4H_8O_2 + 4H_2O \rightarrow 4C_2H_4O_2 + 4H_2$
	$2C_4H_8O_2 + 2H_2O + CO_2 \rightarrow 4C_2H_4O_2 + CH_4$
Metanogênica	$4H_2 + CO_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$
	$C_2H_4O_2 \rightarrow CH_4 + CO_2$
	$C_2H_4O_2 + 2H_2O \rightarrow 4H_2 + 2CO_2$
	$4H_2 + CO_2 \rightarrow C_2H_4O_2 + 2H_2O$

Fonte: Adaptado de Da Silva; De Bortoli (2020).

2.3.1. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia

O processo de biodigestão anaeróbia pode ser afetado por uma série de fatores que interferem na sequência bioquímica de transformações, entre eles, temperatura, pH, concentrações de sólidos e composição do substrato, tempo de retenção hidráulica (TRH) e agitação do sistema (APPLES et al., 2011; CREMONEZ et al., 2020; DAREIOTI; KORNAROS, 2014). Também é de fundamental importância a avaliação dos constituintes dos substratos utilizados na digestão anaeróbia uma vez que cada resíduo apresenta uma taxa de degradação diferente, influenciando a produção de biogás, acelerando ou retardando o processo (MA et al., 2018).

A produção do biogás está diretamente ligada à quantidade de sólidos voláteis e à demanda química de oxigênio de cada tipo de substrato. O desempenho dos organismos envolvidos no processo de digestão anaeróbia é bastante afetado por mudanças no pH do sistema. As arqueas metanogênicas são muito mais sensíveis à variação do pH que outros organismos na comunidade bacteriana (BAJPAI, 2017).

Dentre os fatores que influenciam a eficiência do processo de digestão anaeróbia, destacam-se o tipo de substrato, as características do biodigestor, a concentração de sólidos, o tempo de retenção hidráulico, pH, tamanho e distribuição das partículas (SOARES; FEIDEN; TAVARES, 2017). No entanto, a temperatura se destaca devido à grande influência na disponibilidade microbiana, no rendimento de biogás e conseqüentemente no teor de metano (BI et al., 2019). Dentre os fatores físicos que afetam o crescimento microbiano, a temperatura é um dos mais importantes, visto que os microrganismos não possuem mecanismos para controlar sua temperatura interna (CHERNICHARO, 2019).

Uma estratégia interessante capaz de potencializar o processo de digestão anaeróbia é a utilização de dois ou mais substratos simultaneamente (co-digestão) (MA et al., 2020), podendo promover uma maior complementariedade de nutrientes, reduzindo elementos inibidores de um substrato e agregando valores ao sistema para uma maior produção de biogás (RAJAGOPAL; BELLAVANCE; RAHAMAN, 2017).

2.3.2. A temperatura na digestão anaeróbia

A cinética das reações de oxirredução da matéria orgânica e das reações de crescimento dos microrganismos durante a conversão à metano estão fortemente relacionadas com a temperatura (LEITE et al., 2018; RUSÍN; CHAMRÁDOVÁ; BASINAS, 2021).

A temperatura influencia diretamente na etapa de hidrólise, etapa inicial e responsável por tornar disponível o substrato para as demais etapas. Diante da redução na atividade enzimática, a velocidade global de reação do processo de degradação anaeróbia poderá ficar comprometida (CHERNICHARO, 2019).

Determina ainda, o desempenho e a estabilidade do processo de digestão anaeróbia por afetar parâmetros físicos como transferência de massa, viscosidade, tensão superficial (CASTELLANO-HINOJOSA et al., 2018), além de interferir na atividade enzimática e coenzimática dos microrganismos, influenciando na produção de metano e na qualidade do digestato (APPLES et al., 2011; MAO et al., 2015).

É de suma importância manter estável a temperatura durante a digestão anaeróbia para não afetar a sequência bioquímica de transformações no reator. Quando não ocorrem interferências na conversão da matéria orgânica, nem tampouco na atividade das enzimas, melhor é o rendimento de CH₄ e as características do digestato (BI et al., 2019).

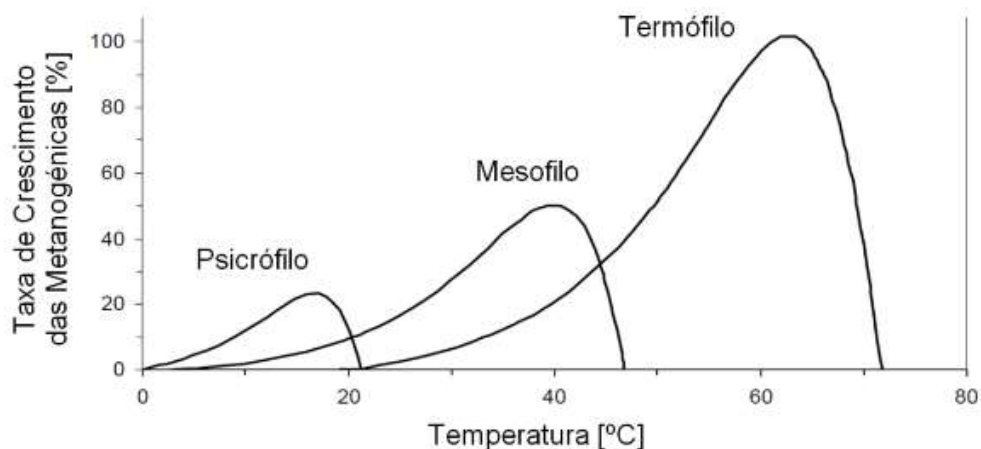
A digestão anaeróbia pode ocorrer em três faixas de temperatura: psicrófila (de 15 a 25°C), mesófila (de 25 a 40°C) e termófila (acima de 40°C) (DENG et al., 2014; ROSINKA; KARWOWSKA, 2017). Em valores mínimos de temperatura, a eficiência na conversão da matéria orgânica se reduz expressivamente, limitando o processo de forma geral, no entanto, na faixa máxima, pode ocorrer a desnaturação das proteínas e acarretar a morte das células.

Reatores anaeróbios tendem a apresentar um desempenho mais estável e maior produção de biogás quando operados em temperaturas mesófila, devido à maior diversidade de microrganismos envolvidos no processo sob esta temperatura comparada às poucas populações que são capazes de suportar condições termófilas (KHALID et al., 2011). Souza et al. (2005), Chae et al. (2008), Deng et al. (2016) e Cao et al. (2019), em seus estudos relataram melhor rendimento em relação à produção de biogás em reatores operados na faixa mesófila.

Mao et al. (2015) apontam que o processo mesofílico, apesar de possuir melhor estabilidade e maior diversidade microbiana, pode apresentar baixos teores de metano devido à maior demanda por nutrientes e à grande variedade de microrganismos operantes. Ainda segundo Mao et al. (2015), as arqueas metanogênicas são bastante sensíveis às variações de temperatura e se desenvolvem principalmente em temperaturas mesofílicas e termofílicas. Contudo, o arranjo termofílico apresenta maiores taxas de conversão dos sólidos em biogás. No entanto, a produção de biogás pode ser comprometida quando o efluente não possui muito material biodegradável, tornando-o mais suscetível às instabilidades (SEADI et al., 2008).

Para reatores em operação com temperaturas abaixo de 25°C (temperaturas psicrófilas), Van Haandel e Lettinga (1994 *apud* GUERI; SOUZA; KUCZMAN, 2018) destacam que para cada grau centígrado reduzido na temperatura no processo de digestão anaeróbia, tem-se uma redução 11% na taxa máxima do metabolismo anaeróbio, afetando desta forma a fração dos sólidos orgânicos que podem ser metabolizados, a taxa de transferência de gás e as características de sedimentação do lodo biológico. De acordo com Bajpai (2017), tem-se que na faixa de 20-55°C, a taxa de reação praticamente dobra para cada aumento de 10°C na temperatura conforme pode ser observado na Figura 3.

Figura 3 – Taxa de crescimento das arqueas metanogênicas



Fonte: Adaptado de Bajpai (2017).

Em geral, altas temperaturas são benéficas para a taxa e atividade metabólica de microrganismos de digestão anaeróbia. Contudo, podem resultar em altas concentrações de amônia livre no sistema (NH_3), que tem sido citada por vários autores como um agente tóxico ao processo anaeróbio (CAO et al., 2019; CHEN et al., 2008; RAJAGOPAL et al., 2013; YENIGÜN; DEMIREL, 2013).

Estudos apontam que a faixa de temperatura afeta a taxa de hidrólise inicial do substrato no reator, e conseqüentemente a fermentação e as etapas subsequentes (DAI et al., 2017; DEV et al., 2019; NGUYEN et al., 2017). Contudo, no nível microbiano, a baixa temperatura atua de forma significativa sobre o desempenho de microrganismos metanogênicos e acidogênicos (DEV et al., 2019; RUSÍN; CHAMRÁDOVÁ; BASINAS, 2021; VAN LIER et al., 1993).

Alguns relatos demonstram que a digestão anaeróbia em condições psicrófilas é uma alternativa econômica em áreas onde as condições climáticas não são apropriadas para digestão anaeróbia no processamento de várias matérias-primas da biomassa (MASSÉ et al., 2010; MASSÉ; MASSE; CROTEAU, 2003; SAHA et al., 2015). Segundo Rusín, Chamrádová e Basinas (2021), os processos de digestão anaeróbia, mesofílico e o termofílico, consomem mais energia para manter a estabilidade das reações comparados ao processo em condições psicrófilas. Ainda segundo os autores, em locais de clima predominantemente frio durante o ano, a energia necessária para aquecer os reatores mesofílicos e termofílicos resulta em um menor rendimento geral do sistema e conseqüentemente menor ganho ecológico (DHAKED; SINGH; SINGH, 2010; MA et al., 2020; RAJAGOPAL; BELLAVANCE; RAHAMAN, 2017).

De acordo com Bouallagui et al. (2004) e Da Silva (2012), o crescimento microbiano ótimo, em média, ocorre entre as temperaturas de 35 a 37°C, onde também ocorre a maior produção de biogás. Contudo, Dai et al. (2017) relataram um aumento na produção de biogás em temperaturas mais altas, porém, observaram que a concentração de metano no biogás foi reduzida nestas condições. Ainda segundo os autores, o intervalo de temperatura entre 32 e 35°C é tido como ideal para se produzir biogás com estabilidade na produção de metano.

Outros estudos relataram maior teor de metano em condição psicrófila comparado ao mesmo tratamento na condição mesofílica (ALVAREZ; LIDÉN, 2008; MASSÉ; MASSE; CROTEAU, 2003; SIGGINS; ENRIGHT; O'FLAHERTY, 2011; WEI; GUO, 2018; WITARSA; LANSING, 2015).

Jaimés-Estévez et al. (2021) avaliaram o desempenho de um biodigestor tubular de baixo custo psicrófilico abastecido com dejetos de bovinos, em operação contínua há 8 anos por um período de 50 dias. A temperatura do biodigestor era 17,7°C com carga orgânica média igual a 0,52 kg_{sv} m⁻³ d⁻¹ e um tempo estimado de retenção hidráulica de 25 dias. Os testes mostraram uma eficiência de remoção de DQO e SV de 67,3 e 77,6 % respectivamente, além de uma produção estabilizada de 0,40 Nm³_{CH₄} kg⁻¹_{sv}. Jaimés-Estévez e seus colaboradores demonstraram que a produção de biogás foi superior ao esperado para a faixa psicrófila em um período de retenção de sólidos curto, quando comparado ao reator de baixo custo avaliado por Castro et al. (2017) cujas condições de operação eram 0,7kg_{sv} m⁻³ d⁻¹ com um tempo de retenção hidráulica de 35 dias à 23 °C, obtendo produção específica de metano era 0,12 m³_{CH₄} kg⁻¹_{sv}.

Os autores Pham, Triolo e Sommer (2014) avaliaram a produção de metano sob condições psicrófilas (<20°C) e mesófilas (25 – 30°C) a partir da degradação de dejetos de suínos e bovinos, em um experimento de bancada durante 40 dias. Os autores apontaram maiores produções de metano nos reatores abastecidos com dejetos de suínos em temperaturas mesófilas.

Estudos de degradação de dejetos de suínos e de galinhas poedeiras, bem como alguns estudos de co-digestão estão resumidos na Tabela 4, na qual a produção de biogás ou metano, bem como a eficiência do sistema é evidenciada.

Em razão das características dos diferentes tipos de dejetos e condições experimentais, o rendimento do processo de digestão anaeróbio é bastante variado, sendo às vezes, pouco eficiente devido à limitações de um único substrato (MA et al., 2018). A co-digestão entretanto, se destaca pela possibilidade do aporte de materiais de baixa biodegradabilidade à substratos considerados eficazes, aumentando a carga orgânica, complementando nutrientes e favorecendo a produção de biogás (SOLÉ-BUNDÓ et al., 2019).

Tabela 4 – Características de estudos de digestão anaeróbia de diferentes dejetos

Substrato	TDH (d)	Temp. (°C)	Sólidos totais (%)	Rendimento biogás ou metano	Unidade	Eficiência remoção ST ou SV (%)	Eficiência remoção DQO (%)	Referências
DS	45	22,0	3,6	68,75	% CH ₄	24,16	54	Vivan et al. (2010)
DS	30	23,0	0,3	443,00	m ³ biogás d ⁻¹	47,73	59	Silva et al. (2015)
DS	28	24,5	ND	0,49	L CH ₄ g ⁻¹ SVap	73,00	86	Massé; Rajagopal; Singh (2014)
DS	75	38,0	0,69	403,90	mL CH ₄ g ⁻¹ SVap	86,31	ND	Arias et al. (2020)
DS	30	24,7	ND	13169,50	m ³ biogás mês ⁻¹	ND	ND	Silva et al. (2018)
DS	22	37,0	5,00	438,38	mL CH ₄ g ⁻¹ SVap	57,43	76	Duan et al. (2019)
DS	25	17,7	ND	0,40	m ³ CH ₄ kg ⁻¹ SVap	77,58	67	Jaimes-Estévez et al. (2021)
DG	400	35,0	10,00	0,35 a 0,40	L biogás g ⁻¹ SVap	ND	68	Niu et al. (2013)
DG	30	35,0	10,00	56,96	% CH ₄	ND	60	Niu et al. (2015)
DG	1,5	35,0	16,30	1,20	m ³ biogás m ⁻³ d ⁻¹	ND	70-80	Liu et al. (2012)
DG	12	37,0	3,80	554,00	mL biogás g ⁻¹ SVap	60-67	ND	Dalkilic; Ugurlu (2015)
DG	180	37,0	ND	245,00	mL CH ₄ g ⁻¹ SVap	44,50	ND	Bi et al. (2019)
DS + lodo esgoto municipal	90	35,0	5,27	439,00	L biogás g ⁻¹ SVap	45,26	ND	Borowski; Domański; Weatherley (2014)
DS + resíduo da indústria de biodiesel	50	34,0	10,00	502,00	mL biogás g ⁻¹ SVap	50,70	ND	Fierro et al. (2014)
DS + palha de milho	22	35,0	5,00	0,67	m ³ biogás kg ⁻¹ SVap	33,50	ND	Arias et al. (2021)
DS + água residuárias de vinícolas	55	35,0	ND	653,00	mL biogás d ⁻¹	ND	87	Riaño; Molinuevo; García-González (2011)
DS + RA	30	35,0	3,90	0,33	m ³ CH ₄ kg ⁻¹ SVap	36,60	ND	Cuetos et al. (2011)
DS + resíduo de drenagem de minas rico em Fe	20	35,0	4,35	2291,00	mL biogás reator ⁻¹	ND	ND	Tao et al. (2021)
DS + silagem de grama	30	37,0	3,71	251,00	L CH ₄ g ⁻¹ SVap	53,90	87	Xie et al. (2017)
DS + palha de cevada	80	15,0	20	152,30	mL CH ₄ g ⁻¹ SVap	9,31	38	Wei et al. (2014)
DS + palha de cevada	90	15,0	20	225,00	mL biogás g ⁻¹ SVap	ND	31	Wei; Guo (2018)

DS: dejetos de suínos; DA: dejetos de galinhas.; ND: Não disponível.

2.3.3. Co-digestão anaeróbia

A co-digestão anaeróbia é uma estratégia utilizada com o intuito de aumentar a produção de biogás (metano) através da digestão de dois ou mais resíduos, com um aumento na produção de biogás da ordem de 25 para 400% em relação à mono-digestão dos mesmos substratos (SHAH et al., 2015).

Na Tabela 5 está apresentado um compilado de estudos com a co-digestão de dejetos suínos com diferentes substratos orgânicos, observa-se que as pesquisas reportadas foram para condições mesofílicas e psicrófilicas.

Tabela 5 – Estudos de co-digestão anaeróbia de dejetos suínos e um conjunto de co-substratos

Co-substrato	Proporção DS + Co-substrato (m/m)	Temp. (°C)	Volume reator (L)	Produção metano (mL CH ₄ g ⁻¹ sv)		Referência
				Mono-digestão	Co-digestão	
Palha de cevada	1:1	15	0,52	86,9	152,3 (+75,3%)	Wei et al. (2014)
Dejeto bovino	7,5:92,5	20	ND	30,0	80,0 (+66,7%)	Garfi et al. (2011)
Polpa mandioca	40:60	37	3,00	217,0	303,6 (+39,90%)	Panichnumsin et al. (2010)
Caule de milho	3:7	35	4,00	239,0	256,6 (+7,4%)	Wang et al. (2016a)
Polpa maçã	4:1	37	0,25	87,0	102,1 (+17,4%)	Li et al. (2018a)
Resíduos alimentares	1:1	37	1,00	161,0	263,0 (+63,35%)	Jiang et al. (2018)
Casca de durião	1:1	37	0,50	206,9	224,8 (+8,65%)	Shen et al. (2019)
Silagem de grama	1:1	35	ND	154,0	251,0(+63,0%)	Zhang et al. (2021)

ND: não disponível.

O tratamento de dejetos suínos via digestão anaeróbia é conhecido pelo seu ganho em valor energético, além de ser uma alternativa de gerenciamento integrado, a partir do tratamento adequado dos resíduos (SIDDIQUE; WAHID, 2018). O dejetos de suíno é considerado um substrato promissor para a co-digestão devido ao seu caráter alcalino e capacidade tampão. Muitos substratos já foram estudados na tentativa de aumentar a produção de biogás na co-digestão destes dejetos com diversos outros materiais, a exemplo das microalgas (WANG et al., 2016), resíduos

alimentares (BRES et al., 2018; KARKI et al., 2022; LIAN et al., 2020; YE et al., 2013) e carcaças de animais (TÁPPARO et al., 2018, 2021).

De acordo com Karki et al. (2021), a co-digestão apresenta algumas vantagens sobre a mono-digestão em relação ao rendimento de metano e melhor estabilidade do processo graças à sinergia das interações, o equilíbrio de nutrientes e a possível diluição de compostos tóxicos. A interação favorável da co-digestão se dá principalmente devido à otimização do balanço de nutrientes na mistura de substratos, pela co-digestão de substratos ricos em carbono com substratos ricos em nitrogênio (SCHOMMER et al., 2020). Além disso, a coexistência de diferentes resíduos orgânicos em uma mesma propriedade rural, facilita o manejo combinado e minimiza a poluição ambiental (HAGOS et al., 2016).

De Vries et al. (2012) avaliaram a mono e a co-digestão de dejetos suínos com vários substratos, dentre os quais a silagem de milho, cauda de beterraba e glicerina. Os autores evidenciam que a co-digestão destes substratos promoveu o aumento da produção de biogás em até 568% em relação à digestão exclusiva dos dejetos suínos.

Wang et al. (2012) avaliaram co-digestão de diferentes proporções de palha de trigo com dejetos bovinos e dejetos de galinhas poedeiras e observaram que a palha melhorou o desempenho da biodigestão quando adicionada em pequenas proporções, sendo, porém, prejudicial em altas taxas de mistura aos dejetos de galinhas poedeiras devido elevado teor de fibra. Arhoun et al. (2021) avaliaram a produção de metano a partir de dejetos de suínos crus e pré-tratados bem como a co-digestão com resíduos de pera. Os autores observaram que a co-digestão resultou em um aumento de 36% no rendimento de metano em relação a mono-digestão de dejetos de suínos sem nenhum pre-tratamento.

Ma et al. (2020) analisaram diversos trabalhos publicados na literatura para comparar a produção de metano no mono e co-digestão para distintos substratos. No estudo foi apontado que resíduos agrícolas e dejetos de animais têm sido os mais utilizados como matérias-primas na co-digestão, em adição, relatam que os efeitos da co-digestão no aumento da produção de metano variaram significativamente com o tipo de co-substrato e proporção de mistura. Para os estudos em batelada, os autores reportaram um aumento de 20, 22 e 38% de aumento na produção de biogás de dejetos de suínos, aves poedeiras e bovinos respectivamente, quando co-digeridos com outros materiais em comparação à monodigestão destes resíduos.

De modo geral, a co-digestão anaeróbia é uma alternativa promissora para a estabilização e valorização de dejetos de animais com outras matérias-primas dentro da mesma propriedade, agregando benefícios como a produção de metano e biofertilizante de melhor qualidade nutricional (AZIZ; HANAFIAH, 2020; SIDDIQUE; WAHID, 2018).

2.3.4. Utilização de inóculos na digestão anaeróbia

A eficiência do tratamento de resíduos está diretamente relacionada ao início de operação do biodigestor. A partida do processo de digestão anaeróbia está relacionada com a existência de uma população microbiana adaptada ao resíduo a ser degradado, a qual pode estar presente no ambiente (inóculo natural), ou introduzida no biodigestor por meio da utilização de inóculos advindos de outros ambientes já estabilizados, a exemplo do lodo anaeróbio em estações de tratamentos de esgotos.

A utilização de inóculos aclimatados têm sido utilizados com bastante frequência para acelerar o início do processo de produção de biogás, uma vez que a quantidade de inóculo em relação à quantidade de substrato são fatores fundamentais que determinam a duração do estágio de partida (*start-up*) e operação em um estado estacionário do reator (GERARDI, 2003 *apud* CÓRDOBA; FERNÁNDEZ; SANTALLA, 2016).

Alguns estudos mostram que a introdução de inóculos no meio anaeróbio favorece o desempenho do biodigestor, principalmente devido à aceleração do processo de bioestabilização anaeróbia dos resíduos e produção de biogás (GOMES; DIAS; PEREIRA, 2021; GONÇALVES et al., 2019; PALLO-CHANGO; ZAMBRANO-GAVILANES; PONDE-SALTOS, 2019).

Duan et al. (2019) estudaram a carga orgânica aplicada com controle de sólidos totais e efluente de suinocultura utilizando inóculo de uma usina de biogás que trata dejetos suínos anaerobiamente. O inóculo foi aclimatado por duas semanas antes de ser utilizado promovendo uma partida rápida do sistema levando a um elevado rendimento de metano e remoção de matéria orgânica.

Córdoba, Fernández e Santalla (2016), ao avaliarem a influência do uso do inóculo no tratamento de efluente de suinocultura, apontaram melhores resultados

com a inoculação, em termos de produção de metano e da remoção de matéria orgânica, em comparação ao tratamento sem inoculação.

2.4. Subprodutos da digestão anaeróbia

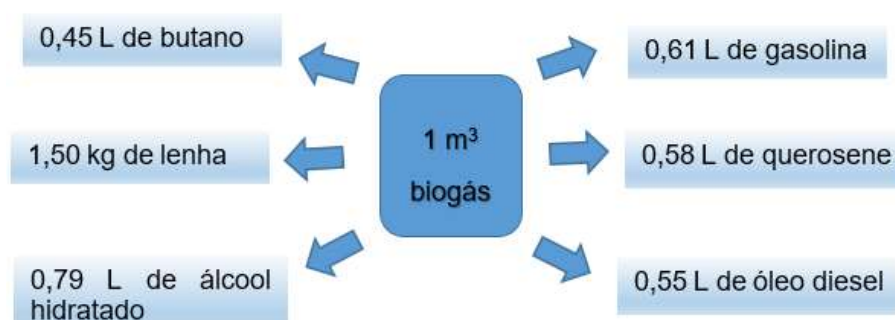
2.4.1. Biogás

O biogás é um subproduto gasoso composto principalmente por dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4), o qual apresenta propriedades combustíveis devido ao elevado poder calorífico, em adição, vários outros gases traço e vapor d'água podem ser identificados (ABBASI; TAUSEEF; ABBASI, 2012; ANGELIDAKI et al., 2018; CHERNICHARO, 2019). Em uma condição favorável de temperatura, pressão e material biodegradável, a concentração de metano no biogás pode variar de 40 a 80% (OKONKWO et al., 2018).

Outros gases como ácido sulfídrico (H_2S) e amônia (NH_3) são considerados indesejáveis no processo de digestão anaeróbia. O H_2S , além de sua toxicidade, está relacionado com problemas de corrosão e geração de odores desagradáveis (MACHADO et al., 2015).

O poder calorífico do biogás gerado pelo processo de digestão anaeróbia (22 MJ Nm^{-3}) é menor que o gás natural ($31 - 40 \text{ MJ Nm}^{-3}$) devido à concentração de metano (40 a 70%) no biogás e no gás natural (81 a 89%) (VASCO-CORREA et al., 2017). De acordo com Oliver et al. (2008), o biogás é uma fonte de energia alternativa, limpa e renovável. Na Figura 4 está apresentada a equivalência, em termos energéticos, de 1 m^3 de biogás com outras fontes de energias.

Figura 4 – Relação para 1 m^3 de biogás com outras fontes de energia



Fonte: Adaptado de Oliver et al. (2008).

Por ser um combustível renovável advindo de resíduos orgânicos, o biogás é indicado para uma diversidade de usos, incluindo combustível para veículos automotivos e usos industriais. O impacto econômico da produção de biogás se potencializa ainda mais pelos nutrientes orgânicos recuperados durante o processo de digestão anaeróbia (BAREDAR; KHARE; NEMA, 2020).

O biogás gerado pelo processo de digestão anaeróbia é reconhecidamente uma fonte de energia renovável (LAHBAB et al., 2021) podendo ser utilizado para gerar energia elétrica, combustível para veículos (AZIZ; HANAFIAH, 2020), aquecimento de caldeiras e creches de leitões, possibilitando a autossuficiência energética para diversos produtores (OLIVEIRA; FERREIRA; OLIVEIRA, 2016). Além disso, é vantajoso ao meio ambiente, uma vez que o metano é um gás de elevado potencial poluidor do efeito estufa, sendo 24 vezes mais poluente que o CO₂ (VITAL, 2018).

Modelos cinéticos na previsão de produção de biogás

Os modelos matemáticos são alternativas que facilitam a compreensão do processo de degradação anaeróbia sendo importantes ferramentas para prever dados de operação de reatores bem como o desempenho da degradação dos compostos através do tratamento anaeróbio (ABU-REESH, 2014). Além disso, os modelos cinéticos são usualmente utilizados para auxiliar na determinação das taxas máximas de degradação do substrato (JIJAI; SIRIPATANA, 2017); no tempo de adaptação do inóculo (PERSERVA; MILLER; SIMS, 2020); na produção de biogás a partir da biomassa lignocelulósica (LI et al., 2021); em reações gás-sólido por meio da dinâmica computacional (WARTHA et al., 2022); na atuação da aquatermólise em óleos pesados (TIRADO et al., 2022); em dejetos de animais (DINH et al., 2018; LAHBAB et al., 2021) entre outros. Dependendo do modelo escolhido, é possível identificar alguma falha, prever resultados e analisar os principais aspectos de um sistema, melhorando-o e compreendendo-o melhor.

Existem vários modelos cinéticos de degradação na literatura utilizados para prever a produção de biogás e metano desenvolvidos para diferentes condições experimentais. Alguns modelos levam em conta todas as etapas do processo de degradação (OWHONDAH et al., 2016) sendo que, para fins de modelagem da cinética, é possível considerar apenas a etapa mais lenta, que é limitante do processo (KARKI et al., 2021; ZHANG; CHEN; ZHOU, 2009; ZHANG et al., 2015).

De forma geral, os modelos cinéticos podem indicar a fase que limita a degradação do substrato (como o excesso de ácidos voláteis), estimar o rendimento de metano, determinar a duração da fase de latência, destacar as condições operacionais como tempo de retenção hidráulica (TSAPEKOS et al., 2018) e diversos outros fatores que otimizem o processo (NGUYEN et al., 2017).

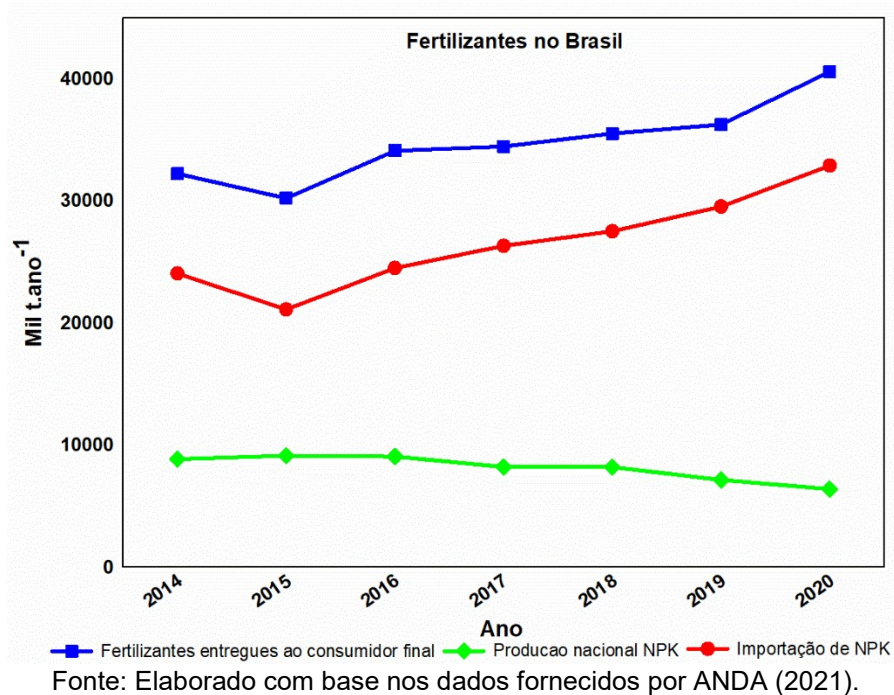
Dentre os modelos matemáticos mais utilizados em estudos de degradação anaeróbia e produção de biogás/metano, destacam-se: o modelo de primeira ordem (ANGELIDAKI et al., 2009; KARKI et al., 2021b; MOMOH et al., 2011; RAPOSO et al., 2011), Gompertz modificado (JIJAI; SIRIPATANA, 2017; DINH et al., 2018; LAHBAB et al., 2021; USMANI et al., 2021); Chen e Hashimoto (LI et al., 2018); segunda ordem (LAHBAB et al., 2021) e modelo de Schunute (JIJAI; SIRIPATANA, 2017).

A maioria destes modelos também é utilizada em estudos de mono e co-digestão (JIJAI; SIRIPATANA, 2017; KARKI et al., 2021a; KARKI et al., 2021b; MAO et al., 2017; MOMOH et al., 2011; PANIGRAHI et al., 2020). Não obstante, em se tratando de substratos orgânicos complexos, tanto na mono-digestão ou na co-digestão, devem se considerar os diferentes padrões de biodegradabilidade dos substratos ao escolher o modelo a ser empregado (KARKI et al., 2022).

2.4.2. Biofertilizante

A utilização de biofertilizantes advindos de resíduos tratados da agropecuária tornou-se uma alternativa viável na fertilização de vários tipos de culturas, inclusive para recuperação de pastagens (PINHEIRO et al., 2020; SILVA; BUSS, 2019). Devido aos altos investimentos na importação de fertilizantes industrializados no Brasil (Figura 5), a utilização de recursos disponíveis e de baixo custo (biomassa residual de animais) em substituição da fertilização comercial é uma opção vantajosa que, além de tratar de forma correta os resíduos gerados na propriedade, promove a recuperação de recursos como biofertilizantes, assim como a produção de energia térmica e ou elétrica a partir da digestão anaeróbia de resíduos (PEREIRA et al., 2019; SCARLAT; DALLEMAND; FAHL, 2018).

Figura 5 – Produção, importação e consumo total de fertilizantes no Brasil no período de 2014 a 2020



O biofertilizante é considerado uma mistura composta por diversos microrganismos vivos (MAHMUD et al., 2021) que podem facilmente converter material orgânico complexo em compostos mais simples e de fácil absorção, sendo mutuamente benéfico para raízes e plantas (SNESHA et al., 2018). O biofertilizante possui em sua composição células vivas capazes de fixar o nitrogênio, solubilizar o potássio e mobilizar o fósforo (FASUSI; CRUZ; BABALOLA, 2021; VIVES-PERIS et al., 2020).

A utilização dos dejetos líquidos de suínos com certa frequência diretamente no solo como adubo orgânico, sem qualquer tipo de tratamento, pode acarretar em desequilíbrio químico, físico e biológico do solo, resultando na absorção desbalanceada desses nutrientes pela planta, de alterações na diversidade e funcionalidade dos microrganismos do solo (MUHMOOD et al., 2018). Por outro lado, os dejetos oriundos de suínos, frangos, gado leiteiro entre outros, podem ser processados por meio da digestão anaeróbia, obtendo como subproduto, o biofertilizante que pode ser utilizado em pastagens e plantações devido à grande quantidade de minerais disponíveis, principalmente o nitrogênio (BAREDAR; KHARE; NEMA, 2020; XU; ADAIR; DESHUSSES, 2016). Vários estudos apontam a viabilidade

da utilização do biofertilizante em diversas culturas (LEE et al., 2021; MACIEL et al., 2019; PEREIRA et al., 2019; PINHEIRO et al., 2020; RODRIGUES et al., 2019)

O biofertilizante pode ser utilizado para substituir parcial ou totalmente os adubos químicos convencionais e tem alcançado bons resultados quando aplicado em pastagens (ALONSO; COSTA, 2017; LEE et al., 2021; MACIEL et al., 2019; PEREIRA et al., 2019; PINHEIRO et al., 2020; RODRIGUES et al., 2019; SILVA et al., 2014; SOARES FILHO et al., 2018). Contudo, é importante salientar que no Brasil ainda não há uma legislação que regulamenta a aplicação de biofertilizantes provenientes de dejetos de animais sem tratamento adequado de higienização, sendo desaconselhável sua aplicação no cultivo de hortaliças que são ingeridas cruas.

O desempenho do biofertilizante no campo depende do tipo de cultura, das condições ambientais e manejo adotado. Os biofertilizantes podem promover a segurança alimentar de forma direta - fitoestimulação e mobilidade de nutrientes, ou indireta - biocontrole de pragas, em comparação com o efeito nocivo dos fertilizantes químicos (MAHMUD et al., 2021).

O uso de biofertilizantes, desta forma, provê e melhora a produtividade por área em um tempo relativamente curto, consome menores quantidades de energia, reduz a contaminação do solo e da água, aumenta a fertilidade do solo, estimula o antagonismo e o controle biológico de organismos fitopatogênicos (SNESHA et al., 2018).

O teor de nutrientes presentes nos biofertilizantes depende da composição e variabilidade dos substratos que foram utilizados, do tipo de biodigestor, da temperatura de degradação entre outros fatores no processo de digestão anaeróbia (TÁPPARO et al., 2020). A adição de nutrientes à alimentação de animais visando o aumento da produção e consequentemente do lucro é uma prática comum em sistemas intensivos de criação (SAMWAYS RIBAS; MICHALOSKI, 2017).

Biserra et al. (2017) em experimento conduzido para avaliar o desenvolvimento de *Brachiaria brizantha* cv Piatã utilizando biofertilizante de bovino leiteiro e adubação química, concluíram que a substituição parcial da adubação química pelo biofertilizante mostrou ser promissor no desenvolvimento da cultura. Também Alonso; Costa (2017) ao avaliarem o desempenho agrônomico da *Brachiaria brizantha* cv. Xaraés submetida a diferentes doses de biofertilizante de bovino leiteiro, verificaram que a aplicação do biofertilizante apresentou melhores resultados, tanto de produtividade quanto para a qualidade no teor de proteínas do cultivar.

Silva et al. (2014) utilizaram biofertilizante de aves de postura para avaliar o efeito da aplicação sobre a cultivar *Brachiaria brizantha* (cv. Marandu e Piatã). Os autores aplicaram diferentes doses do biofertilizante e constataram que a taxa de aplicação de 50 m³ ha⁻¹ foi capaz de promover melhorias nas características morfológicas e de produção, no entanto, doses de 100 e 150 m³ ha⁻¹ provocaram a morte das cultivares.

Soares Filho et al. (2018) em um estudo avaliando a produção de capim Convert-HD364 bem como a qualidade do solo fertilizado com biofertilizante bovino, obtiveram um resultado positivo com relação ao aumento da maioria dos atributos do solo e da concentração de nutrientes foliar. Contudo, os autores observaram uma tendência no aumento do pH com aplicações mais altas de biofertilizante.

O uso intensivo do solo é essencial e deve ser associado às práticas de conservação e à agricultura sustentável para uma produção agrícola e pecuária de longo prazo com um mínimo de impacto no meio ambiente (HEJNA et al., 2021). No entanto, as práticas agrícolas de produção animal podem contribuir com a poluição devido aos metais pesados dos aditivos alimentares que garantem as necessidades nutricionais das plantações, bem como os que são utilizados para promover a saúde animal e otimização da produção (VELTEN et al., 2015). A produção animal, em especial a criação de suínos, tem sido alvo de grande preocupação devido à disseminação de metais pesados presentes nos dejetos utilizados como fonte de nutrição de plantas pelo uso dos biofertilizantes (HEJNA et al., 2021).

O biofertilizante quando aplicado ao solo por longos períodos, pode apresentar algumas limitações como contaminação de águas superficiais e subterrâneas (MAGALHÃES; WEBER, 2021). Por ser uma fonte diluída de nutrientes, incide numa maior frequência de aplicação para suprir as necessidades da plantação, podendo deixar o solo compactado pela excessiva utilização dos equipamentos de adubação, além de maiores gastos em combustíveis.

Embora as plantas necessitem de certas quantidades de metais pesados para seu crescimento, o excesso desses metais torna o solo tóxico e até mesmo improdutivo para algumas culturas. Como os metais não podem ser decompostos, quando as concentrações excedem os níveis ideais dentro da planta, ocorre o desenvolvimento aquém do esperado ou a morte das mesmas (TAIZ et al., 2017).

Segundo Ito, Guimarães e Amaral (2016), dentre os principais componentes dos dejetos suínos capazes de poluir o solo estão os metais pesados, zinco e cobre.

Pelo fato de não se degradarem em condições naturais, algum dos metais pesados encontrados nos solos, como chumbo, zinco, cobre, mercúrio, níquel, cromo, cádmio, cobalto e arsênio, bioacumulam-se no solo e nas culturas ao longo do tempo (CHIBUIKE; OBIORA, 2014).

Outra questão reside no fato do biofertilizante possuir uma composição mais complexa e variável de acordo com a qualidade e quantidade de dejetos utilizados na digestão anaeróbia. Assim, há necessidade da realização de análises do efluente a fim de se caracterizar nutrientes e patógenos (COELHO et al., 2018). Na Tabela 6 está apresentada os teores de Zn e Cu em biofertilizantes reportados em alguns estudos.

Tabela 6 – Teor de Zn e Cu em biofertilizantes

Digestato	Unidade	Zn	Cu	Referências
	mg L ⁻¹	74,80 a	28,00 a	Vivan et al. (2010)
	mg kg ⁻¹	37873,00 b	1976,00 b	Pampillón-González et al. (2017)
	g kg ⁻¹	14,80	0,70	Tsai et al. (2018)
DS	mg kg ⁻¹	1353,50	1860,95	Yang; Wen; Chen (2021)
	mg L ⁻¹	64,0	9,50 c	Cestonaro do Amaral et al. (2014a)
	mg L ⁻¹	0,05	0,01	Oliveira et al. (2021)
	mg L ⁻¹	1,00	3,00	Dinnebier et al. (2021)
	mg L ⁻¹	0,30	0,10	Ran et al. (2021)
DG	mg L ⁻¹	1,70 b	20,70 b	Bres et al. (2018)
	mg L ⁻¹	2,91	1,69	Muhmood et al. (2018)
DS + RA	mg kg ⁻¹	359,90	60,93	Coelho et al. (2018)

DS= dejetos suínos; RA= resíduos alimentares; DG= dejetos de galinhas; Média amostral: a (n= 10); b (n= 3); c (n= 6).

A concentração destes nutrientes nos biofertilizantes varia conforme o tipo de alimentação fornecida e as condições de tratamentos dos animais. De acordo com Smanhotto et al. (2010), cerca de 95% de Zn e 85% de Cu são excretados nos dejetos de suínos em virtude da quantidade excessiva destes oligoelementos acrescidos à ração, tornando-os indisponíveis para o aproveitamento no sistema produtivo dentro da propriedade sem qualquer tratamento.

De acordo com Hayes e Theis (1978 apud KHANAL, 2008), a toxicidade dos metais pesados nos digestatos seguem a ordem: Ni > Cu > Pb > Cr > Zn. Muitas tecnologias físico-químicas e biológicas são desenvolvidas na tentativa de mitigar os efeitos nocivos destes metais no solo, utilizando plantas de acumulação de metal para desintoxicar e extrair contaminantes em solos poluídos.

Produtos de hidrocarbonetos e seus derivados frequentemente se concentram e se acumulam na cadeia alimentar através do ecossistema do solo com a ajuda de agentes biológicos (NWANKWEGU et al., 2020), reduzindo a produção de safras de alimentos e aumentando os riscos para a saúde dos animais e seres humanos. Em vista disso, uma das alternativas para minimizar os efeitos tóxicos da aplicação de biofertilizantes com excessiva concentração de metais pesados, seria considerar esse elemento como limitante para definir a dose de aplicação (MATOS; MATOS, 2017).

3. OBJETIVOS E HIPÓTESES DA PESQUISA

3.1. Objetivo geral

Avaliar a eficiência de biodigestores abastecidos com dejetos provenientes da criação de suínos em consórcio com os dejetos de galinhas poedeiras em duas condições de temperatura.

3.2. Objetivos específicos

- Avaliar a produção de biogás em reatores de bancada, em batelada, abastecidos com dejetos provenientes da criação de suínos em consórcio com dejetos de galinhas poedeiras em três proporções de misturas e duas condições de temperatura;
- Avaliar a remoção de variáveis físicas, químicas e biológicas após a digestão em diferentes proporções e condições de temperatura;
- Avaliar as características nutricionais dos biofertilizantes no crescimento vegetativo (baseado na massa seca) do cultivar *Brachiaria brizantha* (cv. Marandu) frente a diferentes dosagens de digestato, bem como a sua toxicidez com relação ao teor de metais pesados (Zn).

Com base na revisão de literatura e de acordo com lacunas existentes no estado da arte, foram definidas premissas baseadas em algumas hipóteses (Tabela 7) as quais se relacionaram com os objetivos específicos desta pesquisa.

Tabela 7 – Premissas e hipóteses

Premissas	Hipóteses	Objetivos
<p>O tratamento de dejetos suínos em consórcio com outros dejetos via digestão anaeróbia é reconhecido como um sistema eficiente em relação à produção de biogás e destino adequado destes resíduos.</p>	<p>A co-digestão de resíduos se comparados a tratamentos que contenham apenas um tipo de dejetos tendem a serem mais eficientes em relação à produção de biogás.</p> <p>Durante o processo de digestão anaeróbia, ocorre estabilização e diminuição da concentração de alguns nutrientes tornando o digestato um biofertilizante com características compatíveis ao fertilizante convencional.</p>	<p>Avaliar a produção de biogás em reatores de bancada, em batelada, abastecidos com dejetos provenientes da criação de suínos em consórcio com dejetos de galinhas poedeiras em três proporções de misturas e duas condições de temperatura.</p>
		<p>Avaliar a remoção de variáveis físicas, químicas e biológicas após a digestão em diferentes proporções e condições de temperatura.</p>
		<p>Avaliar as características nutricionais dos biofertilizantes no crescimento vegetativo (baseado na massa seca) do cultivar <i>Brachiaria brizantha</i> (cv. Marandu) frente a diferentes dosagens de digestato, bem como a sua toxicidade com relação ao teor de metais pesados (Zn).</p>
<p>A sequência bioquímica de transformações ocorridas em um reator está diretamente ligada à temperatura de operação do mesmo. Manter estável a temperatura durante a digestão anaeróbia interfere diretamente na conversão da matéria orgânica e, desta forma, na produção de biogás.</p>	<p>Tratamentos psicrófilos podem ser equiparados com tratamentos mesófilos em relação à produção de biogás, se mantida a temperatura do reator constante.</p>	<p>Verificar a influência da temperatura de digestão em relação à produção de biogás e na qualidade do digestato.</p>
<p>Cerca de mais de 98% do N total dos solos agrícolas encontram-se na forma orgânica, ou seja, está associado a MOS. No biofertilizante, a maior parte da matéria orgânica biodegradável já foi consumida, e desta forma, o nitrogênio neste resíduo está sob a forma nitrogênio orgânico dissolvido, particulado e nitrogênio amoniacal (NH_3/NH_4^+).</p> <p>A utilização do digestato como biofertilizante em solos, além de reduzir custos com adubos convencionais, promove uma destinação eficaz ao efluente da.</p> <p>O biofertilizante além de conter certa quantidade nutrientes, possui menos odor e atrai menos moscas se comparado ao dejetos in natura.</p>	<p>A aplicação do digestato no solo como fonte de nutrição de plantas, pelo fato de ser uma água residuária já tratada e possuir uma menor concentração de sólidos, se sobressai em comparação ao resíduo sem nenhum tratamento, além de evitar a colmatagem da superfície do solo, tem reduzido número de patógenos.</p> <p>A adubação do solo com o digestato proveniente da co-digestão de DS e DGP será eficaz no desenvolvimento do cultivar <i>Brachiaria brizantha</i> cv. Marandu, devido aos nutrientes a ele agregado em comparação ao adubo químico.</p>	<p>Avaliar o crescimento vegetativo (baseado na massa seca) do cultivar <i>Brachiaria brizantha</i> (cv. Marandu) por dois meses submetidos a duas doses diferentes de biofertilizante comparando-os com a adubação química com NKP.</p>
<p>O dejetos de suínos contém consideráveis quantidades de metais pesados, como Cu, Zn e Fe, devido ao suplemento mineral oferecido aos animais.</p>	<p>A concentração de metais pesados presente no digestato prejudica o desenvolvimento da cultura.</p>	<p>Verificar a toxicidade do biofertilizante com relação ao teor de metais pesados (Zn) presente no digestato, uma vez que o mesmo pode estar complexado e não disponível para a planta.</p>

4. REFERÊNCIAS

- ABBASI, T.; TAUSEEF, S. M.; ABBASI, S. A. Anaerobic digestion for global warming control and energy generation - An overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 5, p. 3228–3242, 2012.
- ABU-REESH, I. M. Kinetics of anaerobic digestion of labaneh whey in a batch reactor. **African Journal of Biotechnology**, v. 13, n. 16, p. 1745–1755, 2014.
- AHMAR SIDDIQUI, M. et al. Dynamic anaerobic membrane bioreactor coupled with sulfate reduction (SrDMBR) for saline wastewater treatment. **Bioresource Technology**, p. 126447, nov. 2021.
- AL SEADI, T. et al. **Biogas Handbook**. 1. ed. Esbjerg- Denmark: University of Southern Denmark Esbjerg, 2008.
- ALONSO, R. A.; COSTA, L. V. C. DA. Caracteres agronômicos de b. brizantha cv. xaraés (mg5), sob diferentes doses de biofertilizante de dejetos de bovino leiteiro. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering**, v. 11, n. 4, p. 400–411, 2017.
- ALVAREZ, R.; LIDÉN, G. The effect of temperature variation on biomethanation at high altitude. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 15, p. 7278–7284, 2008.
- ANGELIDAKI, I. et al. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 5, p. 927–934, 2009.
- ANGELIDAKI, I. et al. Biogas upgrading and utilization: Current status and perspectives. **Biotechnology Advances**, v. 36, n. 2, p. 452–466, 2018.
- ARHOUN, B. et al. Effect of pretreatment and co-substrate addition on biogas production from pig slurry. **Water and Environment Journal**, v. 35, n. 3, p. 1147–1157, 2021.
- ARIAS, D. E. et al. Hygienization and microbial metabolic adaptation during anaerobic co-digestion of swine manure and corn stover. **Bioresource Technology**, v. 306, n. December 2019, p. 123168, 2020.
- ARIAS, D. E. et al. 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**, v. 284, n. January, p. 112027, 2021.
- ARYAL, N. et al. Bioresource Technology An overview of microbial biogas enrichment. **Bioresource Technology**, v. 264, n. June, p. 359–369, 2018.
- AZIZ, N. H. A.; HANAFIAH, M. M. Life cycle analysis of biogas production from anaerobic digestion of palm oil mill effluent. **Renewable Energy**, v. 145, p. 847–857, 2020.
- BAJPAI, P. **Bleach Plant Effluents from the Pulp and Paper Industry**. Heidelberg: Springer International Publishing, 2017.

BARENDAR, P.; KHARE, V.; NEMA, S. **Design and Optimization of Biogas Energy Systems**. [s.l.] Academic Press, 2020.

BI, S. et al. Effects of organic loading rate on anaerobic digestion of chicken manure under mesophilic and thermophilic conditions. **Renewable Energy**, v. 139, p. 242–250, 2019.

BISERRA, T. T. et al. Utilização de biofertilizante e adubação química em capim-piatã (*Brachiaria brizantha*). **Revista de Ciências Agrárias**, v. 40, n. 2, p. 333–341, 2017.

BOROWSKI, S.; DOMAŃSKI, J.; WEATHERLEY, L. Anaerobic co-digestion of swine and poultry manure with municipal sewage sludge. **Waste Management**, v. 34, n. 2, p. 513–521, 2014.

BOUALLAGUI, H. et al. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 12, p. 2143–2148, 2004.

BRES, P. et al. Performance of semi-continuous anaerobic co-digestion of poultry manure with fruit and vegetable waste and analysis of digestate quality: A bench scale study. **Waste Management**, v. 82, p. 276–284, 2018.

BUŁKOWSKA, K. et al. ADM1-based modeling of anaerobic codigestion of maize silage and cattle manure – calibration of parameters and model verification (part II) / Modelowanie kofermentacji kiszonki kukurydzy i obornika bydłowego za pomocą ADM1 – kalibracja i weryfikacja model. **Archives of Environmental Protection**, v. 41, n. 3, p. 20–27, 1 set. 2015.

CARDOSO, A. DA S. et al. How do greenhouse gas emissions vary with biofertilizer type and soil temperature and moisture in a tropical grassland? **Pedosphere**, v. 30, n. 5, p. 607–617, 2020.

CARDOSO, B. F.; OYAMADA, G. C.; SILVA, C. M. DA. Produção, Tratamento e Uso dos Dejetos Suínos no Brasil. **Desenvolvimento em Questão**, v. 13, n. 32, p. 127, 2015.

CASTELLANO-HINOJOSA, A. et al. Linking nitrous oxide emissions to population dynamics of nitrifying and denitrifying prokaryotes in four full-scale wastewater treatment plants. **Chemosphere**, v. 200, p. 57–66, jun. 2018.

CASTRO, L. et al. Low cost digester monitoring under realistic conditions: Rural use of biogas and digestate quality. **Bioresource Technology**, v. 239, p. 311–317, 2017.

ČATER, M.; ZOREC, M.; MARINŠEK LOGAR, R. Methods for Improving Anaerobic Lignocellulosic Substrates Degradation for Enhanced Biogas Production. **Springer Science Reviews**, v. 2, n. 1–2, p. 51–61, 23 dez. 2014.

CAVALAGLIO, G. et al. Energy from poultry waste: An Aspen Plus-based approach to the thermo-chemical processes. **Waste Management**, v. 73, p. 496–503, mar. 2018.

- CESTONARO DO AMARAL, A. et al. Zinc and copper distribution in swine wastewater treated by anaerobic digestion. **Journal of Environmental Management**, v. 141, p. 132–137, 2014.
- CHERNICHARO, C. A. DE L. **Reatores naeróbio**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2019.
- CHERUBIN, M. R. et al. Physical, chemical, and biological quality in an oxisol under different tillage and fertilizer sources. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 39, n. 2, p. 615–625, 2015.
- CHIBUIKE, G. U.; OBIORA, S. C. Heavy metal polluted soils: Effect on plants and bioremediation methods. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2014, 2014.
- CHU, X. et al. Studies on the degradation of corn straw by combined bacterial cultures. **Bioresource Technology**, v. 320, n. PA, p. 124174, jan. 2021.
- COELHO, J. J. et al. Physical-chemical traits, phytotoxicity and pathogen detection in liquid anaerobic digestates. **Waste Management**, v. 78, p. 8–15, 2018.
- COELHO, S. T.; PECORA, V.; SANTOS, M. **Tecnologias de produção e uso de biogás e biometano**. Synergia ed. São Paulo: Synergia E, 2018.
- CÓRDOBA, V.; FERNÁNDEZ, M.; SANTALLA, E. The effect of different inoculums on anaerobic digestion of swine wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 4, n. 1, p. 115–122, 2016.
- COSTA, C. C. et al. PRODUÇÃO DE BIOGÁS ATRAVÉS DO APROVEITAMENTO DE DEJETOS. **Acta Ambiental Catarinense-Unochapecó**, v. 19, n. 2022, p. 1–9, 2021.
- CUETOS, M. J. et al. Anaerobic Co-digestion of Swine Manure with Energy Crop Residues. **Biotechnology and Bioprocess Engineering**, v. 16, p. 1044–1052, 2011.
- DA SILVA, M. I.; DE BORTOLI, A. L. Development of a Model for the Process of Anaerobic Digestion and Its Solution by the Modified Adomian Decomposition Method. **International Journal of Applied and Computation Mathematics**, v. 7, n. 1, p. 1–7, 2020.
- DA SILVA, M. L. B. **Animal Waste as a source of by-products and bioenergy** EMBRAPA, , 2012.
- DAI, X. et al. A New Method for the Simultaneous Enhancement of Methane Yield and Reduction of Hydrogen Sulfide Production in the Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge. **Bioresource Technology**, v. 243, n. nov. 2017, p. 914–921, 2017.
- DALKILIC, K.; UGURLU, A. Biogas production from chicken manure at different organic loading rates in a mesophilic-thermophilic two stage anaerobic system. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 120, n. 3, p. 315–322, 2015.

- DE VRIES, J. W. et al. Comparing environmental consequences of anaerobic mono- and co-digestion of pig manure to produce bio-energy – A life cycle perspective. **Bioresource Technology**, v. 125, p. 239–248, 2012.
- DENG, L. et al. Kinetics of temperature effects and its significance to the heating strategy for anaerobic digestion of swine wastewater. **Applied Energy**, v. 134, p. 349–355, 2014.
- DEV, S. et al. Perspective on anaerobic digestion for biomethanation in cold environments. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 103, n. December 2018, p. 85–95, abr. 2019.
- DHAKED, R. K.; SINGH, P.; SINGH, L. Biomethanation under psychrophilic conditions. **Waste Management**, v. 30, n. 12, p. 2490–2496, dez. 2010.
- DI MARIA, F. et al. Amount of energy recoverable from an existing sludge digester with the co-digestion with fruit and vegetable waste at reduced retention time. **Applied Energy**, v. 150, p. 9–14, jul. 2015.
- DI MARIA, F.; SORDI, A.; MICALE, C. Energy production from mechanical biological treatment and Composting plants exploiting solid anaerobic digestion batch: An Italian case study. **Energy Conversion and Management**, v. 56, p. 112–120, abr. 2012.
- DINH, P. V. et al. Kinetic of Biogas Production in Co-Digestion of Vegetable Waste, Horse Dung, and Sludge by Batch Reactors. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 159, n. 1, 2018.
- DINNEBIER, H. C. F. et al. Phycoremediation and biomass production from high strong swine wastewater for biogas generation improvement: An integrated bioprocess. **Bioresource Technology**, v. 332, n. January, 2021.
- DUAN, N. et al. Effect of organic loading rate on anaerobic digestion of pig manure: Methane production, mass flow, reactor scale and heating scenarios. **Journal of Environmental Management**, v. 231, n. October 2018, p. 646–652, 2019.
- EBNER, J. H. et al. Lifecycle Greenhouse Gas Analysis of an Anaerobic Codigestion Facility Processing Dairy Manure and Industrial Food Waste. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 18, p. 11199–11208, 15 set. 2015.
- FARGHALI, M. et al. Potential of biogas production from manure of dairy cattle fed on natural soil supplement rich in iron under batch and semi-continuous anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 309, n. April, p. 123298, 2020.
- FASUSI, O. A.; CRUZ, C.; BABALOLA, O. O. Agricultural sustainability: Microbial biofertilizers in rhizosphere management. **Agriculture (Switzerland)**, v. 11, n. 2, p. 1–19, 2021.
- FIERRO, J. et al. Valorisation of used cooking oil sludge by codigestion with swine manure. **Waste Management**, v. 34, n. 8, p. 1537–1545, ago. 2014.

- GARFÍ, M. et al. Codigestion of cow and guinea pig manure in low-cost tubular digesters at high altitude. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 12, p. 2066–2070, dez. 2011.
- GAROMA, T.; PAPPATERRA, D. An investigation of ultrasound effect on digestate solubilization and methane yield. **Waste Management**, p. 1–6, 2017.
- GOMES, A. C. R.; DIAS, E. H. DE O.; PEREIRA, R. D. O. Desenvolvimento de lodo granular aeróbio e avaliação do desempenho de reator em bateladas sequenciais (rbs) a partir de dois inóculos distintos. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, v. 14, n. 1, p. 153, 6 abr. 2021.
- GOMES, I. R. R.; SILVA, S. P. R. DA. Potencial Produtor de Biogás a partir dos Dejetos de Galinhas Poedeiras em São Bento do Una/PE. **Revista de Engenharia e Pesquisa Aplicada**, v. 3, n. 2, p. 120–127, 2018.
- GONÇALVES, C. M. et al. Avaliação de parâmetros fermentativos de inóculos utilizados na produção da cachaça de alambique. **B. Ceppa**, v. 37, n. 2, p. 17–27, 2019.
- GOTARDO, R. et al. Evolução e magnitude das concentrações de cátions, ânions e carbono no dejetos líquido de suínos em fase de terminação. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 10, n. 3, p. 849–870, 2017.
- GUERI, M. V. D.; SOUZA, S. N. M.; KUCZMAN, O. Parâmetros operacionais do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares: uma revisão. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n. 1, p. 17–25, 2018.
- HAGOS, K. et al. Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, n. September, p. 1485–1496, 2017.
- HAN, T. et al. The changes of nutrient composition of piled laying hen manure and anaerobic fermentation for recycling as a dietary ingredient for ruminants. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 768–773, 2018.
- HEJNA, M. et al. Heavy-Metal Phytoremediation from Livestock Wastewater and Exploitation of Exhausted Biomass. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 5, p. 2239, 24 fev. 2021.
- HIJAZI, O. et al. Life cycle assessment of the use of nanomaterials in biogas production from anaerobic digestion of manure. **Renewable Energy**, v. 148, p. 417–424, 2020.
- HUBER, D. H.; CHAVARRIA-PALMA, J. E.; ESPINOSA-SOLARES, T. Co-digestion of Dairy Cattle Waste in a Pilot-Scale Thermophilic Digester Adapted to Poultry Litter Feedstock: Stress, Recovery, and Microbiome Response. **BioEnergy Research**, v. 14, n. 4, p. 1349–1359, 15 dez. 2021.
- IEA, W. E. O. **IEA**. Disponível em: <<https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2018>>.

ITO, M.; GUIMARÃES, D.; AMARAL, G. Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades. **BNDES Setorial**, v. 44, p. 125–156, 2016.

JAIMES-ESTÉVEZ, J. et al. Psychrophilic full scale tubular digester operating over eight years: Complete performance evaluation and microbiological population. **Energies**, v. 14, n. 1, 2021.

JIANG, Y. et al. Inhibition of volatile fatty acids on methane production kinetics during dry co-digestion of food waste and pig manure. **Waste Management**, v. 79, p. 302–311, 2018.

JIJAI, S.; SIRIPATANA, C. Kinetic Model of Biogas Production from Co-digestion of Thai Rice Noodle Wastewater (Khanomjeen) with Chicken Manure. **Energy Procedia**, v. 138, p. 386–392, 2017.

KAFLE, G. K.; KIM, S. H. Anaerobic treatment of apple waste with swine manure for biogas production: Batch and continuous operation. **Applied Energy**, v. 103, p. 61–72, 2013.

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

KARKI, R. et al. Anaerobic co-digestion: Current status and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 330, n. January, p. 125001, 2021.

KARKI, R. et al. Anaerobic co-digestion of various organic wastes: Kinetic modeling and synergistic impact evaluation. **Bioresource Technology**, v. 343, n. July 2021, p. 126063, 2022.

KHANAL, S. K. **Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production: Principles and Applications**. 1. ed. [s.l.] Wiley-Blackwell, 2008.

KHOSHGOFTAR MANESH, M. H.; REZAZADEH, A.; KABIRI, S. A feasibility study on the potential, economic, and environmental advantages of biogas production from poultry manure in Iran. **Renewable Energy**, v. 159, p. 87–106, 2020.

KUNZ, A. et al. Comparativo de Custos de Importação de Diferentes Tecnologias de Armazenagem/Tratamento e Distribuição de Dejetos de suínos. **Embrapa Suínos e Aves**, p. 1–16, 2005.

LAHBAB, A. et al. Co-digestion of vegetable peel with cow dung without external inoculum for biogas production: Experimental and a new modelling test in a batch mode. **Fuel**, v. 306, n. July, p. 121627, 2021.

LEE, M. S. et al. Effect of digestate and digestate supplemented with biochar on switchgrass growth and chemical composition. **Biomass and Bioenergy**, v. 144, n. September 2019, p. 105928, 2021.

LEITE, W. R. M. et al. Monitoring and Control Improvement of Single and Two Stage Thermophilic Sludge Digestion Through Multivariate Analysis. **Waste and Biomass Valorization**, v. 9, n. 6, p. 985–994, 2018.

LI, H. et al. Supercritical water gasification of lignocellulosic biomass: Development of a general kinetic model for prediction of gas yield. **Chemical Engineering Journal**, n. September, p. 133618, 2021.

LI, Y. et al. Reactor performance and economic evaluation of anaerobic co-digestion of dairy manure with corn stover and tomato residues under liquid, hemi-solid, and solid state conditions. **Bioresource Technology**, v. 270, n. August, p. 103–112, 2018.

LIAN, T. et al. Enhanced lactic acid production from the anaerobic co-digestion of swine manure with apple or potato waste via ratio adjustment. **Bioresource Technology**, v. 318, n. August, p. 124237, 2020.

LIU, Z.-G. et al. Enhanced anaerobic treatment of CSTR-digested effluent from chicken manure: The effect of ammonia inhibition. **Waste Management**, v. 32, n. 1, p. 137–143, jan. 2012.

LÓPEZ-PACHECO, I. Y. et al. Phyco-remediation of swine wastewater as a sustainable model based on circular economy. **Journal of Environmental Management**, v. 278, n. August 2020, 2021.

MA, G. et al. Methane yields during anaerobic co-digestion of animal manure with other feedstocks: A meta-analysis. **Science of The Total Environment**, v. 728, p. 138224, ago. 2020.

MA, H. et al. Nutrient recovery technologies integrated with energy recovery by waste biomass anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 269, n. August, p. 520–531, dez. 2018.

MACIEL, A. M. et al. Application of biofertilizers from dairy livestock in planosols. **Revista em Agronegocio e Meio Ambiente**, v. 12, n. 1, p. 151–171, 2019.

MAGALHÃES, S. S. D. A.; WEBER, O. L. DOS S. Zinc and copper fractions in Oxisols of different textures fertilized with pig slurry. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 25, n. 6, p. 386–392, jun. 2021.

MAHMUD, A. A. et al. Biofertilizers: A Nexus between soil fertility and crop productivity under abiotic stress. **Current Research in Environmental Sustainability**, v. 3, p. 100063, 2021.

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

MARTÍ-HERRERO, J. et al. Improvement through low cost biofilm carrier in anaerobic tubular digestion in cold climate regions. **Bioresource Technology**, v. 167, p. 87–93, 2014.

MARTINELLI, G. et al. Assessing the eco-efficiency of different poultry production systems: an approach using life cycle assessment and economic value added. **Sustainable Production and Consumption**, v. 24, p. 181–193, 2020.

- MASSÉ, D. I. et al. Potential of low-temperature anaerobic digestion to address current environmental concerns on swine production¹. **Journal of Animal Science**, v. 88, n. suppl_13, p. E112–E120, 1 abr. 2010.
- MASSÉ, D. I.; MASSE, L.; CROTEAU, F. The effect of temperature fluctuations on psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors treating swine manure. **Bioresource Technology**, v. 89, n. 1, p. 57–62, 2003.
- MASSÉ, D. I.; RAJAGOPAL, R.; SINGH, G. Technical and operational feasibility of psychrophilic anaerobic digestion biotechnology for processing ammonia-rich waste. **Applied Energy**, v. 120, p. 49–55, maio 2014.
- MATOS, A. T. DE; MATOS, P. DE. **Disposição de Águas Residuárias no Solo e em Sistemas Alagados Contruídos**. Ed. UFV ed. Viçosa - MG: [s.n.].
- MCAULIFFE, G. A. et al. Environmental trade-offs of pig production systems under varied operational efficiencies. **Journal of Cleaner Production**, v. 165, p. 1163–1173, 2017.
- MIELE, M. et al. Tratamento dos efluentes de usinas de biogás. **revista Política Agrícola**, v. 1, p. 31–46, 2015.
- MORAES, B. S.; ZAIAT, M.; BONOMI, A. Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 44, p. 888–903, 2015.
- MUHMOOD, A. et al. Nutrient recovery from anaerobically digested chicken slurry via struvite: Performance optimization and interactions with heavy metals and pathogens. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 1–9, 2018.
- NESHAT, S. A. et al. Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 79, n. July 2016, p. 308–322, 2017.
- NGUYEN, D. D. et al. A new approach for concurrently improving performance of South Korean food waste valorization and renewable energy recovery via dry anaerobic digestion under mesophilic and thermophilic conditions. **Waste Management**, v. 66, p. 161–168, ago. 2017.
- NIU, Q. et al. Mesophilic methane fermentation of chicken manure at a wide range of ammonia concentration: Stability, inhibition and recovery. **Bioresource Technology**, v. 137, p. 358–367, jun. 2013.
- NIU, Q. et al. Comparing mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of chicken manure: Microbial community dynamics and process resilience. **Waste Management**, v. 43, p. 114–122, set. 2015.
- NWANKWEGU, A. S. et al. Kinetic modelling of total petroleum hydrocarbon in spent lubricating petroleum oil impacted soil under different treatments. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 41, n. 3, p. 339–348, 2020.

OLIVEIRA, A. P. D. S. et al. Swine wastewater treatment in high rate algal ponds: Effects of Cu and Zn on nutrient removal, productivity and biomass composition. **Journal of Environmental Management**, v. 299, n. April, 2021.

OLIVEIRA, S. V. WALTER B. DE; FERREIRA, A. H.; OLIVEIRA, M. M. B. DE. Aproveitamento de resíduos para geração de energia: ecoeficiência e sustentabilidade. **Engema: Encontro Internacional sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente**, v. 14, p. 197–200, 2016.

ORRICO JÚNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J. DE. Produção animal e o meio ambiente: uma comparação entre potencial de emissão de metano dos dejetos e a quantidade de alimento produzido. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 2, p. 399–410, abr. 2011.

OWHONDAH, R. O. et al. Assessment and parameter identification of simplified models to describe the kinetics of semi-continuous biomethane production from anaerobic digestion of green and food waste. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 39, n. 6, p. 977–992, 2016.

PALLO-CHANGO, I.; ZAMBRANO-GAVILANES, F.; PONDE-SALTOS, W. Cassava fiber biogas with different inocula and chemical characterization of the biodigested substrates. **The Biologist (Lima)**, v. 17, n. 1, p. 61–72, 2019.

PAMPILLÓN-GONZÁLEZ, L. et al. Greenhouse Gas Emissions and Growth of Wheat Cultivated in Soil Amended with Digestate from Biogas Production. **Pedosphere**, v. 27, n. 2, p. 318–327, 2017.

PANICHNUMSIN, P. et al. Production of methane by co-digestion of cassava pulp with various concentrations of pig manure. **Biomass and Bioenergy**, v. 34, n. 8, p. 1117–1124, 2010.

PASINI, F. et al. Viabilidade de implantação de um biodigestor em uma granja de suínos. **Holos Environment**, v. 19, n. 1, p. 60, 2019.

PASQUALINI, A. A. Aplicação dos biodigestores na pecuária sustentável. **Revista Faculdade do saber**, v. 05, n. 9, p. 598–609, 2020.

PEREIRA, V. J. et al. Fertilization with liquid swine manure increases productivity and improves the quality of urochloa decumbens. **Bioscience Journal**, v. 35, n. 6, p. 1862–1870, 2019.

PERSERVA, Y.; MILLER, C. D.; SIMS, R. C. Numerical Solution. **Water**, v. 12, n. 6, p. 1831, 1 dez. 2020.

PHAM, C. H.; TRIOLO, J. M.; SOMMER, S. G. Predicting methane production in simple and unheated biogas digesters at low temperatures. **Applied Energy**, v. 136, p. 1–6, 2014.

PINHEIRO, P. L. et al. Application of biofertilizer in degraded pasture modified C dynamics and improved forage yield in a short-term period at the tropical region. **Australian Journal of Crop Science**, v. 14, n. 12, p. 1889–1897, 2020.

QIN, Y. et al. Phase separation and microbial distribution in the hyperthermophilic-mesophilic-type temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) of waste activated sludge (WAS). **Bioresource Technology**, v. 245, n. June, p. 401–410, 2017.

QU, J. et al. Effect of different aerobic hydrolysis time on the anaerobic digestion characteristics and energy consumption analysis. **Bioresource Technology**, v. 320, n. PA, p. 124332, jan. 2021a.

QU, J. et al. Influence of particle scattering on photo biochemical transformation process of direct absorption methane digester. **Bioresource Technology**, v. 321, n. November 2020, p. 124460, fev. 2021b.

RAJAGOPAL, R.; BELLAVANCE, D.; RAHAMAN, M. S. Psychrophilic anaerobic digestion of semi-dry mixed municipal food waste: For North American context. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 105, p. 101–108, jan. 2017.

RAN, C. et al. Swine digestate treatment by prior nitrogen-starved *Chlorella vulgaris*: The effect of over-compensation strategy on microalgal biomass production and nutrient removal. **Science of the Total Environment**, v. 768, p. 144462, 2021.

RAPOSO, F. et al. Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: Evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 86, n. 8, p. 1088–1098, 2011.

RIAÑO, B.; MOLINUEVO, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C. Bioresource Technology Potential for methane production from anaerobic co-digestion of swine manure with winery wastewater. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 4131–4136, 2011.

RISBERG, K. et al. Comparative characterization of digestate versus pig slurry and cow manure – Chemical composition and effects on soil microbial activity. **Waste Management**, v. 61, p. 529–538, 2017.

RODRIGUES, J. S. et al. Growth and nutritional status of maize plants in response to different doses and application frequencies of biofertilizer. **Cientifica**, v. 47, n. 1, p. 123–131, 2019.

ROSA, E.; ARRIAGA, H.; MERINO, P. Strategies to mitigate ammonia and nitrous oxide losses across the manure management chain for intensive laying hen farms. **Science of The Total Environment**, v. 803, p. 150017, jan. 2022.

ROSINKA, A.; KARWOWSKA, B. Dynamics of changes in coplanar and indicator PCB in sewage sludge during mesophilic methane digestion A. **Journal of Hazardous Materials journal**, v. 323, p. 341–349, 2017.

RUSÍN, J.; CHAMRÁDOVÁ, K.; BASINAS, P. Two-stage psychrophilic anaerobic digestion of food waste: Comparison to conventional single-stage mesophilic process. **Waste Management**, v. 119, p. 172–182, jan. 2021.

SAHA, S. et al. Methanol induces low temperature resilient methanogens and improves methane generation from domestic wastewater at low to moderate temperatures. **Bioresource Technology**, v. 189, p. 370–378, ago. 2015.

- SAMWAYS RIBAS, A.; MICHALOSKI, A. O. Saúde e Segurança na Suinocultura no Brasil: Um levantamento dos riscos ocupacionais. **Espacios**, v. 38, n. 11, p. 13, 2017.
- SCARLAT, N.; DALLEMAND, J.-F.; FAHL, F. Biogas: Developments and perspectives in Europe. **Renewable Energy**, v. 129, p. 457–472, dez. 2018.
- SEIDAVI, A. R.; ZAKER-ESTEGHAMATI, H.; SCANES, C. G. Present and potential impacts of waste from poultry production on the environment. **World's Poultry Science Journal**, v. 75, n. 1, p. 29–42, 2019.
- SHEN, J. et al. Biogas production from anaerobic co-digestion of durian shell with chicken, dairy, and pig manures. **Energy Conversion and Management**, v. 198, n. June, p. 1–10, 2019.
- SIDDIQUE, N. I.; WAHID, Z. A. Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 194, n. 1, p. 359–371, 2018.
- SIGGINS, A.; ENRIGHT, A.; O'FLAHERTY, V. Low-temperature (7 °C) anaerobic treatment of a trichloroethylene- contaminated wastewater: Microbial community development. **Water Research**, v. 45, n. 13, p. 4035–4046, 2011.
- SILVA, A. C. G.; TREVISAN, G. M. Processo de produção e aproveitamento energético do biogás: uma revisão dos sistemas e tecnologias existentes no mercado. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 2, p. 197–210, 2019.
- SILVA, A. D. A. et al. Fertilização com dejetos suínos: Influência nas características bromatológicas da brachiaria decumbens e alterações no solo. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 2, p. 254–265, 2015a.
- SILVA, P. P. DA et al. Resposta de cultivares de Brachiaria brizantha a doses de biofertilizantes de aves. **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 81, n. 3, p. 286–289, 2014.
- SILVA, F. P. et al. Parâmetros físico-químicos na operação de biodigestores para suinocultura. **Revista Tecnológica**, v. Edição Esp, p. 33–41, 2015b.
- SILVA, F. P. et al. Energy efficiency of a micro-generation unit of electricity from biogas of swine manure. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 82, n. November 2017, p. 3900–3906, 2018.
- SILVA, I. J. O.; BUSS, L. P. Sistemas de produção de galinhas poedeiras no Brasil. 2019.
- SILVA, J. A. R. et al. Tratamento de dejetos no brasil : comparativo entre as técnicas de compostagem e biodigestores. **Revista em Agronogócio e Meio Ambiente**, v. 13, n. 2, p. 797–817, 2020.
- SLEPETIENE, A. et al. The potential of digestate as a biofertilizer in eroded soils of Lithuania. **Waste Management**, v. 102, p. 441–451, 2020.

SMANHOTTO, A. et al. Cobre e zinco no material percolado e no solo com a aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja. **Engenharia Agrícola**, v. 30, p. 346–357, 2010.

SNESHA, S. et al. Biofertilizer for crop production and soil fertility. **Academia Journal of Agricultural Research**, v. 6, n. August, p. 299–306, 2018.

SOARES, C. M. T.; FEIDEN, A.; TAVARES, S. G. Fatores que influenciam o processo de digestão anaeróbia na produção de biogás. **Nativa, Sinop**, v. 5, p. 509–514, 2017.

SOLÉ-BUNDÓ, M. et al. Co-digestion strategies to enhance microalgae anaerobic digestion: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 112, n. July 2018, p. 471–482, 2019.

SOUSA, G. G. et al. Fertirrigação com biofertilizante bovino: Efeitos no crescimento , trocas gasosas e na produtividade do pinhão-manso. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 8, n. 8, p. 503–509, 2013.

SURENDRA, K. C. et al. Household anaerobic digester for bioenergy production in developing countries: opportunities and challenges. **Environmental Technology**, v. 34, n. 13–14, p. 1671–1689, jul. 2013.

TAIZ, L. et al. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. 6. ed. Porto alegre: Artmed, 2017.

TAMBONE, F. et al. Measuring the organic amendment properties of the liquid fraction of digestate. **Waste Management**, v. 88, p. 21–27, 2019.

TAO, N. et al. Supplementation of Schwertmannite improves methane production and heavy metal stabilization during anaerobic swine manure treatment. **Fuel**, v. 299, n. January, p. 120883, 2021.

TÁPPARO, D. C. et al. Sanitary effectiveness and biogas yield by anaerobic co-digestion of swine carcasses and manure. **Environmental Technology**, v. 41, n. 6, p. 682–690, 7 mar. 2018.

TÁPPARO, D. C. et al. Nutritional, Energy and Sanitary Aspects of Swine Manure and Carcass Co-digestion. **Frontiers in Bioengineering and Biotechnology**, v. 8, n. April, 2020.

TÁPPARO, D. C. et al. Swine manure biogas production improvement using pre-treatment strategies: Lab-scale studies and full-scale application. **Bioresource Technology Reports**, v. 15, n. April, p. 1–8, 2021.

TIRADO, A. et al. Kinetic modeling of aquathermolysis for upgrading of heavy oils. **Fuel**, v. 310, n. PB, p. 122286, 2022.

TSAI, W. T. et al. Characterization of mesoporous biochar produced from biogas digestate implemented in an anaerobic process of large-scale hog farm. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 8, n. 4, p. 945–951, 2018.

UHR, J. G. Z.; UHR, D. DE A. P. Infrações Ambientais e a Reputação do Regulador : Análise em Dados de Painel para o Brasil. **Estud. Econ.**, v. 44, n. 1, p. 69–103, 2013.

VAN LIER, J. B. et al. Temperature susceptibility of thermophilic methanogenic sludge: Implications for reactor start-up and operation. **Bioresource Technology**, v. 43, n. 3, p. 227–235, jan. 1993.

VELTEN, S. et al. What Is Sustainable Agriculture? A Systematic Review. **Sustainability**, v. 7, n. 6, p. 7833–7865, 2015.

VERDI, L. et al. Does the use of digestate to replace mineral fertilizers have less emissions of N₂O and NH₃? **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 269–270, n. January, p. 112–118, maio 2019.

VITAL, M. H. F. Aquecimento Global : Acordos Internacionais , Emissões De Co 2 E O Surgimento Dos Mercados De Global Warming : International Agreements , Co 2 Emissions and the Emergence of Carbon. **BNDES Setorial**, v. 24, n. 48, p. 167–244, 2018.

VIVAN, M. et al. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 320–325, mar. 2010.

VIVES-PERIS, V. et al. Root exudates: from plant to rhizosphere and beyond. **Plant Cell Reports**, v. 39, n. 1, p. 3–17, 2020.

WANG, M. et al. Methane production characteristics and microbial community dynamics of mono-digestion and co-digestion using corn stalk and pig manure. **International Journal of Hydrogen Energy**, p. 1–9, 2016.

WANG, X. et al. Optimizing feeding composition and carbon – nitrogen ratios for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure and wheat straw. **BIORESOURCETECHNOLOGY**, v. 120, p. 78–83, 2012.

WARTHA, E. M. et al. Enhanced kinetic model identification for gas–solid reactions through Computational Fluid Dynamics. **Chemical Engineering Journal**, v. 430, n. P2, p. 132850, 2022.

WEI, S. et al. Psychrophilic anaerobic co-digestion of highland barley straw with two animal manures at high altitude for enhancing biogas production. **Energy Conversion and Management**, v. 88, p. 40–48, 2014.

WEI, S.; GUO, Y. Comparative study of reactor performance and microbial community in psychrophilic and mesophilic biogas digesters under solid state condition. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 125, n. 5, p. 543–551, 2018.

WIJESINGHE, D. T. N. et al. Lignite addition during anaerobic digestion of ammonium rich swine manure enhances biogas production. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 1, p. 104669, 2021.

WITARSA, F.; LANSING, S. Quantifying methane production from psychrophilic anaerobic digestion of separated and unseparated dairy manure. **Ecological Engineering**, v. 78, p. 95–100, 2015.

XIE, S. et al. A pilot scale study on synergistic effects of co-digestion of pig manure and grass silage. **International Biodeterioration and Biodegradation** 4, v. 00353, n. 0, p. 1–35, 2017.

XU, J.; ADAIR, C. W.; DESHUSSES, M. A. Performance evaluation of a full-scale innovative swine waste-to-energy system. **Bioresource Technology**, v. 216, p. 494–502, 2016.

YADAV, K. K.; SARKAR, S. Biofertilizers, Impact on Soil Fertility and Crop Productivity under Sustainable Agriculture Parthenium weed View project. **Environment and Ecology**, v. 37, n. November, p. 89–93, 2018.

YANG, S.; WEN, Q.; CHEN, Z. Effect of KH_2PO_4 -modified biochar on immobilization of Cr, Cu, Pb, Zn and as during anaerobic digestion of swine manure. **Bioresource Technology**, v. 339, p. 125570, nov. 2021.

YE, J. et al. Improved biogas production from rice straw by co-digestion with kitchen waste and pig manure. **Waste Management**, v. 33, n. 12, p. 2653–2658, 2013.

ZHANG, P.; CHEN, Y.; ZHOU, Q. Waste activated sludge hydrolysis and short-chain fatty acids accumulation under mesophilic and thermophilic conditions: Effect of pH. **Water Research**, v. 43, n. 15, p. 3735–3742, 2009.

ZHANG, T. et al. Influence of initial pH on thermophilic anaerobic co-digestion of swine manure and maize stalk. **Waste Management**, v. 35, p. 119–126, jan. 2015.

ZHANG, Y. et al. Environmental sustainability assessment of pig manure mono- and co-digestion and dynamic land application of the digestate. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 137, n. March 2020, p. 110476, mar. 2021.

CAPÍTULO 2 – PRODUÇÃO DE BIOGÁS E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS NA CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA MESOFÍLICA E PSICROFÍLICA DE DEJETOS DE SUÍNOS E GALINHAS POEDEIRAS

1. INTRODUÇÃO

O tratamento dos resíduos oriundos das atividades rurais, em especial os resíduos orgânicos, tem grande importância para melhoria da saúde pública e para a minimização da poluição das águas. Em 2020, o Brasil se destacou como o quarto maior produtor de carne suína no mundo, sendo que Minas Gerais ocupou a quarta colocação entre os estados em termos de produção e exportação de carne suína (EMBRAPA SUÍNOS E AVES, 2021). Com relação à produção de ovos, Minas Gerais também é destaque dentre os estados brasileiros ocupando o terceiro lugar no mesmo período.

Com a crescente demanda da população por alimentos, a agropecuária contribui para a geração de resíduos de origem animal, sendo que sua produção implica na necessidade de destino apropriado dos resíduos, uma vez que dejetos suínos são considerados uma fonte altamente poluidora (PASINI et al., 2019). Devido aos elevados teores de nutrientes na composição destes resíduos, a disposição indiscriminada no ambiente pode promover a disseminação de doenças, poluição e liberação de odores desagradáveis (CHERUBIN et al., 2015; LÓPES-PACHECO et al., 2021; ROSA; ARRIAGA; MERINO, 2022).

O tratamento dos resíduos advindos de atividades de produção de suínos e de galinhas é de vital importância à saúde pública e requer utilização de tecnologias que combinem alta eficiência e menor custo de construção e operação. A digestão anaeróbia (DA) é uma das alternativas para o tratamento de resíduos, na qual pode promover, além do degradação da matéria orgânica, a recuperação de recursos, biogás e biofertilizante (ACHINAS; ACHINAS; EUVERINK, 2017), e ser fonte de energia renovável (SCARLAT; DALLEMAND; FAHL, 2018).

A otimização da produção de biogás na digestão anaeróbia, assim como uma maior eficiência no processo de degradação pode ocorrer a partir do controle de alguns fatores intervenientes do processo, tais como temperatura (CAO et al., 2019; DENG et al., 2014; DUAN et al., 2019; JAIMES-ESTÉVEZ et al., 2021; LIU et al., 2018; LIAN et al., 2020; MASSÉ; RAJAGOPAL; SINGH, 2014; SIGGINS; ENRIGHT;

O'FLAHERTY, 2011; SOARES; FEIDEN; TAVARES, 2017; WEI et al., 2014; WITARSA; LANSING, 2015), pH (DEBIASI et al., 2018), composição do substrato (COSTA et al., 2021; GOMES; DIAS; PEREIRA, 2021; MILANEZ et al., 2018), tempo de retenção hidráulica (SILVEIRA et al., 2021), agitação do sistema (CHUDA; ZIEMIŃSKI, 2021), tipo de reator (OGWANG et al., 2021) e o emprego da estratégia da co-digestão de resíduos (FIERRO et al., 2014; SCARLAT; DALLEMAND; FAHL, 2018; ZHANG et al., 2015).

Muitos estudos demonstram o incremento da produção de biogás a partir da utilização de inóculos (ANTONIO; BACCA; TELEKEN, 2020; LI et al., 2018b; MARCHIORO et al., 2018; CÓRDOBA; FERNÁNDEZ; SANTALLA, 2016; GOMES; DIAS; PEREIRA, 2021; PALLO-HANGO; ZAMBRANO-GAVILANES; PONDE-SALTOS, 2019; GONÇALVES et al., 2019), da remoção de sólidos (BORTOLINI et al., 2020; TAMBONE et al., 2019) e da variação na proporções de substratos (LI et al., 2018c; OKONKWO; ONOKPITE; ONOKWAI, 2018), com o intuito de aumentarem a produção de energia renovável associada a baixos custos de implantação do sistema de tratamento (MENEZES LIMA et al., 2020; VASCO-CORREA et al., 2018).

Entretanto, pode-se observar na literatura que alguns estudos avaliaram a influência da digestão anaeróbia considerando-se temperaturas na faixa psicrófila (CASTRO et al., 2017; GARFÍ et al., 2011; JAIMES-ESTÉVEZ et al., 2021; LO; LIAO, 1986; WITARSA; LANSING, 2015) e a influência da co-digestão nos dejetos de suínos, em especial com galinhas poedeiras (LI et al., 2020; MAGBANUA; ADAMS; JOHNSTON, 2001; TELLES, 2019). No Brasil, assim como em muitos países tropicais, grandes polos suinícolas se encontram em regiões em que a temperatura ambiente dificilmente se enquadraria em condições mesofílicas para a degradação dos dejetos (TELLES, 2019).

Na literatura, a maioria dos processos de produção de biogás são apresentados em condição mesofílica ou termofílica. No entanto, sabe-se que na faixa psicrófila (< 20°C), diminui-se substancialmente a energia necessária para aquecer o biorreator e, desta forma, reduz-se o custo operacional (WEI et al., 2014). O sucesso da digestão anaeróbia em condições psicrófilas pode ser observado em alguns estudos (LO; LIAO, 1986; GARFÍ et al., 2011; MASSÉ; MASSE; CROTEAU, 2003; WEI; GUO, 2018). Desta forma, em locais onde a média de temperatura anual encontra-se abaixo de 20°C, o tratamento de dejetos via digestão anaeróbia é uma alternativa viável

(TIWARI et al., 2021) com produção de biogás equiparada a tratamentos mesofílicos (JAIMES-ESTÉVEZ et al., 2021).

A co-digestão anaeróbia de esterco de animais com outras matérias-primas está cada vez mais sendo utilizada para aumentar a produção de metano e a gestão de resíduos, sendo notadamente vantajosa em comparação com a mono-digestão (MA et al., 2020), além de ser uma estratégia para superar os desafios em melhorar o rendimento da digestão anaeróbia na faixa psicrófila (JAIMES-ESTÉVEZ et al., 2021).

Diante do exposto, o estudo da degradação anaeróbia dos dois substratos da pecuária, dejetos de suínos e dejetos de galinhas poedeiras foi conduzido a fim de se avaliar a influência da co-digestão na produção de biogás, assim como o estudo da eficiência do processo de tratamento a partir de diferentes condições de temperatura (psicrófila- 18°C e mesofílica- 36°C). As temperaturas estudadas neste trabalho foram escolhidas a fim de demonstrar a eficiência do tratamento anaeróbio em regiões de clima frio em comparação com climas tropicais pelo fato de que a maioria das usinas de biogás no mundo operam em condições psicrófilas (JAIME-ESTÉVEZ et al., 2021).

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Características gerais dos substratos

Os estudos de degradação via digestão anaeróbia foram realizados a partir dos dejetos de suínos (DS) e dejetos de galinhas poedeiras (DGP). Os dejetos utilizados no experimento foram de galinhas poedeiras da linhagem Lohmann Brown, com idades de 24 meses, alojadas em galpões no Núcleo de Zootecnia (NZ) do Instituto Federal Sudeste MG - Campus Barbacena. Nestes galpões, as aves são alojadas em gaiolas de arame galvanizados, em andares semi-sobrepostos de forma piramidal, distantes do solo, alojadas uma a uma, com dieta padronizada e bebedouros individuais. Os dejetos são depositados por gravidade no solo temporariamente e recolhidos a cada dois dias. Neste estudo, os dejetos foram coletados com apenas 1 dia de acúmulo conforme estudo realizado por Farias et al. (2012) que preconiza que um menor tempo de estocagem dos dejetos de galinhas poedeiras sob as gaiolas estaria associado a uma maior produção de biogás. Para o experimento, 13 kg de

resíduos foram coletados de um mesmo galpão para a caracterização e uso no preparo do experimento.

Os dejetos suínos foram provenientes de uma granja do sítio da Gameleira situada na zona rural do município de Lagoa Dourada (MG), com cerca de 18.530 animais confinados. Os suínos são da linhagem Naima, criados em sistema de produção em ciclo completo sem utilização de nenhum material de cama durante a produção. As baias são limpas duas vezes por semana pelo método de raspagem, sendo lavadas com água corrente na sequência. No sistema de tratamento dos dejetos (Figura 6), os resíduos são direcionados por gravidade e armazenados em um tanque de equalização (1). Duas vezes por semana uma peneira de separação de sólidos instalada no tanque de equalização é acionada (2); e por gravidade o afluente é direcionado para o ponto de distribuição (3), a fim de abastecer três biodigestores de capacidade unitária de 1.350 m³. O efluente utilizado neste trabalho foi coletado no ponto de distribuição.

Figura 6 – Indicação de unidades componentes do sistema de tratamento de dejetos no Sítio da Gameleira



1. Tanque de equalização; 2. Peneira de separação de sólidos grosseiros; 3. Ponto de distribuição do efluente.

Após a amostragem dos substratos (dejeito de suínos e de galinha poedeira) foram realizadas análises em termos do potencial hidrogeniônico (pH), concentrações de sólidos totais, voláteis e fixos, demanda química de oxigênio (DQO) e nutrientes (Ca, Mg, Cu, Fe, Zn, Mn, P, K e NTK e $N-NH_4^+$), conforme descrição da Tabela 8 do subitem 2.5.

O estudo da degradação anaeróbia dos dois substratos da pecuária, dejeito de suínos (DS) e dejetos de galinhas poedeiras (DGP) foi conduzido a fim de se avaliar a influência da co-digestão na produção de biogás, assim como o estudo da eficiência do processo de tratamento a partir de diferentes condições de temperatura (psicrofílica- 18°C e mesofílica- 36°C).

2.2. Aparato experimental

Para a realização do experimento de digestão anaeróbia dos substratos, 30 módulos foram confeccionados, os quais continham individualmente 1 biodigestor e 1 gasômetro Figura 7. A capacidade volumétrica dos biodigestores é de 2 L, sendo que o biogás produzido nos reatores foi coletado e direcionado por mangueiras cristal transparente ($\frac{1}{2}$ ' por 2 mm de espessura) para um anteparo onde os gasômetros foram instalados. A base dos gasômetros foi confeccionada com canos de 200 mm e 20 cm de altura, tendo uma de suas extremidades vedadas com "caps" de 200 mm. Os gasômetros foram confeccionados com canos de 100 mm, altura de 700 mm com uma das aberturas vedadas com "caps" de 100 mm, conforme indicado na Figura 8.

Figura 7 – Representação esquemática do reator anaeróbio utilizado no experimento

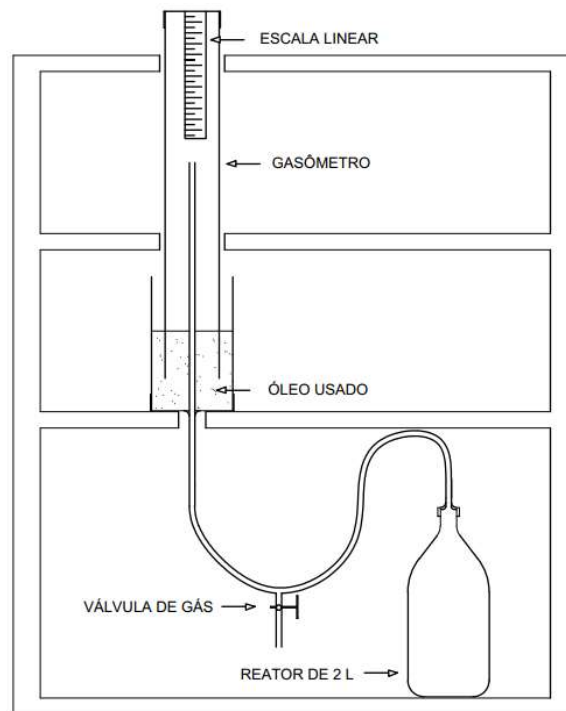


Figura 8 – Estrutura montada com os gasômetros, suporte de madeira e câmara

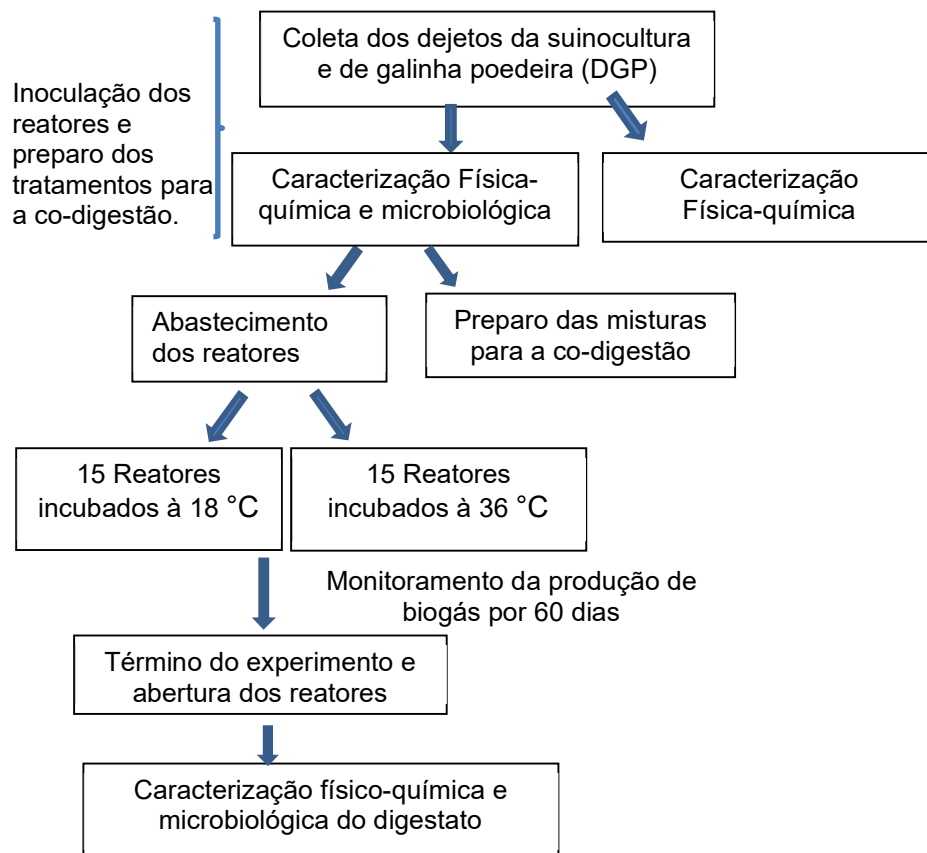


Foram utilizados dois freezers de capacidade 510 L para alocar os biodigestores e proporcionar a degradação dos substratos nas temperaturas de 18°C e 36°C.

Quinze biodigestores para cada condição de temperatura foram instalados dentro de cada uma das câmaras (Figura 7), com o propósito de avaliar a eficiência

na produção do biogás em reatores anaeróbios de bancada. A co-digestão de DS e DGP foi avaliada a partir de três proporções, a saber: P1 (25% DGP / 75% DS); P2 50% DGP / 50% DS) e P3 (75% DGP / 25% DS), sendo as misturas avaliadas ainda em termos da influência de distintas condições de temperaturas de degradação (18 e 36°C). Para cada proporção estudada, 1 reator contendo apenas DS (mono-digestão) foi avaliado nas condições mesofílica (36°C) e psicofílica (18°C). As temperaturas nas câmaras foram controladas por termostatos da marca Digital Stc-1000. Para a câmara da condição mesofílica, foram instaladas duas resistências blindadas tubulares para chocadeiras de 110 volts, as quais eram acionadas via termostato para a manutenção da temperatura de $36 \pm 0,5^\circ\text{C}$ no interior da câmara. A câmara da condição psicofílica foi ligada ao termostato que acionava o resfriamento do freezer mantendo-o na temperatura de $18 \pm 0,5^\circ\text{C}$. O experimento foi conduzido de acordo com o fluxograma da Figura 9.

Figura 9 – Fluxograma da condução do experimento



O experimento foi conduzido no Laboratório de Bioenergia e no Laboratório de Análise de Solos e Folhas do Instituto Federal de Educação, Ciências e Tecnologia – Sudeste de Minas Gerais - Campus Barbacena no período de fevereiro a junho de 2021.

2.3. Inoculação dos reatores e preparo das misturas avaliadas na co-digestão

O estudo foi conduzido a partir das condições propostas por Andrade et al. (2020), sem a utilização de inóculo aclimatado para a degradação de dejetos de galinhas poedeiras. O inóculo empregado neste estudo, para a partida operacional dos reatores, foi oriundo da mesma granja onde se coletou o efluente da suinocultura.

Inicialmente, a inoculação dos reatores para as três misturas foi realizada pela mistura de 50% DS com 50% de inóculo (v/v) conforme detalhado nas Figuras 10, 11 e 12. Na sequência, a mistura foi mantida à uma temperatura de 36°C ($\pm 0,5$) para a aclimação da biomassa e mantida nesta temperatura até que fosse atingido a proporção de DGP estipulada para o estudo.

Figura 10 – Fluxograma do experimento de 25%DGP e 75% DS (P1)

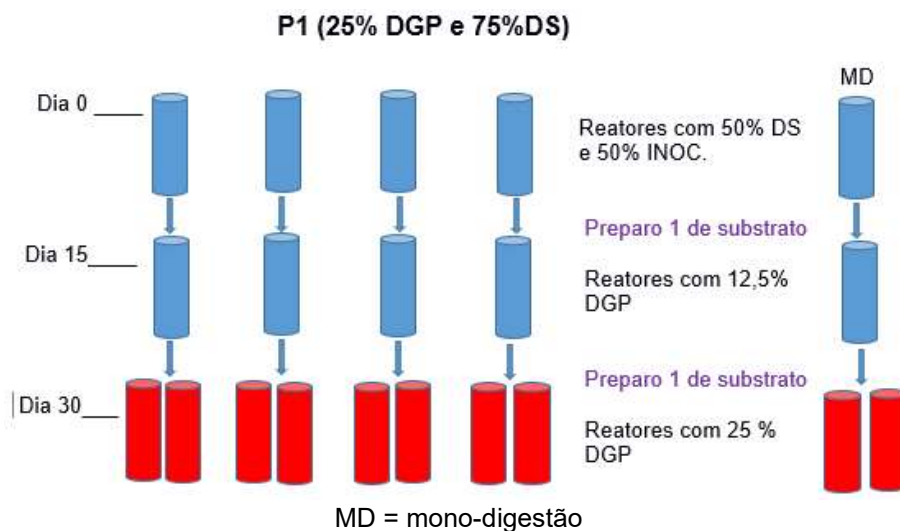


Figura 11 – Fluxograma do experimento de 50% DGP e 50% DS (P2)

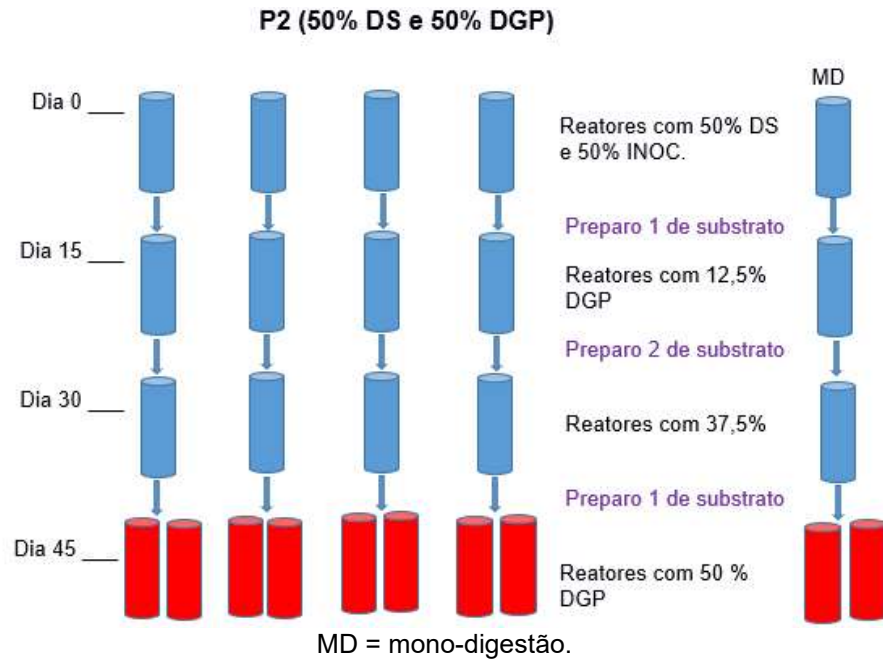
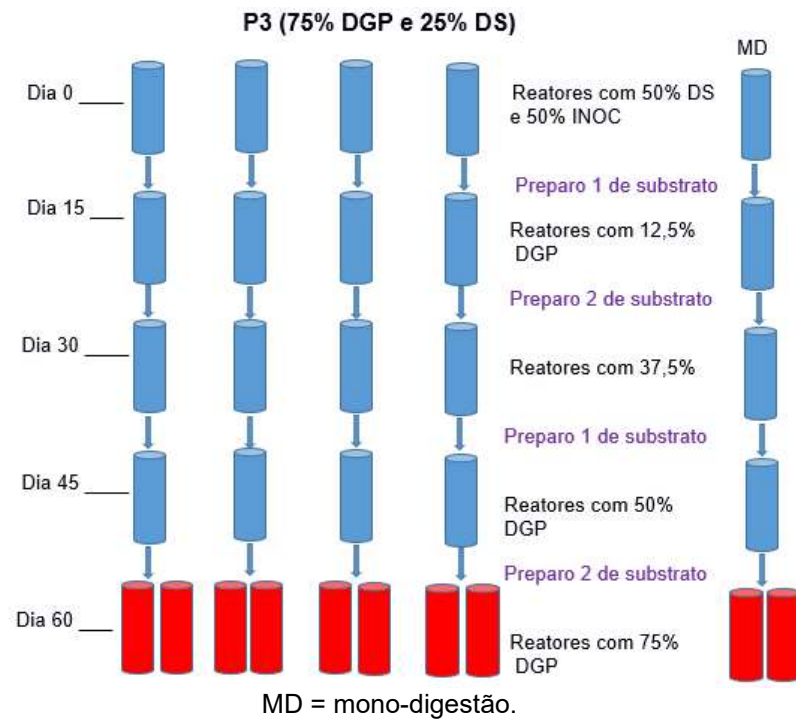


Figura 12 – Fluxograma do experimento de 75% DGP e 25%DS (P3)



A fim de se atingir a proporção prevista para as proporções (P1, P2 e P3) da co-digestão, novos abastecimentos dos reatores foram realizados, em que 50% do volume útil era descartado, seguindo a substituição do volume removido por misturas adicionais (dejetos de galinha e dejetos de suínos) até que se atingisse a concentração desejada, conforme detalhado nas (Figuras 10, 11 e 12). Com relação aos preparos adicionais, o preparo 1 era composto pela mistura de 25% DGP ao efluente de DS (massa/massa). Em contrapartida, o preparo 2 era composto por uma mistura de 50% DGP diluídas ao efluente de suinocultura (massa/massa). Para inserção dos preparos adicionais, os reatores eram abertos e por fim selados com cola de silicone para evitar vazamentos.

Em todas as condições, os biodigestores ficaram preenchidos com cerca de 2/3 de sua capacidade total (1350 mL). O tratamento P3 (75% DGP/25% DS) foi o que demandou mais tempo para o preparo (60 dias, com 4 adições de mistura adicional). Em todos os reatores, o abastecimento da mistura adicional foi realizado em intervalos de 15 dias, visando permitir a aclimação dos microrganismos. Para cada proporção estudada, 1 reator foi considerado como controle/ mono-digestão (100 % de dejetos de suínos), em que 50 % do seu volume útil era desprezado e reabastecido novamente apenas com DS sempre que ocorria mistura adicional aos reatores de cada proporção.

Ao final do processo de preparo das misturas (P1, P2 e P3) para a co-digestão de DGP e DS, alíquotas de 100 mL de cada repetição das misturas foram retiradas para a caracterização físico-química e microbiológica. Cerca de 60 mL da alíquota foi levada à estufa por 72 horas (a 65°C) e maceradas em almofariz para análise dos nutrientes Ca, Mg, Cu, Fe, Zn, Mn, P e K (APHA et al., 2017). Também foram realizadas análises de pH, condutividade, nitrogênio amoniacal e total e sólidos nos substratos *in natura* (APHA et al., 2017).

Cada um dos 15 reatores foi disposto aleatoriamente dentro das câmaras com temperaturas controladas (18 e 36°C), dando-se início (dia operacional 0) ao estudo da degradação das diferentes misturas para co-digestão e avaliação da produção de biogás.

2.4. Quantificação da produção do biogás

Durante todo o experimento, o volume de biogás produzido foi determinado por meio do deslocamento vertical do gasômetro. A temperatura ambiente e a pressão do gás no gasômetro foram mensuradas por meio de um termômetro de ambiente e um manômetro digital da marca Kimo. O teor de metano no biogás foi quantificado ao menos uma vez por semana pelo uso do kit desenvolvido pela Embrapa Suínos e Aves em parceria com a empresa Alfakit, de acordo com a metodologia fornecida pelo fabricante do produto (KUNZ; SULZBACH, 2007). Após aferir o percentual de metano no biogás, o volume excedente de biogás era queimado utilizando-se um bico de Bunsen (Figura 13).

Figura 13 – Queima do biogás através do bico de Bunsen



Para medir o volume de biogás gerado uma escala foi utilizada para leitura do deslocamento vertical do gasômetro (Figura 7), a partir da pressão do biogás. O valor do deslocamento foi multiplicado pela área da seção transversal interna do gasômetro. Os dados foram normalizados a uma temperatura de 20°C, visto que de acordo com Caetano (1985) o valor corrigido é semelhante à condição de 0°C (CNTP). A normalização do volume do biogás (Nm³) para as condições de interesse (1 atm. e 20°C) foi realizada a partir da Equação 1, resultante da combinação da lei de Boyle e Gay-Lussac.

$$V_0 = \frac{V_1 \times P_1 T_0}{T_1 P_0} \quad \text{Equação 1}$$

em que:

V_0 = volume corrigido de biogás em Nm^3 ;

P_0 = pressão corrigida de biogás, 10332,2745 mm H_2O ;

T_0 = temperatura corrigida do biogás, 293,15 K;

V_1 = volume de biogás no gasômetro, m^3 ;

P_1 = pressão de biogás na leitura, em mm de H_2O ; e

T_1 = temperatura do biogás na leitura (temperatura ambiente), em $^\circ\text{C}$.

A produção de biogás monitorada ao longo da duração do experimento para as proporções (P1, P2 e P3), sob as duas condições de temperatura, foi avaliada de acordo com as relações unitárias ($\text{mL g}^{-1} \text{DQO}_{\text{aplicada}}$ e $\text{mL g}^{-1} \text{DQO}_{\text{removida}}$). Os três modelos cinéticos ajustados às curvas da produção volumétrica são comumente utilizados para representar a produção de biogás, em especial em condições de uso da co-digestão como estratégia para o tratamento de substratos (ANGELIDAKI et al., 2009; KAFLE; CHEN, 2016; KARKI et al., 2021, 2022; LAHBAB et al., 2021; SCARCELLI et al., 2020). Os modelos avaliados foram os de primeira ordem (Equação 2) descrito por Borja et al. (1995) e outro Gompertz modificado (Equação 3) (DINH et al., 2018; KARKI et al., 2022) e a Função Transferência (Equação 4). Os modelos foram escolhidos baseados no grau de ajuste e no comportamento do fenômeno em estudo. Estes modelos foram ajustados através de uma planilha MS Excel usando uma ferramenta de otimização integrada “Solver”, minimizando o valor de RMSD (desvio do quadrático médio). Os modelos foram avaliados de acordo com o menor valor de RMSE (raiz quadrática dos erros preditos em relação à média dos valores observados) e do coeficiente de determinação R^2 .

$$1^{\text{a}} \text{ ordem} \rightarrow P_{\text{Biogás}} = P (1 - e^{-bt}) \quad \text{Equação 2}$$

$$\text{Gompertz modificado} \rightarrow P_{\text{Biogás}} = P \cdot e^{-e^{-\left(\frac{k e^{(\lambda-t)}}{P} + 1\right)}} \quad \text{Equação 3}$$

$$\text{Função Transferência} \rightarrow P_{\text{Biogás}} = P \left(1 - e^{-\left(\frac{-k(t-\lambda)}{P}\right)} \right) \quad \text{Equação 4}$$

em que:

P = produção acumulada de biogás em $\text{mL g}^{-1} \text{DQO}_{\text{rem}}$

K = é a constante de taxa de 1ª ordem (dia⁻¹)

e = número de Euler (2.71828)

λ = fase lag (latência até o início de produção de biogás) em dias

t = dias

2.5. Determinação dos parâmetros do efluente de cada mistura

Ao final do experimento (60 dias operacionais), os reatores foram retirados das câmaras de temperatura controlada e abertos. Na sequência, o digestato de cada reator foi caracterizado de acordo com as variáveis indicadas na Tabela 8, seguindo metodologias prescritas no *Standard Methods* (APHA et al., 2017). Cerca de 500 mL de cada reator foram reservados para o desenvolvimento da próxima etapa do trabalho (capítulo 3).

Tabela 8 – Parâmetros analisados nos efluentes e nas misturas estudadas

Variáveis	Referência	Método de análise	Unidades
pH	4500-H ⁺ B	Potenciometria	--
Condutividade	2510 A	Condutimetria	$\mu\text{S cm}^{-1}$
DQO	5220 D	Colorimetria	g L^{-1}
ST	2540-B	Gravimetria	%
SV	2540-B	Gravimetria	%
P total	4500-P F	Colorimetria	g kg^{-1}
K	3500- K B	Fotometria de chama	g kg^{-1}
Na	3500- Na B	Fotometria de chama	g kg^{-1}
Ca	3500-Ca A	Absorção Atômica	g kg^{-1}
Mg	3500- Mg A	Absorção Atômica	g kg^{-1}
Fe	3500- Fe A	Absorção Atômica	g kg^{-1}
Zn	3500- Zn A	Absorção Atômica	g kg^{-1}
Cu	3500- Cu A	Absorção Atômica	g kg^{-1}
Mn	3500- Mn A	Absorção Atômica	g kg^{-1}
NTK	4500-Norg B	Titulometria	mg L^{-1}
N_{NH_3}	4500-NH ₃ C	Titulometria	mg L^{-1}

2.6. Delineamento experimental e análise estatística

O experimento foi conduzido com 3 misturas (P1, P2 e P3) e 4 repetições no delineamento inteiramente casualizado (D.I.C.) sob duas condições de temperaturas

(18 e 36°C), buscando-se avaliar a produção de biogás sob baixas temperaturas. Os resultados das análises físicas e químicas dos afluentes das misturas, bem como a produção de biogás, a eficiência de remoção de ST, SV e DQO, foram analisados por meio de análise de variância e as médias comparadas utilizando-se o teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade através do software SAEG- 9.1. Foi realizada uma análise conjunta dos experimentos com relação às temperaturas e, independentemente da interação de maior grau ser ou não significativa, optou-se pelo desdobramento da interação devido ao interesse do estudo. A indicação da melhor proporção para a co-digestão foi realizada a partir da observação da condição associada à produção de biogás, assim como da qualidade do digestato produzido.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Caracterização dos substratos

A caracterização física e química dos substratos (dejeito de suínos e de galinha poedeira) é apresentada na Tabela 9.

Tabela 9 – Características físico-químicas dos dejetos em estudo

Variáveis	Unidade	DS	DGP
pH	--	7,00 (0,06) ^a	6,82 (0,02)
Condutividade	μS cm ⁻¹	5,98 (0,06) ^a	11,37 (0,36)
DQO	g L ⁻¹	28,51 (1,10)	64,57 (1,34)
ST	%	2,57 (0,08) ^a	27,00 (0,58)
ST/SV	%	83,86 (0,19) ^a	58,39 (0,70)
P total	g kg ⁻¹	27,11 (1,06)	23,00 (0,76)
K	g kg ⁻¹	65,25 (0,07)	10,38 (0,34)
Na	g kg ⁻¹	22,45 (0,02)	3,15 (0,04)
Ca	g kg ⁻¹	44,30 (2,20)	148,31 (0,92)
Mg	g kg ⁻¹	26,80 (0,81)	5,24 (0,07)
Fe	g kg ⁻¹	187,13 (1,75)	48,07 (0,58)
Zn	g kg ⁻¹	772,39 (0,91)	21,72 (0,42)
Cu	g kg ⁻¹	142,54 (0,43)	16,17 (0,53)
Mn	g kg ⁻¹	40,11 (0,40)	16,65 (0,32)
NTK	g L ⁻¹	23,32 (0,07)	32,93 (0,04)
N _{NH3}	g L ⁻¹	2,02 (0,03)	1,51 (0,02)

DQO= demanda química de oxigênio; ST=sólidos totais; SV=sólidos voláteis; NTK= nitrogênio total Kjeldahl; N_{NH3}= nitrogênio amoniacal total. ^a número amostral (n=5), demais representam número amostral (n=3).

A partir da caracterização dos substratos avalia-se que o pH dos dejetos está dentro da faixa compreendida como ideal para o processo de digestão anaeróbia (6,0 - 8,0) (CHERNICHARO, 2019). Em adição, os valores de nitrogênio amoniacal para os dejetos estiveram abaixo do valor de 3.000 mg L⁻¹, apontado por Chernicharo (2019) como tóxico aos microrganismos no desenvolvimento do processo de digestão anaeróbia.

Na comparação da composição dos substratos, pode-se observar que os dejetos de suínos apresentaram maior teor de sólidos voláteis, o que pode representar maior potencial na produção de biogás associado à fração assimilável da matéria orgânica pelos microrganismos. Observa-se que a porcentagem de SV para o dejetos de suínos foi 1,43 vez superior ao dejetos de galinhas, devido à grande quantidade de compostos orgânicos (matéria orgânica) que são mais facilmente mineralizáveis nestes dejetos (BUŁKOWSKA et al., 2015; PROVENZANO et al., 2014).

De modo geral, o teor de alguns nutrientes foi mais elevado que os resultados reportados por Ojediran et al. (2021) para dejetos de suinocultura e Borowski; Domański; Weatherley (2014) para dejetos de galinhas poedeiras (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**).

Tabela 10 – Concentração de macro e micronutrientes em efluentes de suinocultura e galinhas poedeiras

Variáveis	Presente estudo		Ojediran et al. (2021)	Tavanti et al. (2017)	Bres et al. (2018)	Borowski, Domański e Weatherley (2014)
	DS	DGP	DS	DS	DGP	DGP
Ca	44,30	148,31	249,90	1,80	23,90	43,90
Mg	26,80	5,24	27,20	0,50	6,90	5,60
P	27,11	23,00	11,61	3,70	ND	4,73
K	65,25	10,38	9,03	1,20	29,00	23,07
Na	22,45	3,15	ND	ND	4,300	1,93
Fe	187,13	48,07	7,50	437,00	1,00	0,78
Zn	772,39	21,72	25,00	289,00	255,00	0,32
Cu	142,54	16,17	ND	55,80	21,20	46,63

Valores em g kg⁻¹. DS: dejetos suínos; DGP: dejetos de galinhas poedeiras.

De acordo com os dados da Tabela 10, observa-se que elementos como Zn e Cu podem estar presentes em elevadas doses nos efluentes uma vez que as rações oferecidas a estes animais possuem altas doses destes. Barros et al. (2019) reportam valores de Zn e Cu de 3.000 mg kg⁻¹ e 250 mg kg⁻¹, respectivamente, utilizados em

rações para suínos. De acordo com os autores, a inserção dos elementos na ração se justifica para a prevenção de doenças (diarreias) e como estímulo ao crescimento (BARROS et al., 2019). Devido à alta mobilidade e não degradabilidade dos metais pesados nos dejetos, o processo de digestão anaeróbio pode ser prejudicado e conseqüentemente o teor destes metais no digestato também serão elevados (EL RASAFI; NOURI; HADDIOUI, 2021).

A diferença entre a condutividade dos dejetos estudados pode ser explicada pelo número de íons livres em solução e o nível de salinidade de cada dejetos (MATOS, 2012). A concentração dos íons Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+ , paralelo à condutividade, determinam o grau de restrição de uso de efluentes como água de irrigação. De acordo com Matos e Matos (2017) quanto maior a condutividade, maior será a dispersão no teor de argila do solo, independentemente do valor da razão de adsorção de sódio (RAS). De acordo com os dados da Tabela 10, a RAS nos dejetos de suínos e galinhas poedeiras foi de 0,65 e 0,07 respectivamente. No entanto, ao correlacioná-las com a condutividade de cada resíduo, observamos que os mesmos não podem ser descartados no solo devido ao risco de permeabilidade do solo (MATOS; MATOS, 2017).

Com relação aos teores de nitrogênio, fósforo e potássio, ao se considerar estes elementos como base para a formulação de fertilizantes químicos, pode-se evidenciar que a composição dos dejetos estudados possui quantidades consideráveis destes nutrientes, sendo possível sua posterior utilização como biofertilizantes na agropecuária após passarem pelo processo de digestão anaeróbia (ALBURQUERQUE et al., 2012; CHIEW et al., 2015). O teor de P em dejetos de galinhas poedeiras determinados neste estudo, corroboram com o valor encontrado por Rosa; Arriaga; Merino (2022) em seus estudos para avaliar as emissões de NH_3 e N_2O em dejetos de galinhas poedeiras *in natura*, sendo P de 22 g kg^{-1} . Já Dalkilic; Ugurlu (2015) também ao caracterizarem dejetos de galinhas para seus estudos de produção de biogás em diferentes taxas de carregamento, determinaram um teor de P de $12,5 \text{ g kg}^{-1}$, valor inferior ao encontrado no presente estudo. De maneira geral, os teores dos nutrientes encontrados nos substratos são bastante variáveis tendo em vista que os padrões adotados no manejo influenciam diretamente na composição de cada substrato.

Em linhas gerais, a composição dos nutrientes nos dejetos da suinocultura e da avicultura de postura está diretamente relacionada com o teor de sólidos totais no

efluente, o tipo de ração fornecida aos animais bem como o manejo da limpeza das granjas (YAN et al., 2022).

3.2. Efeito da co-digestão de DS e DGP

Nas Tabelas 11 e 12 estão apresentadas as caracterizações físico-química e microbiológica das misturas P1, P2 e P3 antes e após a digestão anaeróbia, respectivamente. Os resultados representam as condições iniciais dos substratos, assim como a qualidade do digestato após os 60 dias de degradação, para as condições psicrófila e mesófila.

Tabela 11 – Características da mistura antes do processo de digestão, sob a influência de diferentes temperaturas para P1 (25% DGP e 75% DS), P2 (50% DGP e 50% DS) e P3 (75% DGP e 25% DS)

Variáveis	Unidades	P1	P2	P3
pH	--	8,02 (0,01)	7,68 (0,03)	7,67 (0,19)
Condutividade	$\mu\text{S cm}^{-1}$	4,11 (0,01)	4,51 (0,05)	23,38 (0,15)
DQO	g L^{-1}	47,57 (2,49)	72,37 (4,14)	86,02 (9,29)
ST	%	4,33 (0,11)	4,92 (0,18)	6,65 (0,11)
SV	%	2,71 (0,15)	3,13 (0,12)	4,35 (0,12)
P_{total}	g kg^{-1}	20,62 (0,94)	21,63 (0,35)	22,04 (0,64)
K	g kg^{-1}	37,41 (5,03)	60,50 (1,31)	47,32 (0,20)
Na	g kg^{-1}	11,31 (0,60)	11,28 (0,37)	8,55 (0,17)
Ca	g kg^{-1}	72,85 (3,36)	80,20 (4,01)	65,45 (3,13)
Mg	g kg^{-1}	18,53 (1,01)	18,28 (0,36)	16,92 (0,18)
Fe	g kg^{-1}	186,25 (5,14)	216,37 (2,79)	210,55 (5,67)
Zn	g kg^{-1}	365,30 (6,51)	277,47 (4,26)	234,50 (1,08)
Cu	g kg^{-1}	63,57 (1,52)	42,16 (1,00)	34,34 (0,81)
Mn	g kg^{-1}	53,73 (1,06)	54,41 (1,96)	56,43 (2,41)
NTK	g L^{-1}	25,73 (0,46)	33,27 (0,05)	41,84 (0,40)
N_{NH_3}	g L^{-1}	2,60 (0,03)	3,47 (0,04)	3,87 (0,04)
Coliformes Totais	NMP/100 mL	$7,30 \times 10^8$	$4,40 \times 10^8$	$1,60 \times 10^8$
E. Coli	NMP/100 mL	$2,20 \times 10^8$	$2,00 \times 10^8$	$0,80 \times 10^8$

DQO= demanda química de oxigênio. NTK= nitrogênio total Kjeldahl; N_{NH_3} = nitrogênio amoniacal. Número amostral (n= 4). NMP- número mais provável.

Tabela 12 – Características da mistura após o processo de digestão, sob a influência de diferentes temperaturas para P1 (25% DGP e 75% DS), P2 (50% DGP e 50% DS) e P3 (75% DGP e 25% DS)

Variáveis	Unidades	P1		P2		P3	
		Final (18 °C)	Final (36 °C)	Final (18 °C)	Final (36 °C)	Final (18 °C)	Final (36 °C)
pH	--	8,09 (0,03) Aa	8,11 (0,04) Aa	8,08 (0,05) Aa	8,18 (0,03) Aa	8,18 (0,02) Bb	7,91 (0,03) Aa
Condutividade	$\mu\text{S cm}^{-1}$	21,82 (0,19) Ca	22,22 (0,28) Ca	27,61 (0,05) Ba	27,83 (0,24) Ba	25,75 (0,13) Ab	25,91 (0,11) Aa
DQO	g L^{-1}	32,88 (4,00) Aa	24,09 (4,70) Ab	29,39 (1,12) Aa	25,80 (0,72) Aa	20,97 (7,12) Aa	28,82 (0,82) Aa
ST	%	3,25 (0,20) Ca	2,9 (0,05) Ba	3,75 (0,07) Ba	3,90 (0,13) Aa	4,40 (0,03) Aa	4,06 (0,18) Aa
SV	%	1,60 (0,09) Ca	1,26 (0,02) Cb	1,86 (0,06) Ba	1,61 (0,06) Bb	2,28 (0,04) Aa	1,93 (0,08) Ab
P _{total}	g kg^{-1}	13,90 (0,77) Ba	14,19 (0,36) Ba	13,61 (0,50) Ba	14,18 (0,75) Ba	36,49 (0,85) Aa	33,06 (0,66) Ab
K	g kg^{-1}	63,10 (3,37) Ba	74,11 (2,16) Ba	73,83 (1,77) Aa	80,79 (2,26) Aa	34,16 (2,11) Ba	66,46 (3,10) Ba
Na	g kg^{-1}	15,30 (0,58) Aa	17,13 (0,33) Aa	14,93 (0,60) ABa	16,03 (0,81) Aa	12,75 (1,20) Bb	14,76 (0,19) Aa
Ca	g kg^{-1}	168,6 (20,05) Aa	149,37 (8,91) Aa	197,50 (14,03) Aa	168,40 (14,54) Aa	110,62 (3,90) Ba	98,92 (8,64) Ba
Mg	g kg^{-1}	30,05 (1,36) Aa	30,90 (1,02) Aa	26,4 (1,16) Aa	27,28 (0,51) Ba	28,4 (0,68) Aa	23,68 (1,16) Bb
Fe	g kg^{-1}	266,87 (18,77) Aa	264,49 (1,65) Aa	288,18 (10,31) Aa	250,26 (25,42) Aa	302,37 (4,73) Aa	269,10 (4,50) Aa
Zn	g kg^{-1}	550,20 (7,75) Aa	592,36 (20,7) Aa	401,14 (14,89) Ba	422,22 (24,84) Ba	315,59 (13,77) Cb	407,78 (9,90) Ba
Cu	g kg^{-1}	98,60 (1,59) Aa	94,04 (4,89) Aa	58,67 (1,28) Bb	67,60 (3,85) Ba	45,84 (1,74) Cb	58,75 (1,63) Ba
Mn	g kg^{-1}	76,15 (5,30) Aa	69,17 (2,17) Aa	74,74 (8,29) Aa	73,11 (7,37) Aa	90,01 (0,81) Aa	74,67 (3,11) Aa
NTK	g L^{-1}	4,57 (0,05) Ca	4,55 (0,12) Ca	5,95 (0,09) Ba	5,98 (0,05) Ba	6,64 (0,20) Aa	6,71 (0,05) Aa
N _{NH3}	g L^{-1}	3,59 (0,04) Ca	3,75 (0,06) Ca	4,54 (0,01) Aa	4,43 (0,05) Aa	4,87 (0,02) Ba	5,17 (0,11) Ba
Coliformes		11,70 x 10 ³	5,00 x 10 ³	5,00 x 10 ³	4,00 x 10 ³	>2,40 x 10 ³	>2,40 x 10 ³
Totais	NMP/100 mL						
E. Coli	NMP/100 mL	>2,40 x 10 ³	>2,40 x 10 ³	NQ	NQ	>2,40 x 10 ³	>2,40 x 10 ³

DQO= demanda química de oxigênio. NTK= nitrogênio total Kjeldahl; N_{NH3}= nitrogênio amoniacal. Número amostral (n= 4). NMP- número mais provável, NQ- não quantificado. As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra maiúscula (Proporções) e minúscula (Temperaturas) para cada variável não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Em linhas gerais, observou-se que houve um pequeno aumento nos valores de pH em todas as misturas estudadas ao final do processo (digestato) de degradação anaeróbia, no qual apenas P3 na condição psicrófila diferiu estatisticamente dos demais, sendo observado o valor de pH mais elevado nas misturas P2 e P3 (8,18). De acordo com Khanal (2008), o valor do pH do digestato é controlado principalmente pelas espécies $\text{NH}_3 \leftrightarrow \text{NH}_4^+$ e $\text{CO}_2 \leftrightarrow \text{HCO}_3^- \leftrightarrow \text{CO}_3^{2-}$. O aumento do pH após o período de incubação pode estar associado à formação de carbonato de amônio ($(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$), bem como com a remoção de CO_2 proveniente da transformação de CO_3^{2-} e 2H^+ em CO_2 e H_2O (MÖLLER; MÜLLER, 2012). Li et al. (2018) em seu estudo de co-digestão de resíduos de tomates com dejetos de bovino leiteiro e palha de milho, também evidenciaram um aumento no pH ao final da digestão anaeróbia, o que foi atribuído ao aumento de nitrogênio amoniacal no digestato e ao consumo de ácidos graxos voláteis. Neste estudo, certamente a alta capacidade de tamponamento dos dejetos suínos evitou efetivamente o problema da acidificação em maiores proporções de dejetos de galinhas poedeiras nas misturas, promovendo ambiente favorável para o desenvolvimento dos microrganismos, fato também observado por Wang et al. (2020), em seu estudo de co-digestão dejetos suínos e resíduos alimentares.

A variabilidade da condutividade elétrica (CE) entre os digestatos estudados pode ser explicada principalmente por diferenças no número de íons livres em solução, nível de salinidade e propriedades físicas dos mesmos. Coelho et al. (2018) avaliaram características físicas e químicas em 15 amostras de digestatos dentre eles o de suínos e de galinhas misturados com resíduos alimentares e observaram valores de condutividade de 559,3 e 425,3 $\mu\text{S cm}^{-1}$ respectivamente, sendo estes valores superiores aos observados neste estudo. Ainda de acordo com Coelho et al. (2018), a concentração de sódio foi de 39,33 g kg^{-1} no digestato proveniente da co-digestão de dejetos suínos e resíduos alimentares e de 47,42 g kg^{-1} no digestato oriundo da co-digestão de resíduos alimentares e dejetos de galinhas; valores superiores aos encontrados neste estudo para os dois substratos estudados.

A CE dos digestatos deve ser considerada ao usá-los como fertilizantes, pois podem afetar diretamente a característica física do solo por estar associada diretamente com a razão de adsorção de sódio (RAS). A RAS é determinada a partir da concentração dos íons Ca^{+2} , Mg^{+2} e Na^+ e a condutividade elétrica, caracterizando assim, o grau de restrição na disposição de efluentes no solo, conforme recomendação de Matos; Matos (2017). Voelkner et al. (2015) associaram o aumento

na condutividade elétrica em solos argilosos e arenosos quando fertilizados com efluentes de digestão anaeróbia, além disso, Albuquerque et al. (2012), recomendam atenção especial na aplicação contínua e excessiva de digestatos com altas concentrações de sal. A variabilidade de resultados encontrados na literatura para CE em digestatos é expressiva. Por exemplo, Voelkner et al. (2015) relataram que a CE dos digestatos em suas pesquisas variaram de 77 a 91 $\mu\text{S cm}^{-1}$, enquanto Albuquerque et al. (2012) relataram resultados variando de 140 a 230 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Observa-se que a condição de temperatura não influenciou na variabilidade da CE encontrada em digeridos anaeróbios, sendo os resultados encontrados no presente estudo considerados específicos dos efluentes utilizados que variam conforme a concentração dos nutrientes (Ca^{+2} , Mg^{+2} e Na^{+}).

De acordo com Möller e Müller (2012), as rotas de conversão de P durante a digestão anaeróbia ainda não estão claras, ainda que seja regularmente o processo de degradação durante a digestão anaeróbia tendem a melhorar disponibilidade de P no digestato para as culturas. Neste estudo, apenas em P3 houve disponibilização de P após o processo de degradação, com valores superiores aos encontrados nos digestatos por (DINNEBIER et al., 2021b; MONLAU et al., 2016). Observa-se que houve consumo de P durante a digestão anaeróbia nas misturas P1 e P2 em ambas as condições de temperatura. Alguns autores também reportam o consumo de P total após a digestão anaeróbia (CAO et al., 2019; MASSÉ et al., 2007; MOLLER; MULLER, 2012). Uma das explicações para esta redução se dá pela precipitação química da fração inorgânica com alguns cátions metálicos como Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} no interior do reator ou mesmo a utilização do P pelos microrganismos para formar as células microbianas e compostos orgânicos (ácido nucleico, ácido húmico) (LI et al., 2019). Outrora, parte do P disponível se adere nas paredes dos reatores juntamente com outros cátions, em função do pH do meio, impossibilitando sua quantificação ou mesmo pela ingestão microbiana (CAO et al., 2019).

Em todas as condições avaliadas houve a disponibilização do Zn e Cu no processo de digestão anaeróbia. Para uma mesma mistura dos substratos (DS/DGP), a disponibilização dos metais foi mais evidente na condição mesofílica, seguindo uma tendência de redução da disponibilidade destes metais na temperatura de 18 °C à medida que houve uma maior contribuição de dejetos de galinha (DGP) nas misturas.

Em P3 e à temperatura de 36°C foram identificadas as maiores taxas de disponibilização dos metais Zn e Cu, sendo 73,9% e 71,4%, respectivamente, em

relação à concentração inicial do substrato, diferindo-se estatisticamente das demais proporções. Cestonaro do Amaral et al. (2014) também evidenciaram aumento na fração oxidável destes micronutrientes após a digestão anaeróbia dos dejetos suínos a 36°C; as máximas produções de Zn e Cu foram de 10,6% e 16,7%, respectivamente, o que reitera o efeito da condição anaeróbia na disponibilidade destes metais.

Em adição, Jin; Chang (2011) também relatam o aumento das concentrações de Zn (62,0%) e Cu (116%) após um período de degradação de dejetos de suínos de 20 dias. Em contrapartida, Cestonaro do Amaral et al. (2014) relataram o consumo de Zn e Cu no digestato de 31,9% e 30,7% respectivamente após 18 dias de degradação anaeróbia de dejetos suínos. Os diferentes comportamentos na rota de conversão destes metais pode ser atribuído a diferenças alimentares dos animais (YAN et al., 2022), assim como nas condições de armazenamento dos dejetos antes do tratamento anaeróbio (GOPALAN; JENSEN; BATSTONE, 2012). Yang, Wen e Chen (2021), ao avaliarem a imobilização de metais pesados em dejetos suínos através da adição de biochar durante a digestão anaeróbia observaram valores de 1,87 e 10,4 g kg⁻¹ na amostra controle após 60 dias de incubação à 37 °C. Em comparação com os estudos de Yang e seus colegas, a concentração final de Zn e Cu estão muito inferiores aos valores encontrados neste estudo após um mesmo período de monitoramento, sendo uma das possíveis causas desta diferença, a condição inicial dos substratos utilizados.

Em linhas gerais, em todos as misturas para a co-digestão dos substratos, nas condições psicrófila e mesófila, observou-se um aumento da concentração dos nutrientes no digestato, possivelmente devido a decomposição da matéria orgânica, onde os nutrientes mineralizados ficaram disponíveis na solução, exceto para NTK e P em P1 e P2. Observou-se que na condição psicrófila houve uma menor liberação de Zn, Cu e K à medida que as misturas tiveram maior contribuição de DGP. A temperatura de incubação promoveu maior disponibilidade de K, Na, Zn e Cu em 36°C, ao passo que, para Mn e Ca, a maior disponibilidade foi verificada à temperatura de 18°C.

De modo geral, em todos as misturas estudadas, houve um aumento da concentração de nitrogênio amoniacal no digestato após a digestão anaeróbia, não havendo indícios de que a temperatura de incubação tenha influenciado significativamente no processo de conversão de nitrogênio orgânico à amônia. Durante o processo de degradação anaeróbio, as proteínas e aminoácidos que sofrem

hidrólise, posteriormente, na etapa de desaminação, são convertidos em nitrogênio amoniacal (AMORIM et al., 2021).

Sabe-se que elevadas concentrações de N_{NH_3} é uma característica comum em dejetos de animais, particularmente em dejetos de galinhas poedeiras, devido à grande quantidade de amônia em suas excretas (ALBA REYES; BARRERA; CHENG, 2021). Por esta razão, a co-digestão é uma alternativa que pode resultar em interações sinérgicas através do equilíbrio de nutrientes, suplementação de oligoelementos (WANG et al., 2020), diluição de e compostos inibitórios (LI et al., 2018a; SHAH et al., 2015), entre outros, favorecendo o equilíbrio do sistema. Normalmente observa-se um aumento na concentração do N_{NH_3} durante o processo de digestão anaeróbia devido à quebra do nitrogênio orgânico em amônia além da redução do volume do dejetos em virtude da emissão de CH_4 e CO_2 , fato também observado por Arhoun et al. (2021).

Uma outra condição de interesse para avaliar a qualidade da digestão anaeróbia corresponde ao estudo da alcalinidade, sendo que valores mais altos de alcalinidade sugerem a existência de uma alta concentração de radicais alcalinos, os quais neutralizam os ácidos formados no processo de digestão. Segundo Ripley et al. (1986 *apud* CHERNICHARO, 2019), a relação de alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial acima de 0,3 em um processo anaeróbio indica haver alguma alteração no equilíbrio do sistema. Neste caso, conforme podemos evidenciar na Tabela 13 a relação de alcalinidade nos digestatos dos reatores abastecidos apenas com DS (mono-digestão) estavam muito baixas, indicando um provável acúmulo de ácidos orgânicos voláteis.

Tabela 13 – Relação Al:AP na mono e co-digestão

	Relação Al:AP - Digestato		
	P1 (inicial)	P1(18 °C)	P1 (36 °C)
MD	0,47	0,09	0,27
CD	0,60	0,18	0,15
	P2		
	(inicial)	P2 (18 °C)	P2 (36 °C)
MD	0,23	0,07	0,15
CD	0,72	0,39	0,26
	P3		
	(inicial)	P3 (18 °C)	P3 (36 °C)
MD	0,36	0,06	0,04
CD	0,58	0,28	0,22

MD: mono-digestão, CD: co-digestão. P1: 25% DGP+75%DS; P2: 50% DS +50% DGP; P3: 75% DGP + 25% DS.

Segundo Mézes, Tamas e Borbely (2011), a faixa ótima de relação Al:AP é de 0,3 - 0,4. Apesar da relação Al:AP nas misturas iniciais de P1, P2 e P3 estarem elevadas inicialmente, pode-se observar que ao final do processo de degradação os valores ficaram próximos ao recomendado, exceto em P1, indicando, possivelmente, baixa quantidade de substrato no sistema (MÉZES et al., 2011). No entanto, considerando apenas a monodigestão, a relação de alcalinidades ficou muito baixa evidenciando mais um provável desequilíbrio nos reatores. Além disso, a relação Al:AP para os digestatos da co-digestão na condição de temperatura 36°C estavam mais próximas ao ideal, demonstrando maior estabilidade em temperaturas mesofílicas (CHERNICHARO, 2019).

3.3. Influência da co-digestão e da temperatura na degradação dos substratos de suínos e galinha poedeira

O aumento na concentração inicial de sólidos totais nas misturas estudadas se deu devido às sucessivas adições de novos substratos até a concentração desejada, conforme descrito anteriormente. No entanto, após o processo de degradação anaeróbia, houve uma degradação considerável em termos de remoção de compostos orgânicos

Nas Tabelas 14 e 15 estão apresentados os dados das eficiências de remoção de ST, SV e DQO dos efluentes obtidos após o período de degradação (60 dias) para a mono e co-digestão.

Tabela 14 – Eficiência de remoção de (%) de ST, SV e DQO para a co-digestão de DS e DGP

Temp.	Sólidos totais		
	P1	P2	P3
18 °C	24,88 (4,07) Bb	20,56 (0,53) Ba	33,72 (1,62) Aa
36 °C	32,89 (3,26) Aa	23,46 (1,83) Ba	38,80 (2,57) Aa
Temp.	Sólidos voláteis		
	P1	P2	P3
18 °C	39,73 (6,20) Ab	40,46 (1,12) Aa	47,41 (0,88) Aa
36 °C	52,78 (2,18) Aa	48,39 (2,08) Aa	55,37 (2,19) Aa
Temp.	DQO		
	P1	P2	P3
18 °C	31,56 (5,91) Aa	59,07 (3,11) Ba	66,40 (0,01) Ba
36 °C	49,84 (8,43) Aa	64,16 (2,08) Ba	66,50 (0,03) ABa

Número amostral (n=4). P1: 25% DGP+75%DS; P2: 50% DS +50% DGP; P3: 75% DGP + 25% DS. As médias seguidas da mesma letra maiúscula (proporções) e letra minúscula (temperatura) não diferem entre si ao nível de significância de 5% pelo teste de Tukey.

Tabela 15 – Eficiência de remoção de (%) de ST, SV e DQO para mono-digestão de DS

Proporções	Temp. (°C)	Eficiência Remoção de (%)		
		ST	SV	DQO
P1	18	24,6	40,5	32,9
	36	32,2	33,8	64,5
P2	18	25,9	36,9	65,2
	36	34,3	48,5	52,5
P3	18	22,3	38,4	49,6
	36	31,3	49,3	34,1

Para a co-digestão não foram observadas diferenças estatísticas para remoção de SV ao se comparar as diferentes misturas, P1 foi a única proporção que demonstrou diferença estatística a 5% de significância ao se considerar a influência da temperatura na remoção de ST e SV, os valores apontaram maiores eficiências de remoção a 36°C.

Sousa et al. (2017) conduziram experimento em batelada de degradação anaeróbia com a cama sobreposta (maravalha) de suínos com tempo de retenção hidráulico (TRH) de 60 dias. Como resultado, obtiveram eficiência de remoção de 56,4 e 67,1% para ST e SV, respectivamente. Jaimes-Estévez et al. (2021) em seus estudos com dejetos suínos a 17,7°C obtiveram eficiências de remoção de 77,6% de SV, com TRH de 50 dias. No estudo conduzido por Farias et al. (2012) com TRH mais elevado (150 dias), tendo como substrato dejetos de aves de postura, as eficiências de

remoção foram de 61,9 e 74,9%, para ST e SV, respectivamente. Em linhas gerais, os resultados de eficiência de degradação de matéria orgânica foram inferiores ao observados na literatura em trabalhos correlatos.

Ainda avaliando a co-digestão, P3 apresentou melhor eficiência de remoção de DQO comparados com as outras proporções possivelmente devido à melhor composição da mistura de DS e DGP, ocasionando a maior produção de biogás. A eficiência de remoção de DQO em P2 (50% DGP + 50% DS) foi superior à encontrada por Miah et al. (2016) em seu estudo de co-digestão de cama de frango com dejetos bovinos (50% cama de frango + 50% dejetos bovinos) no qual obtiveram uma eficiência de remoção de DQO de 48,23%. Com relação à mono-digestão, em condição de temperatura de 18°C, a maior eficiência de remoção de DQO ocorreu em P2, sendo próximo ao valor encontrado de 67% reportado por Jaimes-Estévez et al. (2021) em um sistema de tratamento de dejetos suínos a 17,7°C. Shen et al. (2019) em seu experimento com dejetos de aves relataram que tratamentos com maiores valores de sólidos voláteis resultam em maiores valores de DQO nos efluentes, fato que pode ser observado também neste estudo.

A digestão apenas de DS possui uma eficiência de remoção para ST que variou de 24,55 a 34,26% nas proporções estudadas nas duas condições de temperatura. Com relação à eficiência de remoção de DQO, na mono-digestão, P2 apresentou os maiores valores de reduções ficando próximos aos valores encontrados para a mesma proporção na co-digestão. Xu; Adair; Deshusses (2016), ao monitorarem um biodigestor tratando efluentes de suinocultura, obtiveram valores médios de remoção de DQO no verão e inverno de 52% e 70%, respectivamente. Os valores encontrados neste estudo se comparam aos encontrados em escala plena por estes autores, equiparando os resultados de inverno aos resultados em 18 °C e o resultados de verão a 36°C.

Com relação às análises microbiológicas, de acordo com os dados apresentados, observa-se no substrato uma diminuição das concentrações tanto de coliformes totais quanto de *Escherichia coli*, à medida em que a proporção de DGP. Telles (2019) em seus estudos para avaliar a eficiência da co-digestão de dejetos de suínos e galinhas poedeiras (50:50) também observaram um menor percentual de patogênicos em dejetos de galinhas poedeiras, cerca de $1,9 \times 10^4$ NMP mL⁻¹ em relação ao dejetos de suínos. Verifica-se também no digestato que as menores concentrações dos microrganismos indicadores de contaminação fecal se mantiveram

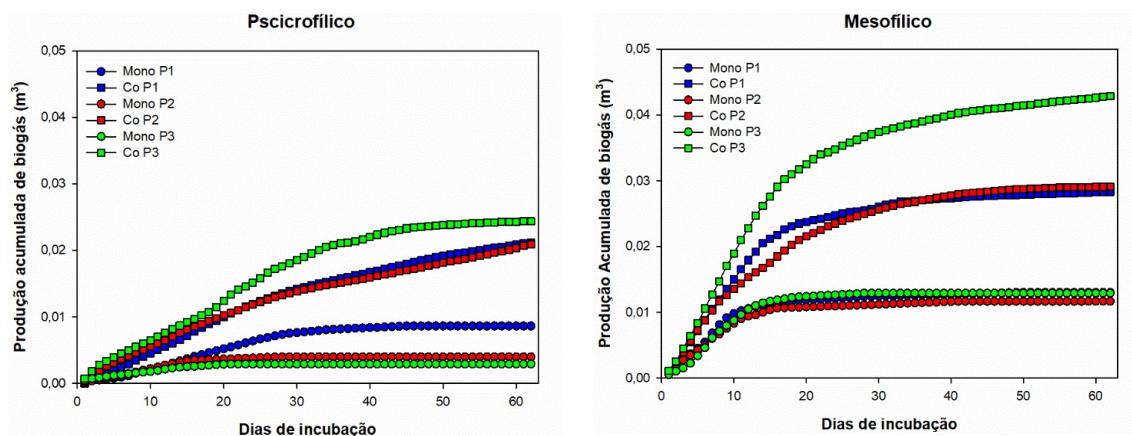
sempre superiores a $2,0 \times 10^3$ NMP/100 mL, em todas as proporções estudadas nas duas condições de temperatura.

Adicionalmente, considerando-se a possibilidade do emprego do digestato como um biofertilizante, do ponto de vista da qualidade sanitária, de acordo a Resolução CONAMA N° 503, que define os critérios e procedimentos para o reuso de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias em sistemas de fertirrigação, o limite máximo estabelecido para *E. Coli* é 10.000 NMP/100 mL, o que indica que todas as proporções apresentaram concentrações inferiores à permitida, podendo, desta forma, serem utilizadas em pastagens e em outras culturas que não seja alimentos consumidos crus. Pode-se inferir que o tempo de detenção de 60 dias promoveu uma redução expressiva nos organismos patogênicos. Estes resultados, no entanto, são inferiores aos encontrados por Farias et al. (2012) que em um período de 150 dias obtiveram redução total nos coliformes totais e termotolerantes.

3.4. Efeito da co-digestão na produção de biogás

Na Figura 14 está apresentada a produção de biogás na mono e co-digestão de DS e DGP ao longo dos 60 dias do experimento na condição de temperatura mesofílica e psicrófilica.

Figura 14 – Produção acumulada de biogás na mono e co-digestão de DS e DGP



Na condição mesofílica, a maior produção de biogás ocorreu nos 13 primeiros dias, diminuindo até o final do monitoramento. No entanto, na condição psicofílica, a maior parte do biogás foi produzida principalmente nos primeiros 30 dias de monitoramento, não tendo cessado totalmente até o final do experimento. Wei; Guo (2018) também observaram o mesmo comportamento na produção de biogás quando avaliaram a produção de biogás nas temperaturas de 15 e 35° C na co-digestão de dejetos de suínos, bovino e palha de cevada.

Nos primeiros dias de monitoramento, a quantidade de sólidos voláteis disponível proveniente das misturas recém acrescentadas pode ter sido responsável por este incremento na produção de biogás. A produção máxima de biogás foi obtida em torno do décimo quinto dia, correspondendo ao período de maior atividade microbiana. Na sequência, a taxa de produção diária de biogás foi sendo reduzida, em virtude da menor disponibilidade de matéria orgânica biodegradável. A partir do 25° dia, iniciou-se uma redução na produção de biogás em todas as proporções para as duas condições de temperatura, até o final do monitoramento devido à diminuição de matéria biodegradável disponível.

O volume de gás produzido durante o processo de degradação anaeróbica está apresentado na Tabela 16.

Tabela 16 – Volume de biogás produzido na mono e co-digestão

Temperatura (°C)	Co-digestão (L)		Mono-digestão (L)	
	18	36	18	36
P1	21,1 Ab	28,3 Ba	8,6	13,0
P2	20,9 Ab	29,1 Ba	4,0	11,7
P3	24,4 Ab	42,9 Aa	2,9	12,9

MD: mono-digestão, CD: co-digestão. P1: 25% DGP+75%DS; P2: 50% DS +50% DGP; P3: 75% DGP + 25% DS. As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha para cada variável não diferem ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey.

A partir dos resultados apresentados na Tabela 16, observa-se que a produção acumulada de biogás na co-digestão, em todas as proporções, na condição mesofílica, foi superior à condição psicofílica devido à uma maior contribuição do substrato de DGP. Em adição, os melhores resultados de produção de biogás para uma mesma proporção de DS/DGP foram observados na condição mesofílica, não sendo observado diferença estatística entre as proporções na co-digestão psicofílica.

Com isso, pode-se observar que o processo de co-digestão foi uma estratégia interessante para a potencialização da produção de biogás.

Algumas pesquisas apontam que a produção de biogás sob condição psicrófila é menor do que sob condições mesofílicas e termofílicas (DENG et al., 2016; MASSE et al., 2003; WEI; GUO, 2018; WITARSA; LANSING, 2015), no entanto, dentre as proporções estudadas, a produção acumulada de biogás foi maior em 36°C, com maior produção em P3TE36 (42,85 L), sendo inferior ao obtido por Sousa et al. (2017) que verificaram a produção média acumulada de 127 L em um mesmo período de monitoramento no tratamento de DS misturados com maravalha e bagaço de cana.

Vale ressaltar ainda que a produção de biogás na condição mesofílica diminuiu após o 30º dia de monitoramento, o que viabiliza o processo de digestão anaeróbia nesta condição de temperatura em localidades que demandam de pouco espaço físico para instalações de biodigestores, uma vez que o tempo de retenção hidráulica nesta condição pode ser menor. De acordo com Yao et al. (2020) o tempo de retenção hidráulica na condição mesofílica pode ser duas vezes menor que na psicrófila.

A tendência de concentração de metano nas três proporções e nas duas condições de temperatura estudadas foi semelhante. No entanto, vale ressaltar que na condição mesofílica evidenciou-se a produção de metano em um menor espaço de tempo de acordo com o teste de chama no decorrer do monitoramento, fato também observado por Deng et al. (2016) em relação à condição psicrófila.

Todas as proporções no 22º dia de monitoramento, apresentaram teste positivo de chama, sendo esta constante e estável. Este resultado é bastante promissor para regiões frias e de alta altitude no tratamento de resíduos agropecuários por meio do processo de digestão anaeróbia. Ainda que demande mais tempo para atingir uma concentração eficaz de metano no biogás, a condição psicrófila pode ser considerada uma vantagem frente ao ganho em economia de energia em regiões de altas altitudes e temperaturas mais baixas (GARFÍ et al., 2011; WEI et al., 2014). Apesar de temperaturas mais baixas levarem a períodos de fermentação mais longos e menor produção de biogás (YAO et al., 2020), há evidências de maior concentração de metano em processos de digestão anaeróbia na condição psicrófila (HAYES et al., 1990).

Muitas pesquisas comprovam que a co-digestão de dejetos de animais com outras matérias-primas promove um maior rendimento de metano quando comparado com a monodigestão (PANICHNUMSIN et al., 2010; LI et al., 2016, 2017a, 2017b;

OKONKWO et al., 2018; RABII et al., 2019; MA et al., 2020). O que em termos práticos, pode sugerir um potencial energético do biogás recuperado em condições psicrófilicas compatíveis com as mesofílicas.

Li et al. (2018a) avaliaram a co-digestão de palha de milho e poupa de maçã com dejetos de suínos e de galinhas em diferentes proporções com o objetivo de identificar o melhor co-substrato e a melhor relação entre eles na produção de biogás. Os autores constataram que a proporção (4:1) da mistura de dejetos de suíno e dejetos de galinha com poupa de maçã produziu $0,365 \text{ L g}^{-1}_{\text{SVap}}$ e $0,322 \text{ L g}^{-1}_{\text{SVap}}$ de metano, respectivamente. Em adição, ressaltam que a mono-digestão dos dejetos com diferentes concentrações de substrato, obtiveram a maior produção de metano ($0,267 \text{ L g}^{-1}_{\text{SVap}}$ e $0,299 \text{ L g}^{-1}_{\text{SVap}}$) para os dejetos de galinha e suínos, respectivamente, a partir de uma menor taxa de concentração do substrato testada ($2,4 \text{ g}_{\text{SV}} \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$).

Shen et al. (2019) em seus estudos para avaliar a co-digestão anaeróbia de durião com dejetos de animais em diferentes proporções, observaram que a co-digestão de durião e dejetos de galinhas nas proporções 1:1 e 1:3 apresentaram melhores resultados que a mono-digestão de durião, no entanto, a mono-digestão de dejetos de galinhas obteve maior produção de metano acumulado. Ainda de acordo com os autores, a melhor mistura de substratos correspondeu a durião e dejetos suínos (1:1), com uma produção de metano acumulado de $224,8 \text{ mL g}^{-1}_{\text{SV}}$. Outros autores também evidenciaram maior produção de metano na co-digestão em relação à monodigestão, como Xie et al. (2017) e Zhang et al. (2021). A co-digestão anaeróbia de dois ou mais substratos complementares proporciona um melhor suporte de crescimento, melhor digestibilidade de resíduos orgânicos, diluição de compostos tóxicos, complementam o desequilíbrio de nutrientes e aumentam a viabilidade do processo em termos de produção de biogás (AWE et al., 2017; NGHIEM et al., 2017; OBULISAMY et al., 2016).

A partir dos dados da Figura 14, foram determinadas algumas relações unitárias para a proporção 3 (75% DGP e 25% DS), indicadas na Tabela 17.

Tabela 17 – Produção acumulada de biogás em P3 para a mono e co-digestão

Relação unitária	Temperatura	18 °C	36 °C
L kg⁻¹_{DQOap}	Mono-digestão	1,05 x 10 ⁻¹	4,65 x 10 ⁻¹
	Co-digestão	490 ⁽²⁸⁾	860 ⁽⁷²⁾
L kg⁻¹_{DQOrem}	Mono-digestão	90	350
	Co-digestão	340 ⁽¹²⁾	600 ⁽³²⁾
L kg⁻¹_{SVap}	Mono-digestão	160	740
	Co-digestão	450 ⁽¹⁶⁾	790 ⁽⁸⁰⁾
L kg⁻¹_{STap}	Mono-digestão	110	490
	Co-digestão	290 ⁽¹²⁾	520 ⁽⁴⁸⁾

Número amostral (n=4).

Com base no exposto na Figura 14 e na Tabela 17, observa-se que na condição mesofílica, a produção acumulada de biogás na co-digestão foi maior que na mono-digestão de DS em todas as relações unitárias apresentadas. Desta forma, fica claro que o beneficiamento simultâneo de dois ou mais substratos através da digestão anaeróbia é uma estratégia promissora para a produção de biogás (AWOSUSI; SETHUNYA; MATAMBO, 2021). Além disso, alguns estudos têm reportado que temperaturas iguais ou superiores a 30°C favorecem o desempenho da digestão anaeróbia (DENG et al., 2016; FLECK et al., 2017) corroborando com os resultados encontrados neste estudo.

Ferrer et al. (2011) estudando dejetos bovinos a 20 - 25°C e Garfi et al. (2011) em seus estudos de produção de biogás da co-digestão de dejetos bovino e porquinhos da Índia a 20°C, em locais de altas altitudes e climas mais frios, obtiveram produções de 0,35 e 0,10 m³ biogás m³ kg⁻¹ _{SVap} respectivamente, sendo inferiores às encontradas neste trabalho em todas as proporções na temperatura de 18°C. Já Arias et al. (2021) ao avaliarem a eficiência de estabilização de resíduos de palha à temperatura de 35°C como co-substrato de dejetos suínos, observaram uma produção de biogás de 0,674 m³ kg⁻¹ _{SVap} para uma adição de 0,25 kg_{SV} m⁻³ d⁻¹. Os resultados encontrados neste estudo a 36°C para a menor adição de galinha poedeira foram superiores ao encontrado pelos autores.

O teor de metano nas proporções estudadas variaram de 40 a 75% estando dentro dos valores encontrados na literatura para digestão anaeróbia de dejetos suínos (OLIVEIRA et al., 2021b) e da co-digestão de dejetos suínos e galinhas poedeiras (TELLES, 2019). Zhang et al. (2014) observaram maior rendimento de metano ao avaliar dejetos de suínos e lodo de esgoto na proporção 2:1, com uma

produção de 318,4 mL CH₄ g⁻¹ SV_{adicionados}, enquanto a mono-digestão obteve uma produção de 173,1 mL CH₄ g⁻¹ SV_{adicionados}. Neste estudo, considerando uma média de 55% de metano no biogás, a proporção 3:1 de dejetos de suínos e dejetos de galinhas na temperatura de 36 °C alcançaram rendimentos em metano de 435,5 mL g⁻¹ SV_{ap} e 407,0 mL g⁻¹ SV_{ap} para co-digestão e mono-digestão, respectivamente. Os valores encontrados neste estudo são superiores ao encontrados por Zhang e seus colaboradores possivelmente devido à maior contribuição de dejetos suínos na mistura.

Magbanua, Adams e Johnston (2001) realizaram testes em batelada com dejetos de suínos e galinhas poedeiras em várias proporções a uma temperatura de 35 ± 2°C durante 113 dias e obtiveram como maior produção 1020 ± 9 mL de biogás na mistura de 40% dejetos de galinhas e 60% de suínos. No entanto, a proporção 80% dejetos de suínos e 20% dejetos de galinhas foi a que apresentou maior rendimento de biogás, 200 ± 30 mL g⁻¹ SV_{rem}. Neste estudo, a proporção 75% de galinhas poedeiras e 25% suínos, apresentou volume de biogás de 860 mL g⁻¹ SV_{rem} a 36°C, valor muito superior ao encontrado pelos autores para condições parecidas. Vale ressaltar que no estudo de Magbuana e seus colaboradores não foi utilizado inóculo, diferentemente deste estudo.

A partir dos dados gerados das relações unitárias de produção de biogás, os resultados relacionados à DQO aplicada se encontram mais coerentes com os dados encontrados na literatura.

3.5. Modelos cinéticos

Com o objetivo de apresentar uma modelagem matemática de biodegradação anaeróbia da co-digestão de DS e DGP em batelada, foram aplicados os modelos cinéticos de primeira ordem, Gompertz modificado e Função Transferência nos dados obtidos experimentalmente (produção de biogás em mL por gramas de DQO_{rem}). Os modelos foram implementados para estimar os parâmetros de cada equação conforme dados da Tabela 18 e os resultados mostraram que ambos os modelos se ajustaram bem aos dados experimentais. A produção acumulada de biogás e, mL por g de DQO removida foi: P1 (371,78 e 863,87); P2 (362,70 e 374,36) e P3 (525,61 e 924,59) a 18 e 36°C respectivamente.

Tabela 18 – Dados cinéticos obtidos pelos modelos para a produção de biogás

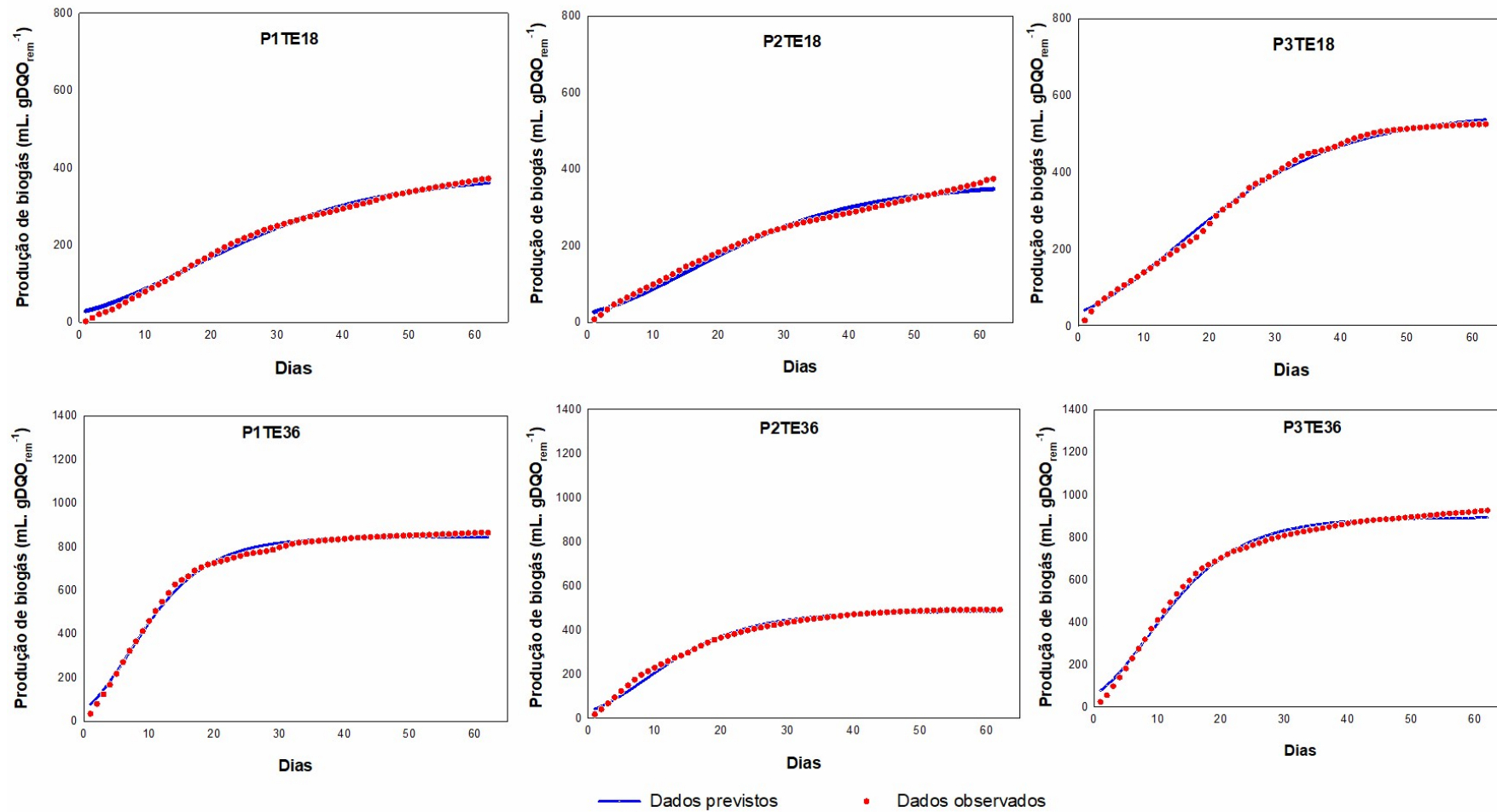
Modelo	Parâmetros	P1		P2		P3	
		18 °C	36 °C	18 °C	36 °C	18 °C	36 °C
1ª Ordem	P	379,44	869,47	362,70	499,74	560,03	926,42
	RMSE (%)	3,84	3,64	1,82	6,14	5,49	3,67
	R ²	0,995	0,990	0,998	0,998	0,988	0,992
Gompertz Modificado	P	362,49	843,55	348,63	488,43	538,11	891,48
	RMSE (%)	3,69	2,27	4,52	3,17	2,50	2,89
	R ²	0,996	0,995	0,989	0,992	0,997	0,993
Função Transferência	P	379,26	368,99	362,53	479,47	559,78	925,88
	RMSE (%)	3,77	3,54	1,82	1,52	5,46	3,57
	R ²	0,995	0,991	0,998	0,998	0,986	0,992

P: potencial máximo de produção de biogás em mL g⁻¹DQOrem; RMSE (%):raiz quadrática dos erros preditos em relação à média dos valores observados; R²: coeficiente de correlação máxima.

Com base nos dados da Tabela 18, observa-se que o modelo de Gompertz modificado conseguiu correlacionar os dados experimentais de forma satisfatória com R² entre 0,989 e 0,997 com menores RMSE, exceto para P2, estimando de maneira satisfatória a máxima produção de biogás das proporções P1 e P3. Resultados semelhante foi obtido por Zhang et al. (2014) que, em seus estudos para investigar a co-digestão de dejetos suínos e lodo de esgoto a 37 °C, também utilizaram os modelos de primeira ordem e Gompertz modificado para prever o rendimento de metano. Ainda segundo os autores, o modelo de Gompertz modificado foi o que apresentou melhor ajuste aos resultados experimentais e os parâmetros calculados indicaram que a co-digestão melhorou marcadamente a taxa de produção de metano e encurtou o tempo efetivo de produção de metano.

A produção de biogás na condição psicrófila e mesófila, após um período de 60 dias de incubação, está demonstrada na Figura 15.

Figura 15 – Comparação entre curvas experimentais e curvas estimadas pelo modelo cinético de Gompertz Modificado para todas as proporções (P1, P2 E P3) nas temperaturas de degradação (18°C e 36°C)



Jijai e Siripatana (2017) avaliaram o potencial de produção de metano (BMP) de águas residuárias de arroz tailandês co-digerido com dejetos de galinhas por 45 dias a uma temperatura de 28-30°C. Os autores adicionaram quantidades crescentes de dejetos de galinhas à água residuária (10, 20, 30, 40 e 50 g) em um volume útil de 200 mL. Como resultado, observaram que a quantidade de 30 g de dejetos de galinhas promoveu maior produção de biogás, com 50,7% de metano. Os modelos cinéticos de Gompertz, Schnute e Monod foram aplicados aos dados experimentais e todos se ajustaram de forma satisfatória. Os autores destacam que o modelo de Gompertz e o de Gompertz modificado não apresentaram nenhuma diferença no estudo em questão.

Na Tabela 19 estão apresentadas algumas constantes de modelos cinéticos utilizados por diferentes autores para avaliarem o desempenho de seus estudos de co-digestão de dejetos de animais, resíduos vegetais e/ou resíduos alimentares utilizando o modelo cinético de Gompertz modificado.

Tabela 19 – Constantes da produção de biogás nos modelos Gompertz e/ou Gompertz modificado

Parâmetros	Dinh et al. (2018)	Lahbab et al. (2021)	Karki et al. (2022)	Tsapekos et al. (2018)	P3TE36
λ	2,93	0,17	1,35	2,63	0,15
RMSE (%)	9,97	NA	6,97	2,38	2,89
R ²	0,99	0,98	0,99	0,99	0,99

λ : fase de latência (lag); R²: coeficiente de determinação. NA- não apresentado.

Observa-se uma grande divergência entre os valores de da fase de lag os estudos apresentados na Tabela 19 e os resultados alcançados neste estudo para P3 na condição de temperatura 36°C, com exceção Lahbab et al. (2021) que utilizaram esterco de vaca como um dos co-substrato, uma vez que este já contém certa quantidade de arqueas metanogênicas proporcionando a diminuição da fase lag. No presente trabalho, o início do monitoramento dos reatores ocorreu quando os mesmos estavam em plena atividade, fato que pode ser observado pelos baixos valores da fase lag. Além disso, observa-se que, as misturas na temperatura de 36°C tiveram uma λ menor que a mesma proporção na temperatura de 18°C, evidenciando que a temperatura é um dos parâmetros mais influentes no startup da digestão anaeróbia (NESHAT et al., 2017).

4. CONCLUSÕES

- A co-digestão mostrou-se mais eficaz na produção de biogás em comparação com a monodigestão de DS.
- A co-digestão pode aumentar a produção de biogás de 59 a 88% sobre a monodigestão de DS em condições de temperaturas mais baixas e de 54 a 69% em temperaturas mais altas.
- O aumento da produção de biogás na co-digestão reforça a adoção da tecnologia de digestão anaeróbia para tratamento de esterco animal com outras matérias-primas dentro de uma mesma fazenda, promovendo um gerenciamento apropriado de resíduos bem como resultando em um retorno ambiental válido.
- A digestão anaeróbia em ambientes com baixas temperaturas e elevadas altitudes demonstrou ser eficiente em relação à concentração de metano no biogás apesar de necessitar de um maior tempo de retenção do material para total degradação da matéria orgânica disponível.
- Os modelos cinéticos aplicados aos dados experimentais neste estudo foram capazes de descrever com eficiência a dinâmica do processo de digestão anaeróbia com R^2 variando de 0,986 a 0,999.
- Os resultados e conclusões deste estudo foram obtidos em 60 dias em experimentos da co-digestão anaeróbia em batelada de dejetos de suínos e galinhas poedeiras. O efeito de sistemas de reatores abastecidos continuamente com estes dejetos demanda ser mais bem pesquisado. No entanto, os resultados deste estudo podem fornecer uma compreensão da dinâmica da degradação dos substratos investigados durante a digestão anaeróbia e dar suporte para futuras pesquisas.

5. REFERÊNCIAS

ACHINAS, S.; ACHINAS, V.; EUVERINK, G. J. W. A Technological Overview of Biogas Production from Biowaste. **Engineering**, v. 3, n. 3, p. 299–307, 2017.

ALBA REYES, Y.; BARRERA, E. L.; CHENG, K. K. A review on the prospective use of chicken manure leachate in high-rate anaerobic reactors. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 1, p. 104695, 2021.

ALBURQUERQUE, J. A. et al. Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties. **European Journal of Agronomy**, v. 43, p. 119–128, 2012.

AMORIM, J. S. DE et al. Caracterização qualitativa e quantitativa dos grupos bacterianos responsáveis pelos processos de oxidação e redução de nitrogênio em sistemas de tratamento de águas residuárias. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 1, p. e53510111938, 30 jan. 2021.

ANGELIDAKI, I. et al. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 5, p. 927–934, 2009.

ANTONIO, L.; BACCA, M.; TELEKEN, J. G. Evaluation of biogas production through anaerobic biodigestion in different ratios inoculum / substrate of commercial bioplastic poly (β -hydroxybutyrate) (PHB). p. 288–310, 2020.

ARHOUN, B. et al. Effect of pretreatment and co-substrate addition on biogas production from pig slurry. **Water and Environment Journal**, v. 35, n. 3, p. 1147–1157, 2021.

ARIAS, D. E. et al. 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**, v. 284, n. January, p. 112027, 2021.

AWE, O. W. et al. Anaerobic co-digestion of food waste and FOG with sewage sludge – realising its potential in Ireland. **International Journal of Environmental Studies**, n. October, p. 1–22, 2017.

AWOSUSI, A.; SETHUNYA, V.; MATAMBO, T. Materials Today : Proceedings Synergistic effect of anaerobic co-digestion of South African food waste with cow manure : Role of low density-polyethylene in process modulation. **Materials Today: Proceedings**, v. 38, p. 793–803, 2021.

BARROS, E. C. et al. **Potencial agrônômico dos dejetos de suínos**. Concórdia: [s.n.].

BOROWSKI, S.; DOMAŃSKI, J.; WEATHERLEY, L. Anaerobic co-digestion of swine and poultry manure with municipal sewage sludge. **Waste Management**, v. 34, n. 2, p. 513–521, 2014.

BORTOLINI, J. et al. Removal of solids and chemical oxygen demand in poultry litter anaerobic digestion with different inocula. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 15, n. 2, p. 1, 26 mar. 2020.

BRES, P. et al. Performance of semi-continuous anaerobic co-digestion of poultry manure with fruit and vegetable waste and analysis of digestate quality: A bench scale study. **Waste Management**, v. 82, p. 276–284, 2018.

BUŁKOWSKA, K. et al. ADM1-based modeling of anaerobic codigestion of maize silage and cattle manure – calibration of parameters and model verification (part II) / Modelowanie kofermentacji kiszonki kukurydzy i obornika bydłowego za pomocą ADM1 – kalibracja i weryfikacja model. **Archives of Environmental Protection**, v. 41, n. 3, p. 20–27, 1 set. 2015.

- CAETNO, L. **Proposição de um sistema modificado para quantificação de biogas**. [s.l.] Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, 1985.
- CAO, L. et al. Effects of temperature and inoculation ratio on methane production and solubility of nitrogen, phosphorus, copper, and zinc in anaerobically digested swine manure. **Bioresource Technology**, p. 122552, 2019.
- CASTRO, L. et al. Low cost digester monitoring under realistic conditions: Rural use of biogas and digestate quality. **Bioresource Technology**, v. 239, p. 311–317, 2017.
- CESTONARO DO AMARAL, A. et al. Zinc and copper distribution in swine wastewater treated by anaerobic digestion. **Journal of Environmental Management**, v. 141, p. 132–137, 2014.
- CHERNICHARO, C. A. DE L. **Reatores naeróbio**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2019.
- CHERUBIN, M. R. et al. Physical, chemical, and biological quality in an oxisol under different tillage and fertilizer sources. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 39, n. 2, p. 615–625, 2015.
- CHIEW, Y. L. et al. Environmental impact of recycling digested food waste as a fertilizer in agriculture—A case study. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 95, n. 2015, p. 1–14, fev. 2015.
- CHUDA, A.; ZIEMIŃSKI, K. Digestate mechanical separation in industrial conditions: Efficiency profiles and fertilising potential. **Waste Management**, v. 128, p. 167–178, 2021.
- COELHO, J. J. et al. Physical-chemical traits, phytotoxicity and pathogen detection in liquid anaerobic digestates. **Waste Management**, v. 78, p. 8–15, 2018.
- COSTA, C. C. et al. Produção de biogás através do aproveitamento de dejetos. **Acta Ambiental Catarinense-Unochapecó**, v. 19, n. 2022, p. 1–9, 2021.
- DALKILIC, K.; UGURLU, A. Biogas production from chicken manure at different organic loading rates in a mesophilic-thermophilic two stage anaerobic system. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 120, n. 3, p. 315–322, 2015.
- DEBIASI, L. R. et al. **Avaliação dos parâmetros : ph , acidez e alcalinidade durante a fase acidogênica da digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos**. 1 ° Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade-Gramado-RS. **Anais...**Gramado- RS: 2018
- DENG, L. et al. Kinetics of temperature effects and its significance to the heating strategy for anaerobic digestion of swine wastewater. **Applied Energy**, v. 134, p. 349–355, 2014.
- DENG, L. et al. Effect of temperature on continuous dry fermentation of swine manure. **Journal of Environmental Management**, v. 177, p. 247–252, 2016.

DINH, P. V. et al. Kinetic of Biogas Production in Co-Digestion of Vegetable Waste, Horse Dung, and Sludge by Batch Reactors. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 159, n. 1, 2018.

DINNEBIER, H. C. F. et al. Phycoremediation and biomass production from high strong swine wastewater for biogas generation improvement: An integrated bioprocess. **Bioresource Technology**, v. 332, p. 125111, jul. 2021.

DO AMARAL, A. C. et al. Swine effluent treatment using anaerobic digestion at different loading rates. **Engenharia Agricola**, v. 34, n. 3, p. 567–576, 2014.

DUAN, N. et al. Effect of organic loading rate on anaerobic digestion of pig manure: Methane production, mass flow, reactor scale and heating scenarios. **Journal of Environmental Management**, v. 231, n. October 2018, p. 646–652, 2019.

EL RASAFI, T.; NOURI, M.; HADDIOUI, A. Metals in mine wastes: environmental pollution and soil remediation approaches – a review. **Geosystem Engineering**, v. 24, n. 3, p. 157–172, 4 maio 2021.

FARIAS, R. M. DE et al. Biodigestão anaeróbia de dejetos de poedeiras coletados após diferentes períodos de acúmulo Anaerobic biodigestion of laying hens manure collected after different periods of accumulation. **Ciência Rural**, v. 42, n. 6, p. 1089–1094, 2012.

FERRER, I. et al. Biogas production in low-cost household digesters at the Peruvian Andes. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, n. 5, p. 1668–1674, maio 2011.

FIERRO, J. et al. Valorisation of used cooking oil sludge by codigestion with swine manure. **Waste Management**, v. 34, n. 8, p. 1537–1545, ago. 2014.

FLECK, L. et al. Optimization of anaerobic treatment of cassava processing. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, v. 37, n. 3, p. 574–590, 2017.

GARFÍ, M. et al. Codigestion of cow and guinea pig manure in low-cost tubular digesters at high altitude. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 12, p. 2066–2070, dez. 2011.

GOMES, A. C. R.; DIAS, E. H. DE O.; PEREIRA, R. D. O. Desenvolvimento de lodo granular aeróbio e avaliação do desempenho de reator em bateladas sequenciais (rbs) a partir de dois inóculos distintos. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, v. 14, n. 1, p. 153, 6 abr. 2021.

GONÇALVES, C. M. et al. Avaliação de parâmetros fermentativos de inóculos utilizados na produção da cachaça de alambique. **B. Ceppa**, v. 37, n. 2, p. 17–27, 2019.

GOPALAN, P.; JENSEN, P. D.; BATSTONE, D. J. Anaerobic digestion of swine effluent : Impact of production stages. **Biomass and Bioenergy**, v. 48, p. 121–129, 2012.

HAYES, T. D. et al. In situ methane enrichment in anaerobic digestion. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 35, n. 1, p. 73–86, 5 jan. 1990.

JAIMES-ESTÉVEZ, J. et al. Psychrophilic full scale tubular digester operating over eight years: Complete performance evaluation and microbiological population. **Energies**, v. 14, n. 1, 2021.

JIJAI, S.; SIRIPATANA, C. Kinetic Model of Biogas Production from Co-digestion of Thai Rice Noodle Wastewater (Khanomjeen) with Chicken Manure. **Energy Procedia**, v. 138, p. 386–392, 2017.

JIN, H.; CHANG, Z. Distribution of Heavy Metal Contents and Chemical Fractions in Anaerobically Digested Manure Slurry. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 164, p. 268–282, 2011.

KAFLE, G. K.; CHEN, L. Comparison on batch anaerobic digestion of five different livestock manures and prediction of biochemical methane potential (BMP) using different statistical models. **Waste Management**, v. 48, p. 492–502, 2016.

KARKI, R. et al. Anaerobic co-digestion: Current status and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 330, n. January, p. 125001, 2021.

KARKI, R. et al. Anaerobic co-digestion of various organic wastes: Kinetic modeling and synergistic impact evaluation. **Bioresource Technology**, v. 343, n. July 2021, p. 126063, 2022.

KUNZ, A.; SULZBACH, A. Kit Biogás Portátil. p. <https://www.embrapa.br/suinos-e-aves/busca-de-publ>, 2007.

LAHBAB, A. et al. Co-digestion of vegetable peel with cow dung without external inoculum for biogas production: Experimental and a new modelling test in a batch mode. **Fuel**, v. 306, n. July, p. 121627, 2021.

LI, B. et al. Influence of anaerobic digestion on the labile phosphorus in pig , chicken , and dairy manure. **Science of the Total Environment**, v. 737, p. 140234, 2020.

LI, K. et al. Anaerobic co-digestion of animal manures with corn stover or apple pulp for enhanced biogas production. **Renewable Energy**, v. 118, p. 335–342, abr. 2018a.

LI, L. et al. Characterization of phosphorus species distribution in waste activated sludge after anaerobic digestion and chemical precipitation with Fe 3 + and Mg 2+. **Chemical Engineering Journal**, v. 373, n. May, p. 1279–1285, 2019.

LI, Y. et al. Effect of inoculum and substrate/inoculum ratio on the performance and methanogenic archaeal community structure in solid state anaerobic co-digestion of tomato residues with dairy manure and corn stover. **Waste Management**, v. 81, p. 117–127, 2018b.

LIU, Y. et al. Two-step heating mode with the same energy consumption as conventional heating for enhancing methane production during anaerobic digestion of swine wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 209, p. 301–307, 2018.

LO, K. V.; LIAO, P. H. Psychrophilic anaerobic digestion of screened dairy manure. **Energy in Agriculture**, v. 5, n. 4, p. 339–345, dez. 1986.

LÓPEZ-PACHECO, I. Y. et al. Phyco-remediation of swine wastewater as a sustainable model based on circular economy. **Journal of Environmental Management**, v. 278, n. August 2020, 2021.

MAGBANUA, B. S.; ADAMS, T. T.; JOHNSTON, P. Anaerobic codigestion of hog and poultry waste. **Bioresource Technology**, v. 76, n. 2, p. 165–168, 2001.

MARCHIORO, V. et al. Poultry Litter Solid State Anaerobic Digestion: Effect of Digestate Recirculation Intervals and Substrate/Inoculum Ratios on Process Efficiency. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 2, n. August, p. 1–10, 2018.

MASSÉ, D. I.; MASSE, L.; CROTEAU, F. The effect of temperature fluctuations on psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors treating swine manure. **Bioresource Technology**, v. 89, n. 1, p. 57–62, 2003.

MASSÉ, D. I.; RAJAGOPAL, R.; SINGH, G. Technical and operational feasibility of psychrophilic anaerobic digestion biotechnology for processing ammonia-rich waste. **Applied Energy**, v. 120, p. 49–55, maio 2014.

MATOS, A. T. DE. **Qualidade do meio físico ambiental:práticas de laboratório**. 1. ed. Viçosa- MG: Editora UFV, 2012.

MATOS, A. T. DE; MATOS, P. DE. **Disposição de Águas Residuárias no Solo e em Sistemas Alagados Contruídos**. Ed. UFV ed. Viçosa - MG: [s.n.].

MENEZES LIMA, J. A. et al. Techno-economic and performance evaluation of energy production by anaerobic digestion in Brazil: bovine, swine and poultry slaughterhouse effluents. **Journal of Cleaner Production**, v. 277, 2020.

MÉZES, L. et al. Novel approach of the basis of FOS / TAC method. **International Symposia "Risk Factors for Environment and Food Safety" & "Natural Resources and Sustainable Development"**, v. 50, n. May 2014, p. 802–807, 2011.

MIAH, M. R. et al. Production of biogas from poultry litter mixed with the co-substrate cow dung. **Journal of Taibah University for Science**, v. 10, n. 4, p. 497–504, 2016.

MILANEZ, A. Y. et al. Biogás de resíduos agroindustriais: panorama e perspectivas. **BNDES Setorial**, n. 47, p. 221–276, 2018.

MÖLLER, K.; MÜLLER, T. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. **Engineering in Life Sciences**, v. 12, n. 3, p. 242–257, 2012.

MONLAU, F. et al. Toward a functional integration of anaerobic digestion and pyrolysis for a sustainable resource management. Comparison between solid-digestate and its derived pyrochar as soil amendment. **Applied Energy**, v. 169, p. 652–662, 2016.

NESHAT, S. A. et al. Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 79, n. July 2016, p. 308–322, 2017.

NGHIEM, L. D. et al. Full scale co-digestion of wastewater sludge and food waste: Bottlenecks and possibilities. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 72, n. January, p. 354–362, 2017.

OBULISAMY, P. K. et al. Anaerobic co-digestion of food waste and chemically enhanced primary-treated sludge under mesophilic and thermophilic conditions. **Environmental Technology ISSN:**, v. 37, n. June, p. 3200–3207, 2016.

OGWANG, I. et al. Characterization of Biogas Digestate for Solid Biofuel Production in Uganda. **Scientific African**, v. 12, p. e00735, 2021.

OJEDIRAN, O. J. et al. Valorization of Pennisetum purpureum (Elephant grass) and piggery manure for energy generation. **Fuel**, v. 302, n. July, p. 121209, 2021.

OKONKWO, U. C.; ONOKPITE, E.; ONOKWAI, A. O. Comparative study of the optimal ratio of biogas production from various organic wastes and weeds for digester/restarted digester. **Journal of King Saud University - Engineering Sciences**, v. 30, n. 2, p. 123–129, 2018.

OLIVEIRA, N. S. et al. Can portable analyzers be reliable for biogas characterization? **Revista Engenharia na Agricultura - Reveng**, v. 29, 2021.

PASINI, F. et al. Viabilidade de implantação de um biodigestor em uma granja de suínos. **Holos Environment**, v. 19, n. 1, p. 60, 2019.

PROVENZANO, M. R. et al. Chemical and spectroscopic characterization of organic matter during the anaerobic digestion and successive composting of pig slurry. **Waste Management**, v. 34, n. 3, p. 653–660, 2014.

ROSA, E.; ARRIAGA, H.; MERINO, P. Strategies to mitigate ammonia and nitrous oxide losses across the manure management chain for intensive laying hen farms. **Science of The Total Environment**, v. 803, p. 150017, jan. 2022.

SAEG- Sistema para Análises Estatísticas. Viçosa - MG Fundação Arthur Berbarde, , 2007.

SCARCELLI, P. G. et al. Evaluation of biomethanization during co-digestion of thermally pretreated microalgae and waste activated sludge, and estimation of its kinetic parameters. **Science of The Total Environment**, v. 706, p. 135745, mar. 2020.

SCARLAT, N.; DALLEMAND, J.-F.; FAHL, F. Biogas: Developments and perspectives in Europe. **Renewable Energy**, v. 129, p. 457–472, dez. 2018.

- SHAH, F. A. et al. Co-digestion, pretreatment and digester design for enhanced methanogenesis. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 42, p. 627–642, 2015.
- SHEN, J. et al. Biogas production from anaerobic co-digestion of durian shell with chicken, dairy, and pig manures. **Energy Conversion and Management**, v. 198, n. June, p. 1–10, 2019.
- SIGGINS, A.; ENRIGHT, A.; O'FLAHERTY, V. Low-temperature (7 °C) anaerobic treatment of a trichloroethylene- contaminated wastewater: Microbial community development. **Water Research**, v. 45, n. 13, p. 4035–4046, 2011.
- SILVEIRA, C. F. et al. Valorization of swine wastewater in a circular economy approach: Effects of hydraulic retention time on microalgae cultivation. **Science of the Total Environment**, v. 789, p. 147861, 2021.
- SOARES, C. M. T.; FEIDEN, A.; TAVARES, S. G. Fatores que influenciam o processo de digestão anaeróbia na produção de biogás. **Nativa, Sinop**, v. 5, p. 509–514, 2017.
- SOUSA, F. A. et al. PRODUÇÃO DE BIOGÁS PROVENIENTE DE CAMAS SOBREPOSTAS DE SUÍNOS. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 32, n. 3, p. 229–236, 2017.
- TAVANTI, R. F. R. et al. Crop productivity and soil quality after fertilization with liquid swine manure. **Acta Agronomica**, v. 67, n. 2, 2017.
- TELLES, I. B. **Biodigestão anaeróbica de dejetos de suínos e aves associados ao uso de inoculantes**. [s.l.] UNIFENAS, 2019.
- TIWARI, B. R. et al. Critical insights into psychrophilic anaerobic digestion: Novel strategies for improving biogas production. **Waste Management**, v. 131, n. July, p. 513–526, jul. 2021.
- TSAPEKOS, P. et al. Co-digestion and model simulations of source separated municipal organic waste with cattle manure under batch and continuously stirred tank reactors. **Energy Conversion and Management**, v. 159, n. November 2017, p. 1–6, 2018.
- VASCO-CORREA, J. et al. Anaerobic digestion for bioenergy production: Global status, environmental and techno-economic implications, and government policies. **Bioresource Technology**, v. 247, n. August 2017, p. 1015–1026, 2018.
- VOELKNER, A. et al. Impact of mechanically pre-treated anaerobic digestates on soil properties. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 15, n. 4, p. 882–895, 2015.
- WANG, Z. et al. Impact of total solids content on anaerobic co-digestion of pig manure and food waste: Insights into shifting of the methanogenic pathway. **Waste Management**, v. 114, p. 96–106, ago. 2020.

WEI, S. et al. Psychrophilic anaerobic co-digestion of highland barley straw with two animal manures at high altitude for enhancing biogas production. **Energy Conversion and Management**, v. 88, p. 40–48, 2014.

WEI, S.; GUO, Y. Comparative study of reactor performance and microbial community in psychrophilic and mesophilic biogas digesters under solid state condition. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 125, n. 5, p. 543–551, 2018.

WITARSA, F.; LANSING, S. Quantifying methane production from psychrophilic anaerobic digestion of separated and unseparated dairy manure. **Ecological Engineering**, v. 78, p. 95–100, 2015.

XIE, S. et al. A pilot scale study on synergistic effects of co-digestion of pig manure and grass silage. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 123, n. 2017, p. 244–250, set. 2017.

XU, J.; ADAIR, C. W.; DESHUSSES, M. A. Performance evaluation of a full-scale innovative swine waste-to-energy system. **Bioresource Technology**, v. 216, p. 494–502, 2016.

YAN, J. et al. New matrix certified reference materials for the measurement of trace elements in swine and chicken compound feed. **Microchemical Journal**, v. 174, n. December 2021, p. 107065, 2022.

YANG, S.; WEN, Q.; CHEN, Z. Effect of KH_2PO_4 -modified biochar on immobilization of Cr, Cu, Pb, Zn and as during anaerobic digestion of swine manure. **Bioresource Technology**, v. 339, p. 125570, nov. 2021.

YAO, Y. et al. Anaerobic digestion of livestock manure in cold regions: Technological advancements and global impacts. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 119, n. October 2019, p. 109494, mar. 2020.

ZHANG, T. et al. Influence of initial pH on thermophilic anaerobic co-digestion of swine manure and maize stalk. **Waste Management**, v. 35, p. 119–126, jan. 2015.

ZHANG, W. et al. Batch anaerobic co-digestion of pig manure with dewatered sewage sludge under mesophilic conditions. **Applied Energy**, v. 128, p. 175–183, set. 2014.

ZHANG, Y. et al. Environmental sustainability assessment of pig manure mono- and co-digestion and dynamic land application of the digestate. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 137, n. March 2020, p. 110476, mar. 2021.

CAPÍTULO 3 – AVALIAÇÃO DE BIOFERTILIZANTE RESULTANTE DA CO-DIGESTÃO DE DEJETO DE SUÍNOS E GALINHAS POEDEIRAS COMO FONTE NUTRICIONAL NA PRODUÇÃO DE *Brachiaria cv. Marandu*

1. INTRODUÇÃO

Durante as últimas décadas, o uso excessivo de fertilizantes químicos têm gerado problemas ambientais cada vez mais graves como a emissão de gases de efeito estufa, comprometendo a composição e função microbiana do solo, a fitossanidade, a produção econômica além de promoverem a eutrofização de corpos d'água (CAI et al., 2017; RAHMANI SAMANI et al., 2019).

Boa parte das áreas ocupadas pelas pastagens apresenta algum grau de degradação em função do manejo inadequado (CASTRO, 2016). A nutrição do solo é um pré-requisito necessário para a produção de alimentos para a população mundial em constante crescimento. Os nutrientes são um componente essencial na agricultura sustentável (SNESHA et al., 2018). Os solos possuem reservas naturais de nutrientes que se renovam através da atividade biológica ou processos químicos das plantas. No entanto, com o aumento da produção nos últimos anos, essas reservas não são mais capazes de suprir a demanda, fazendo-se necessário a reposição destes nutrientes através do uso de fertilizantes (ZAZU; MANDERSON, 2021).

O manejo da fertilidade do solo é uma das principais ações que podem garantir a produtividade e a sustentabilidade da pastagem. Quantidades insuficientes de um ou mais nutrientes essenciais para as plantas resultam na diminuição da produção de forragem (SILVEIRA; KOHMANN, 2020). Muitas vezes é necessário fazer a adubação das pastagens; geralmente, fertilizantes químicos são utilizados para suprir as demandas nutricionais. No entanto, a utilização de fertilizantes químicos de maneira excessiva compromete não apenas a textura e outras propriedades físico-químicas do solo (YE et al., 2020), mas também a biota, em especial insetos e outros microrganismos do solo, reduzindo a quantidade e a qualidade da produção (KHANDARE et al., 2020).

Além disso, os fertilizantes químicos não fornecem todos os nutrientes essenciais às plantas. O uso prolongado destes fertilizantes tendem a reduzir a matéria orgânica do solo, que, por sua vez, afeta as características físicas e biológicas do solo (SNESHA et al., 2018). Com isso, nota-se um aumento do interesse na

utilização de adubos orgânicos, com especial destaque para os biofertilizantes, os quais se caracterizam pela composição de matéria orgânica e presença de microrganismos que enriquecem o ecossistema (NWANKWEGU et al., 2020).

Devido à diversidade dos nutrientes existentes nos biofertilizantes oriundos do tratamento anaeróbio, os mesmos podem também conter grandes quantidades alguns metais e podem provocar a contaminação dos solos, gerando graves problemas ambientais (LV; WANG, 2019; XIAO et al., 2019). Um destes elementos é o zinco (Zn), um micronutriente importante existente no solo (LOPES et al., 2021) que pode se tornar um poluente inorgânico tóxico quando em altas concentrações no solo (YOU et al., 2020; ZHANG et al., 2020).

A *Brachiaria brizantha* cv. Marandu foi apresentada pela Embrapa em 1984, sendo originária da Estação Experimental de Forrageiras de Marandellas, no Zimbábue, África. É uma planta robusta que cresce entre 1,50 e 2,50 m de altura, com extenso afilamento nos nós superiores, lâminas largas, longas com pilosidade na parte superior e inferior (NUNES et al., 1984). No entanto, as forragens não são todas iguais, algumas espécies requerem solos mais férteis do que outras (DUBEUX JR. et al., 2020). De acordo com Flores et al. (2008), a *Brachiaria brizantha* cv. Marandu é de fácil adaptação, sendo indicada para solos com fertilidade reduzida, com boa resposta a adubações apresentando alta produtividade de acordo com o manejo.

O nitrogênio (N) é o principal nutriente no metabolismo das plantas forrageiras, por fazer parte da constituição da molécula da clorofila, participa ativamente do processo de fotossíntese (MALAVOLA, 2006), influenciando diretamente no rendimento da produção, sendo, desta forma, necessário fazer a correção de sua deficiência do solo (BATISTA et al., 2018). A ureia por sua vez é um dos principais fertilizantes nitrogenados utilizados no Brasil e no mundo devido suas vantagens como baixos custos de produção e maior concentração de nitrogênio (CHAGAS et al., 2017).

A utilização de biofertilizantes, como alternativa ao fertilizante químico convencional é uma estratégia viável do ponto de vista ecológico, uma vez que, além de destinar de forma coerente o efluente da digestão anaeróbia, melhora a fertilidade do solo e aumenta a produção agrícola. (ZHANG et al., 2017; GUO et al., 2018; MUHMOOD et al., 2018).

Devido à disponibilidade de nutrientes em concentrações consideradas no digestato, pesquisas são necessárias para verificar a contribuição deste biofertilizante líquido bem como seu teor frente a grandes quantidades de elementos consideráveis

tóxicos. Assim, o presente trabalho objetivou avaliar a produtividade do cultivar *Brachiaria brizantha* cv. Marandu, por ser uma espécie resistente e fácil manejo, em um experimento conduzido em vasos, sob condições controladas, em uma casa de vegetação, utilizando-se dois biofertilizantes em doses diferentes a fim de detectar seu poder nutricional além de avaliar a toxicidade do Zn no mesmo.

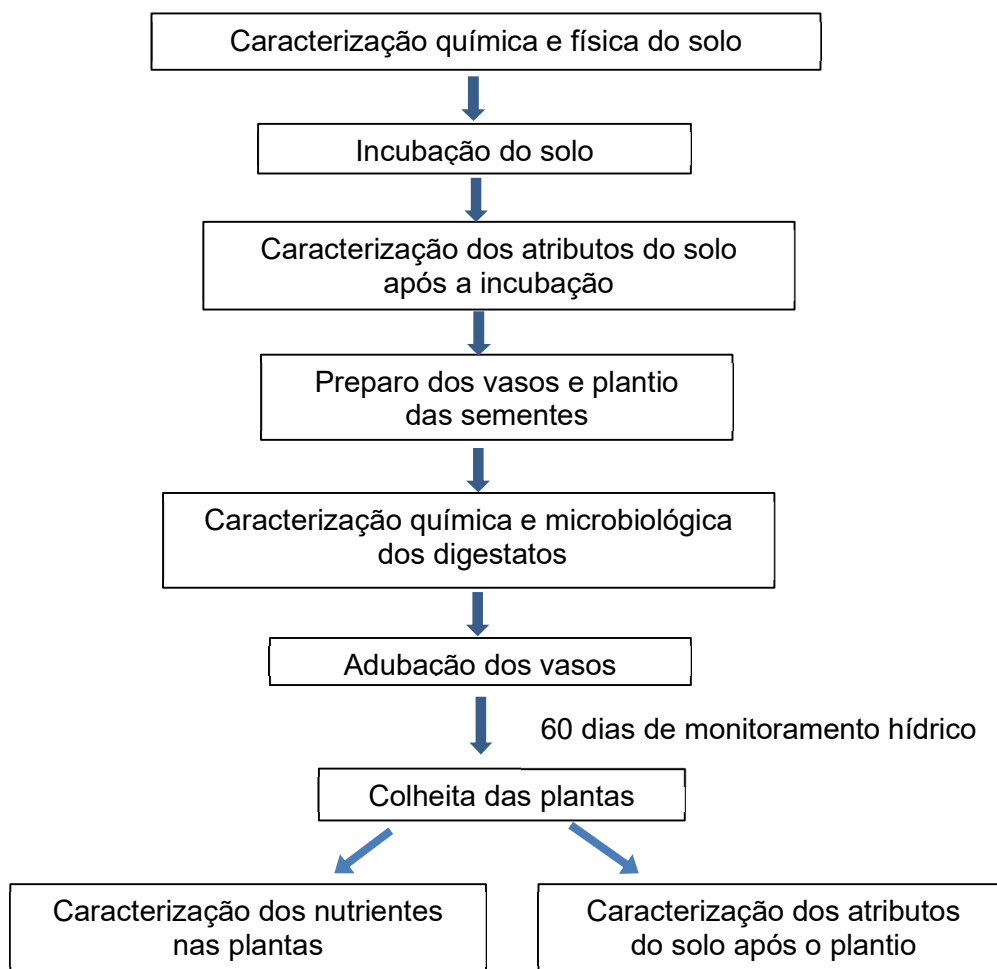
As ofertas dos nutrientes (N, P, K) foram realizadas a partir da aplicação dos biofertilizantes e adubação química na forma de ureia, cloreto de potássio e fosfato de amônio.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Condução do experimento

O experimento foi conduzido no núcleo de Agricultura do Instituto Federal Sudeste de Minas Gerais - Campus Barbacena, em casa de vegetação protegida nas laterais com telas de polietileno e malha de uma polegada nas partes frontal e posterior. O arco foi coberto com filme de polietileno aditivado contra radiação ultravioleta de baixa densidade (PEBD) de 150 micras. Sob o teto, na parte interna do ambiente protegido, instalou-se um sombrite que minimizava a incidência solar. O estudo ocorreu entre os meses setembro a novembro de 2021 e foi realizado de acordo com as etapas indicadas na Figura 16. Para a condução do experimento foram utilizadas sementes de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu adubadas com biofertilizante e fertilizante químico.

Figura 16 – Fluxograma da condução do experimento



2.2. Caracterização química e física do solo

Foi utilizado um solo proveniente da cidade de Lavras, coletado na Universidade Federal de Lavras- campus UFLA, classificado como Latossolo Vermelho (SANTOS et al., 2018) tendo como características principais: baixa fertilidade natural e baixo teor de matéria orgânica. Solos com estas características possuem um elevado potencial de resposta a aplicação de nutrientes. A caracterização química e granulométrica do solo está representada na Tabela 20 e foi realizada de acordo com Teixeira et al. (2017) no Laboratório de Análise de Solo e Folhas do Instituto Federal do Sudeste de Minas Gerais - *Campus* Barbacena.

Tabela 20 – Atributos do solo antes da incubação

Parâmetros	Unidade	Amostra
pH (H ₂ O)	-	5,05 (0,02)
P	mg dm ⁻³	1,60 (0,07)
K	mg dm ⁻³	15,40 (0,50)
Ca	cmol _c dm ⁻³	0,93 (0,04)
Mg	cmol _c dm ⁻³	0,07 (0,005)
Al	cmol _c dm ⁻³	1,10 (0,01)
(H + Al)	cmol _c dm ⁻³	5,50 (0,08)
M.O.	dag kg ⁻¹	1,07 (0,05)
Zn	mg dm ⁻³	28,10 (0,02)
Fe	mg dm ⁻³	19,94 (0,20)
Mn	mg dm ⁻³	4,94 (0,11)
Cu	mg dm ⁻³	0,53 (0,01)
P-rem	mg dm ⁻³	4,37 (0,09)
S.B.	cmol _c dm ⁻³	1,40 (0,05)
t	cmol _c dm ⁻³	2,46 (0,07)
T	cmol _c dm ⁻³	16,39 (1,49)
V	%	32,75 (21,47)
m	%	43,27 (0,68)
Na	mg dm ⁻³	12,00 (0,76)
Areia	%	20,88 (0,10)
Argila	%	63,14 (1,03)
Silte	%	15,98 (1,12)

P, K, Na, Fe, Zn, Cu e Mn = (HCl 0,05 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹); P disponível (extrator Mehlich⁻¹); Ca, Mg, Al, (KCl 1 mol L⁻¹); H+Al = (Solução Tampão – SMP a pH 7,5); SB = Soma de Bases; T = CTC a pH 7,0; V = Saturação por bases; m = Saturação por alumínio. Argila: Método da pipeta. M.O. = Matéria Orgânica pelo Método Colorimétrico. Número amostral (n=3) (TEIXEIRA et al., 2017).

2.3. Determinação da umidade do solo na capacidade de campo

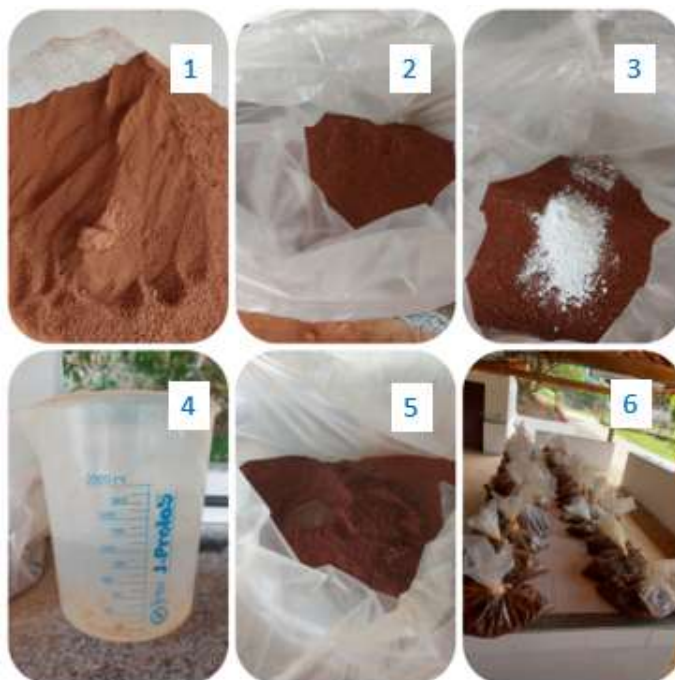
Para a manutenção da umidade do solo no processo de incubação, a umidade na capacidade de campo foi determinada. Uma amostra de solo foi colocada em um cilindro de 4 cm de diâmetro e 2,5 cm de altura dentro de um recipiente contendo água até sua total saturação por capilaridade. Após a saturação, o cilindro foi levado à unidade de sucção a pressão a 0,10 ATM, e após estabilização da drenagem da água, a amostra foi pesada e seca em estufa a 105°C para determinação da umidade sendo esta considerada a umidade na capacidade de campo.

2.4. Elevação da saturação por base e correção do pH

Para a correção do pH e elevação da saturação por bases (V%) a 70%, ideal para se conseguir uma boa resposta da aplicação de nutrientes para a maioria das culturas, foram aplicadas misturas de corretivos na proporção de 3:1 em peso de CaCO_3 e MgCO_3 , respectivamente.

Para incubação do solo, um volume de 5 dm^3 de solo foi mensurado e colocado em saco plástico (Figura 17). Os corretivos foram adicionados e o solo homogeneizado. Posteriormente o solo foi umedecido a 70% da capacidade de campo, homogeneizado e os sacos plásticos foram fechados.

Figura 17 – Protocolo de incubação do solo



1- Solo argiloso; 2- 5 dm^3 de solo no recipiente utilizado para incubação; 3- adição dos corretivos CaCO_3 e MgCO_3 ; 4- volume de água adicionado ao solo; 5- solo umedecido e 6- amostras incubadas e dispostas em local fresco ao abrigo do sol.

O solo permaneceu incubado por 30 dias, sendo revolvido duas vezes por semana para melhor homogeneização dos corretivos.

2.5. Montagem do experimento

Após o período de incubação, os sacos foram abertos para que o solo secasse ao abrigo do sol sendo revolido periodicamente. Eles foram transferidos para os vasos (5 dm³ cada), levados para a casa de vegetação e dispostos aleatoriamente para dar início à realização do experimento conforme Figura 18.

Figura 18 – Solos utilizados no experimento



1- Solos secando ao abrigo do sol; 2- Vasos contendo 5 dm³ de solo; 3- Solos na casa de vegetação.

Uma nova análise de fertilidade foi realizada no solo após o período de incubação, tendo os valores de Ca, Mg, (H+Al) e Al sido alterados para 4,68; 1,61; 2,28 e 0,0 cmolc dm⁻³, respectivamente. O pH do solo foi alterado para 6,44. Com a alteração destes parâmetros, os valores de SB, t, T, V e m, também se modificaram para 6,38; 6,38; 8,66 cmolc dm⁻³ e 73,71 e 0,00 % respectivamente.

O experimento em casa de vegetação foi realizado em 24 vasos com 5 dm³ de solo previamente incubado. Um vaso controle foi utilizado para manter a capacidade de campo do solo a 70% de umidade. Para tanto, baseado na capacidade de campo do solo (32%) adicionou-se um volume de 1112 mL de água no vaso controle, o mesmo foi pesado e o valor utilizado como referência para manter a capacidade de

campo nos demais vasos. Todos os dias o vaso controle era pesado e pela diferença do peso inicial fazia-se o complemento de água em todas as unidades experimentais.

Foram utilizadas 10 sementes de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu em cada vaso, em adição, a semeadura nos vasos foi realizada na profundidade de 1 cm. Após a germinação, foi feito o desbaste deixando apenas 5 plantas por vaso.

2.6. Caracterização dos digestores e cálculo da dose de referência

Os digestatos utilizados foram provenientes do experimento descrito no capítulo 2 deste trabalho, obtidos a partir do tratamento anaeróbio de dejetos de suínos e galinhas poedeiras na proporção de 25/75% m/m, a qual foi considerada a mais interessante de acordo com a maior produção de biogás. Em adição, a qualidade dos digestatos produzidos nas condições de tratamento psicrófila (18°C) e mesófila (36°C) foram avaliados neste experimento. Foi realizada uma nova caracterização na parte sobrenadante do digestato, o qual foi utilizado na adubação dos vasos, tendo em vista que na prática, a parte mais densa não deve ser utilizada devido sua alta granulometria que promove o entupimento dos pistões no momento da aspersão.

A caracterização dos digestatos foi realizada no Laboratório de Análise de Solos e Folhas do Instituto Federal do Sudeste de Minas Gerais - Campus Barbacena e executadas de acordo com *Standard Methods* (APHA, 2017).

2.7. Avaliação da qualidade do biofertilizante

Após a determinação dos nutrientes dos digestatos de cada reator e com base nas concentrações de Na, Ca e Mg, foi determinada, por meio da Equação 5, a razão de adsorção de sódio (RAS), que permitiu avaliar a restrição ou não do uso do efluente na irrigação.

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad \text{Equação 5}$$

em que:

RAS = razão de adsorção de sódio;

Na⁺ = concentração de sódio (mmol_c L⁻¹);

Ca^{2+} = concentração de cálcio ($mmol_c L^{-1}$);

Mg^{2+} = concentração de magnésio ($mmol_c L^{-1}$).

A aplicação do digestato nos vasos foi realizada a partir de diferentes estratégias: elemento de referência (N), dose máxima de aplicação para Zn e adubação química.

A taxa de aplicação do digestato foi calculada por meio da Equação 4 (MATOS & MATOS, 2017), levando em consideração o nutriente em maior concentração, neste caso, o nitrogênio.

$$D_{R(N)} = 1000 \times \frac{N_{abs} - \left(T_{m1} \times MO \times \rho_s \times p \times 10^7 \times 0,05 \times \frac{n}{12} \right)}{T_{m2} \times \frac{n}{12} \times N_{org} + (N_{amon} + N_{nitrito}) \times PR}$$

em que:

$D_{R(N)}$ = dose de referência ou taxa de aplicação, $m^3 ha^{-1}$;

N_{abs} = absorção de nitrogênio pela cultura, $kg ha^{-1}$;

MO = concentração de matéria orgânica no solo, $kg kg^{-1}$;

T_{m1} = taxa anual de mineralização da MO no solo, $kg kg^{-1} ano^{-1}$;

ρ_s = massa específica do solo, $t m^{-3}$;

p = profundidade do solo considerada, m;

n/12 = fração anual relativa ao período de cultivo, ano;

T_{m2} = taxa de mineralização do nitrogênio orgânico, $kg kg^{-1} ano^{-1}$;

N_{org} = nitrogênio orgânico, $mg L^{-1}$;

N_{NH3} = nitrogênio amoniacal, $mg L^{-1}$;

$N_{nitrito}$ = nitrogênio nítrico, mgL^{-1} ;

PR = taxa de recuperação do nitrogênio mineral pela cultura, $kg kg^{-1} ano^{-1}$

As taxas anuais de mineralização da matéria orgânica, nitrogênio orgânico e nitrogênio mineral recuperados pela cultura estudada, utilizados na Equação (4) foram 0,01, 0,2 e 0,7 $kg.kg^{-1}ano^{-1}$ respectivamente (MATOS; MATOS, 2017). A taxa de aplicação ideal para a *Brachiaria brizantha* calculada foi de 20,48 e 20,65 $m^3 ha^{-1}$ a partir da concentração de nitrogênio em D18 (digestato do tratamento a 18°C) e D36 (digestato do tratamento a 36°C), respectivamente.

2.8. Aplicação das doses de biofertilizantes e fertilizante químico

Para efeito de associação, as plantas e os solos foram nomeados de acordo com a adubação realizada, sendo:

- A1- dose do digestato de acordo com o elemento referencial (N) contido no digestato D18;
- A2- dose do digestato de acordo com o elemento referencial (N) contido no digestato D36;
- A3- dose máxima de Zn suportada pelas plantas (5 ppm dm^{-3}) do digestato D18;
- A4- dose máxima de Zn suportada pelas plantas por (5 ppm dm^{-3}) do digestato D36;
- A5- adubação química de N, P e K com a mesma concentração contida no tratamento A1 referente à D18 e
- A6- adubação química de N, P e K com a mesma concentração contida no tratamento A2 referente ao D36.

O experimento em vasos teve início em 25 de agosto de 2021 com a semeadura sendo finalizada em 10 de novembro de 2021. A adubação dos vasos foi feita conforme dados da Tabela 21, quinze dias após a semeadura. Desde a data da semeadura a capacidade de campo dos vasos foi mantida a 70%. Foram aplicados, 56,0 mL de D18 e 57,0 mL de D36 obtidos de acordo com a Equação 4.

A dose máxima de Zn suportada pelas plantas foi determinada a partir da concentração máxima permitida para a cultura de $5,0 \text{ mg dm}^{-3}$ (MALAVOLTA, 2006), para tanto, foram aplicados 10,6 mL e 6,5 mL em D18 e D36, respectivamente. Nos vasos onde se avaliou a dose máxima de zinco foram aplicadas doses complementares de nitrogênio, fósforo e potássio pelo uso de ureia - $(\text{NH}_2)_2\text{CO}$, fosfato de amônio - $(\text{NH}_4)\text{HPO}_4$ e cloreto de potássio - KCl, a fim de que todas as unidades experimentais apresentassem as mesmas concentrações destes nutrientes nos biofertilizantes testados.

Para efeito de comparação, também foram testados vasos contendo apenas N, P e K (A 5 e A6) nas mesmas concentrações da dosagem do elemento referencial de cada digestato, a fim de avaliar a toxicidade do zinco para as plantas e solos e contribuição dos outros nutrientes existentes no digestato para o desenvolvimento da cultura. A adubação dos vasos ocorreu conforme Tabela 21, sendo que em todas as

unidades experimentais houve a mesma oferta nutricional, em miligramas, dos elementos N, P, K. Para cada tipo de adubação foram realizadas quatro repetições.

Tabela 21 – Indicação da dosagem de nutrientes nos vasos, a partir da presença nos biofertilizantes e eventual necessidade de complementação

Elemento referencial (N) A1 e A2						
	N		P		K	
B18	289,40		12,15		147,00	
B36	290,00		16,10		153,90	
Máxima concentração de Zn (Necessidade de complementação) - A3 e A4						
	N		P		K	
B18	54,80	(234,60)	2,30	(9,85)	27,80	(119,50)
B36	33,10	(256,90)	1,84	(14,26)	17,50	(136,50)
Adubação química- Controle- Tratamento A5 e A6						
	N		P		K	
B18	289,40		12,15		147,00	
B36	290,00		16,10		153,90	

Valores em miligrama por vaso.

Para os tratamentos A3 e A4, a concentração dos nutrientes N, P e K foram complementadas com 503,0 e 550,0 mg de $(\text{NH}_2)_2\text{CO}$, 42,0 e 61,0 mg de $(\text{NH}_4)\text{HPO}_4$ e 229,0 e 262,5 mg de KCl respectivamente. A5 e A6 receberam 620,0 e 621,4 mg de $(\text{NH}_2)_2\text{CO}$; 51,7 e 60,72 mg de $(\text{NH}_4)\text{HPO}_4$ e 282,7e 296,0 mg de KCl, respectivamente.

As plantas foram colhidas 60 dias após a adubação e levadas para o Laboratório de Solos e Folhas para estudo. Da mesma forma, foram retiradas cerca de 500 g de solo de cada vaso para análise dos atributos do solo após a semeadura.

2.9. Variáveis avaliadas nas plantas e solos

Após o encerramento do experimento, as plantas foram cortadas a 1,0 cm do solo, colocadas em sacos de papel, nomeadas de acordo com o tratamento recebido e levadas ao laboratório. Os parâmetros massa seca da parte aérea e raiz, teores totais de N, P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn, foram avaliados de acordo com Malavolta, Vitti e Oliveira (1997).

Os teores de macro e micronutrientes nos solos de cada vaso (pH, P, K, Ca, Mg, Al, H+Al, M.O., Zn, Fe, Cu, Mn e P-rem) após a semeadura de acordo com Teixeira et al. (2017).

2.10. Delineamento experimental e análise estatística

O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado (DIC) em esquema fatorial 2 x 3 (dois tipos de biofertilizantes x três dosagens de fertilizantes de acordo com as concentrações de nitrogênio (N) e zinco (Zn) nos digestatos, e adubação química com 4 repetições. Os níveis do fator digestato foram: 1- D18 e 2- D36. As variáveis consideradas foram: 1- dosagens de nitrogênio calculadas baseada no elemento químico referencial da água residuária (MATOS; MATOS, 2017); 2- dosagem de digestato tendo como referencial a máxima concentração de zinco (5 mg dm⁻³) para plantio em vasos, determinada de acordo Malavolta (2006) e 3- dosagem com adubo químico na mesma concentração do N, P e K presente nos digestato (D18 e D36). Desta forma, foram estudados 6 tratamentos com 4 repetições, totalizando 24 unidades experimentais.

Os dados de nutrientes na parte aérea das plantas, de massa seca, de nutrientes dos solos após a semeadura e acúmulo de nutrientes na parte aérea, foram submetidos à análise de variância e a comparação das médias dos tratamentos, em relação a testemunha, foi realizada pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Caracterização dos nutrientes nos biofertilizantes

Na Tabela 22 são apresentadas as características químicas dos digestatos utilizados, assim como resultados de demais estudos realizados em casa de vegetação. No presente estudo, os digestatos foram provenientes da co-digestão anaeróbia de dejetos de galinhas poedeiras e suínos (75 e 25% massa/massa respectivamente), em duas condições de temperaturas (18 e 36°C) aqui denominados D18- digestato proveniente da co-digestão anaeróbia a 18°C e D36- Digestato proveniente da co-digestão anaeróbia a 36°C os quais foram resultado do trabalho que foi desenvolvido e apresentado no capítulo 2, anteriormente abordado.

Tabela 22 – Caracterização física, química e microbiológica dos digestatos utilizados em experimentos desenvolvidos em casa de vegetação

Características	Presente estudo		Barbosa, Nabel e Jablonowski (2014)	Pampillón-González et al. (2017)	Walsh et al. (2018)	Vanden Nest et al. (2021)
Umidade em relação à cc (%)	70		60	ND	70	ND
Temp. (°C)	13,8 – 37		17 e 22	ND	23 ± 3	ND
Cultura	<i>Brachiaria brizantha</i>		Malva da Virgínia, milho e alfafa	Trigo	Azevém perene e trevo branco	Azevém
Duração (dias)	60		30	120	30	65
Biofertilizantes	D18 (*)	D36 (*)	Milho + DGP (*)	DS (**)	Dejeto bovino (***)	DV + esterco animal (*)
pH (H ₂ O)	8,18 (0,02)	7,91 (0,03)	8,35	8,0	8,6	8,20
P	36,49 (0,85)	33,06 (0,66)	15,0	ND	1,0	6,4
K	34,16 (2,11)	66,46 (3,10)	37,5	ND	17,0	8,4
Ca	110,62 (3,90)	98,92 (8,64)	32,10	37,3	20,0	30,2
Mg	28,4 (0,68)	23,68 (1,16)	5,7	24,3	ND	6,4
Zn	315,59 (13,77)	407,78 (9,90)	0,3	3,8	ND	ND
Fe	302,37 (4,73)	269,10 (4,50)	ND	5,9	ND	ND
Mn	90,01 (0,81)	74,67 (3,11)	0,3	1,9	ND	ND
Cu	45,84 (1,74)	58,75 (1,63)	< 0,1	1,8	ND	ND
Na	12,75 (1,20)	14,76 (0,19)	1,50	ND	7,3	ND
NTK	5999,62 (35,94)	5467,61 (27,99)	ND	ND	22,0	9,3
NH ₄ ⁺	5169,02 (37,93)	5088,38 (6,38)	ND	ND	20,4	5,5
NO ₃ ⁻	260,90 (17,34)	284,00 (6,11)	ND	ND	0,5	0,37
Condutividade	24,84 (0,13) a	24,47 (0,11) a	ND	ND	12,2 b	ND
CF	> 2,40 x 10 ⁴	> 2,40 x 10 ⁴	ND	3,6 x 10 ⁴ UFC g ⁻¹	ND	ND
EC	> 2,40 x 10 ⁴	> 2,40 x 10 ⁴	ND	ND	ND	ND

Valores do presente trabalho para NTK, NH₄⁺ e N_{NH3} em mg. L⁻¹ exceto pH. Valores em g kg⁻¹ para (*); mg kg⁻¹ para (**) e mg. g⁻¹ para (***). cc= capacidade de campo; DS= dejeto de suínos; DGP= dejetos de galinhas poedeiras; RA= resíduos alimentares; DV= detritos vegetais. Condutividade: a-µS cm⁻¹ e b- dS cm⁻¹. D18- digestato proveniente da temperatura de 18°C de incubação; D36- digestato proveniente da temperatura 36°C de incubação; CF- coliformes fecais; EC- *Escherichia coli*; NMP/100 MI- número mais provável por 100 mL. ND= não determinado. Número amostral (n=3).

As características físicas, químicas e microbiológicas de cada digestato depende diretamente do tipo de substrato que abastece os biodigestores, do tipo de separação sólido-líquido utilizado (AKHIAR et al., 2017), assim como da temperatura de degradação (TÁPPARO et al., 2020). Conforme apontado na Tabela 22, os nutrientes dos digestatos utilizados no presente estudo são superiores aos valores dos outros trabalhos em virtude das características dos substratos utilizados na co-digestão anaeróbia. De acordo com Hejna et al. (2021), a adição de minerais às dietas de animais é uma prática comum, uma vez que, para fins comerciais, a adição destes nutrientes estimula o ganho diário de peso, além de diminuir o fator de conversão alimentar.

Ambos digestatos utilizados neste estudo apresentaram valores de pH próximos aos avaliados pelos autores da Tabela 22, e encontram-se dentro da faixa estipulada (5 a 9) pela resolução CONAMA N° 503 (CONAMA, 2021) para disposição de efluentes como biofertilizantes. La Fuente et al. (2013) encontraram valores de pH de 7,6 e 8,9 para as frações líquida e sólidas, respectivamente, produzida por uma planta de biogás que tratava dejetos bovinos. Akhilar et al. (2017) avaliaram onze digestatos líquidos provenientes de diferentes substratos degradados em condição mesofílica, dentre eles digestatos de dejetos de suínos e galinhas, cujos pH variaram de 7,9 a 8,3, corroborando com o valor resultado neste estudo em D36.

Os micronutrientes Zn e Cu estão muito acima da concentração dos digestatos dos autores da Tabela 22 e, sendo considerados metais pesados podem ser fitotóxicos para as plantas (YOU et al., 2020; ZHANG; BANKS; HEAVEN, 2012). De acordo com Hejna et al. (2021), altas doses de sais de Zn e Cu são utilizadas para controlar doenças entéricas na fase de crescimento de suínos, sendo adicionados até 150 ppm de Zn na ração durante a fase de desmame. Além disso, na fase de crescimento, como doses farmacológicas, é utilizado de 1000 a 3000 mg kg⁻¹ de Zinco na alimentação dos animais. Ainda segundo Hejna, o cobre é inserido na alimentação dos animais em doses de 150 a 200 mg kg⁻¹ sem qualquer risco de envenenamento dos animais. Como estes elementos são parcialmente digeridos pelos animais, o excesso é eliminado nas fezes, aumentando a preocupação com a contaminação de solos e águas (ADEWOLE; KIM; NYACHOTI, 2015). Vários estudos indicaram a presença de Zn e Cu em dejetos de suínos, bovinos e aves (JAKUBUS; DACH; STARMANS, 2013; LUO et al., 2009; NICHOLSON et al., 2003).

O nitrogênio (N) é um dos principais nutrientes necessários para o crescimento da cultura, sua disponibilidade estimula o desenvolvimento radicular facilitando a absorção de outros nutrientes, podendo ser um fator limitante do desenvolvimento da mesma (TAIZ et al., 2017). É um elemento comum e essencial para todos os organismos (ODOH et al., 2020). Elevadas doses deste elemento são necessárias para subsidiar a formação de biomoléculas, tais como ATP, NADH, NADPH, clorofila, ácidos nucleicos, enzimas, proteínas entre outros constituintes celulares (VIEIRA, 2017). Os digestatos D18 e D36 apresentaram concentrações de nitrogênio total e amoniacal muito acima dos estudos apresentados, possivelmente devido as condições de digestão anaeróbia de cada estudo.

3.2. Efeito da aplicação dos biofertilizantes nas plantas

De acordo com os dados da Tabela 23, podemos inferir que o conteúdo nutricional foliar foi influenciado pelas diferentes adubações promovidas com os biofertilizantes ao compararmos os tratamentos A1, A3, com a testemunha A5 e A2 e A4 com a testemunha A6.

Tabela 23 – Média dos teores de nutrientes nas plantas

Parâmetro	A1	A2	A3	A4	A5	A6
N	35,02 (0,16) a	34,49 (0,96) b	37,45 (0,71) a	37,19 (1,27) b	36,32 (0,41) a	37,27 (0,79) b
P	1,28 (0,02)	1,25 (0,05)	1,04 (0,10) a	1,05 (0,08) b	0,84 (0,05) a	0,87 (0,06) b
K	26,35 (1,67)	26,88 (0,37) b	28,08 (0,88)	31,53 (0,88)	18,40 (1,49) a	25,10 (2,16) b
Ca	5,27(0,33)	5,13 (0,03)	5,05 (0,32)	5,26 (0,03)	4,09 (0,03) a	4,11 (0,02) b
Mg	1,99 (0,03)	1,74 (0,12) b	1,71 (0,02) a	1,57 (0,03) b	1,55 (0,05) a	1,61 (0,03) b
Zn	51,65 (1,80)	56,51 (5,79) b	39,78 (4,48) a	48,64 (4,04) b	32,10 (2,00) a	42,41 (3,90) b
Mn	78,20 (3,06) a	78,67 (0,24) b	72,58 (5,42) a	79,20 (0,99) b	67,96 (2,27) a	81,98 (10,13) b
Fe	197,2 (2,06) a	199,6 (14,48)	159,1 (15,15) a	167,1 (1,02) b	161,4 (12,06) a	138,6 (9,53) b
Cu	10,94 (0,16) a	10 (0,20) b	15,34 (5,39) a	10,93 (0,30) b	8,60 (0,35) a	9,32 (0,78) b
MS planta	3,62 (0,59) a	2,74 (0,41) b	2,58 (0,14) a	2,44 (0,51) b	2,62 (0,10) a	1,49 (0,01) b
MS raiz	0,21 (0,02) a	0,20 (0,01)	0,17 (0,01) a	0,17 (0,02) b	0,17 (0,01) a	0,13 (0,01) b

Valores em g kg⁻¹ para N, P, K, Ca e Mg; mg kg⁻¹ para Zn, Mn, F e Cu e g para massa seca (MS) de planta e raiz. Número amostral (n=4). As médias seguidas da letra (a) não diferem da testemunha A5 e seguidas pela letra (b), não diferem da testemunha A6, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste Dunnet.

A produção de matéria seca é influenciada diretamente pela disponibilidade de N (BENETT et al., 2008; FAGUNDES et al., 2006), uma vez que este é um dos principais nutrientes responsáveis por promover maior perfilhamento, produção e qualidade da forragem. A baixa disponibilidade de nitrogênio reduz a eficiência fotossintética e limita a expansão celular (MARTINS; MONTEIRO; PEDREIRA, 2015). Apesar de o nitrogênio ter sido o elemento mais extraído pelas plantas em todas as unidades experimentais, não se observou diferença estatística entre os tratamentos para este nutriente, bem como para a variável MS na parte aérea das plantas. Contudo, a ureia, uma fonte de N de absorção imediata pelas plantas, foi utilizada como complementação de nitrogênio nos tratamentos A3 e A4, e, em A5 e A6 como única fonte de N. Apesar disso, N dos biofertilizantes (A1 e A2) também foram absorvidos facilmente pelas plantas, equiparando-se ao adubo químico, não diferindo-se estatisticamente dos tratamentos controle que receberam apenas a ureia. No entanto, vale ressaltar que em todos os tratamentos estudados, foram aplicados cerca de 5 vezes menos nitrogênio que o recomendado para uma produção satisfatória (300 ppm dm^{-3}) (MALAVOLTA, 2006).

De acordo com Taiz et al. (2017), elementos que são o suporte para o metabolismo de uma planta, cuja deficiência ou ausência pode causar desequilíbrio no crescimento ou mesmo impedir seu desenvolvimento completo, são considerados elementos essenciais. Na Tabela 24 estão apresentados alguns dos elementos considerados essenciais para a maioria das plantas com seus respectivos teores mínimos em massa seca.

Tabela 24 – Níveis nos tecidos de elementos essenciais requerido pela maioria das plantas

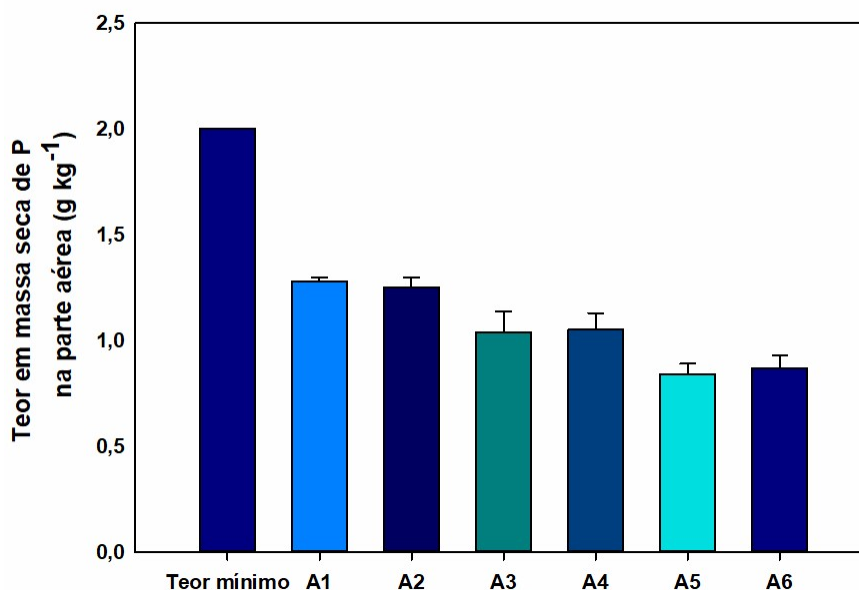
Elemento	Símbolo químico	Concentração na matéria seca
Macronutrientes (g kg⁻¹)		
Nitrogênio	N	15,0
Fósforo	P	2,0
Potássio	K	10,0
Cálcio	Ca	5,0
Magnésio	Mg	2,0
Micronutrientes (mg kg⁻¹)		
Ferro	Fe	100
Cobre	Cu	6
Zinco	Zn	20
Manganês	Mn	50

Fonte: Adaptado de Taiz et al. (2017).

Apenas o Ca e o P apresentaram diferença estatística em relação aos tratamentos testemunhas (A5 e A6), evidenciando o efeito benéfico dos nutrientes agregados ao biofertilizante. O fósforo é um nutriente essencial para a respiração e fotossíntese que está diretamente ligado ao metabolismo das plantas na transferência de energia da célula das plantas (TAIZ et al., 2017) sendo responsável pelo crescimento das pastagens (LEECH et al., 2019). Os teores de fósforo nas plantas foram maiores quando se teve uma maior aplicação de biofertilizante. Em adição, foi observado a concentração de fósforo nas plantas foi decrescente à medida que se aumentou a concentração de adubo químico, possivelmente devido sua reação com o Ca existente no solo (GRIGATTI et al., 2015). No entanto, a quantidade de P ofertada às plantas estava muito abaixo do valor recomendado por Malavolta (2006) (300 ppm).

A deficiência de P também mostrou limitar a produtividade da planta devido ao teor inferior ao requerido pelas plantas conforme Figura 19. Grigatti et al. (2015) em um experimento em vasos, testaram a capacidade de fornecimento de fósforo para a cultura azevém por 112 dias de dois compostos, sendo um composto o resíduo da digestão anaeróbia seca de lixo doméstico e outro a fração líquida de digestato de milho. Os autores observaram que a presença significativa de cálcio foi o responsável pela baixa disponibilidade de P para a nutrição do azevém.

Figura 19 – Teor mínimo ideal em massa seca de fósforo e os teores nos tratamentos



Vanden Nest et al. (2021) buscaram analisar a disponibilidade de P a partir da composição de diversos fertilizantes, dentre eles biofertilizantes de dejetos de bovino leiteiro em experimento em casa de vegetação em comparação com fertilizantes N mineral. A cultura utilizada foi o azevém plantado em vasos de 11,50 kg por 65 dias. Os autores observaram que os biofertilizantes promoveram em uma eficiência de absorção de fósforo maior que o fertilizante mineral utilizado e menor que os dejetos *in natura*. Neste estudo, apesar de a dose de fósforo existente nos volumes de biofertilizantes utilizados estarem muito aquém do ideal, também se evidenciou maior absorção de fósforo pelas plantas nos tratamentos adubados unicamente com biofertilizantes em comparação com os tratamentos que recebera adubação química.

O Ca foi o único nutriente que apresentou diferença estatística em todos os tratamentos em relação aos tratamentos controle, reafirmando o benefício da substituição dos biofertilizantes pelo adubo químico. Com relação ao K, observa-se que os tratamentos que receberam o biofertilizante diferiram estatisticamente dos tratamentos testemunhas, com exceção de A2. O K desempenha um papel importante na regulação do potencial osmótico das células vegetais além de ser o responsável por ativar uma série de enzimas envolvidas na respiração e na fotossíntese da planta (TAIZ et al., 2017). No presente estudo, observou-se que a associação de biofertilizante e o fertilizante químico favorece a absorção maior de potássio e cálcio pela planta, demonstrando a valorização do digestato em áreas de cultivo de pastagens.

O Zn e o Cu apresentavam altas concentrações nos biofertilizantes. Apesar do teor destes nutrientes nas plantas estarem acima dos valores mínimos, possivelmente parte destes elementos, em especial o Zinco não estava biodisponível para a absorção das plantas, uma vez que, nos tratamentos A1 e A2, no volume utilizado na fertilização dos vasos, o teor de zinco excedia mais de 5 vezes a capacidade suportada pela planta por dm^3 de solo, o que provocaria a falência das mesmas. Uma das possíveis razões seria a provável reação destes metais com espécies de enxofre, como o H_2S , formando sulfeto de zinco e compostos de cobre altamente insolúveis, tornando-os não disponíveis para as plantas (GONZALEZ-GIL et al., 2012; GUSTAVSSON et al., 2013; VIVAN et al., 2010)

A produtividade de massa seca das plantas não apresentou diferença estatística quando comparada ao fertilizante químico, evidenciando o efeito positivo da utilização apenas de biofertilizantes como adubação da cultura, fato também

observado por Barbosa; Nabel; Jablonowski (2014) que avaliaram a produção de biomassa de três diferentes plantas fertilizadas com biofertilizantes de silagem de milho co-digerido com dejetos de galinhas. Os autores compararam a aplicação de digestato com dois tipos de fertilizantes em casa de vegetação mantendo a capacidade de campo do solo a 60% e também obtiveram valores semelhantes para os biofertilizantes e o fertilizante químico.

3.3. Acúmulo de nutrientes nas plantas

As acumulações máximas de macronutrientes pela *Brachiaria brizantha* ocorreu em ordem decrescente de K > N > P > Ca > Mg em todos os tratamentos estudados. Em linhas gerais, quando comparadas os tratamentos cuja adubação utilizada foi de acordo com o elemento referencial (N), tratamentos A1 e A2, os tratamentos com o máximo de zinco suportado pelas plantas (A3 e A4) e os tratamentos com as mesmas concentrações de fertilizantes químicos (N, P e K) nas mesmas dosagens que A1 e A2, observa-se de acordo com a Tabela 25 que houve diferença significativa apenas nos tratamentos que receberam biofertilizantes.

Tabela 25 – Acúmulo de nutrientes na parte aérea das plantas

Nutrientes	A1	A2	A3	A4	A5	A6
N	0,127 (0,063) a	0,095 (0,047) b	0,096 (0,048) a	0,090 (0,045) b	0,095 (0,047) a	0,056 (0,028) b
P	0,046 (0,002)	0,033 (0,002)	0,027 (0,001) a	0,026 (0,001) b	0,023 (0,001) a	0,013 (0,001) b
K	0,094 (0,047)	0,074 (0,037) b	0,065 (0,032) a	0,076 (0,038) b	0,048 (0,024) a	0,037 (0,019) b
Ca	0,019 (0,009)	0,014 (0,007)	0,013 (0,007) a	0,013 (0,006) b	0,011 (0,005) a	0,006 (0,003) b
Mg	0,007 (0,004) a	0,005 (0,002) b	0,004 (0,002) a	0,004 (0,002) b	0,004 (0,002) a	0,002 (0,001) b
Zn	0,184 (0,092)	0,158 (0,079)	0,103 (0,052) a	0,118 (0,059) b	0,084 (0,042) a	0,063 (0,032) b
Mn	0,279 (0,139) a	0,215 (0,107) b	0,189 (0,094) a	0,193 (0,096) b	0,177 (0,088) a	0,122 (0,061) b
Fe	0,710 (0,355) a	0,551 (0,276)	0,407 (0,203) a	0,409 (0,204) b	0,421 (0,210) a	0,206 (0,103) b
Cu	0,040 (0,02) a	0,274 (0,013) b	0,040 (0,020) a	0,026 (0,013) b	0,023 (0,011) a	0,014 (0,007) b

Valores em g por planta para N, P, K, Ca e Mg; em mg por planta para Fe, Zn, Cu e Mn. As médias seguidas da letra (a) não diferem da testemunha A5 e seguidas pela letra (b), não diferem da testemunha A6, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste Dunnet.

Segundo Barcelos et al. (2011), pesquisas revelam que alto nível de nitrogênio está relacionado com uma retirada muito grande de potássio do solo pelas plantas. Observou-se que os tratamentos A1 e A2, cuja fonte de N, P e K foi exclusiva dos biofertilizantes, estes apresentaram maiores acúmulos de potássio e fósforo nas plantas, reforçando o efeito positivo da adubação com o biofertilizante, que corrobora com a conclusão do estudo de Melém Júnior et al. (2011), em que o fertilizante orgânico oferece outros nutrientes além da matéria orgânica, melhorando a qualidade do solo e conseqüentemente a disponibilidade dos nutrientes às plantas.

Em seus estudos de comparação de digestato bovino com dois tipos de fertilizantes minerais em relação ao acúmulo de nutrientes e crescimento de duas gramíneas utilizadas em pastagens, Walsh et al. (2012) desenvolveram um experimento em casa de vegetação com dois tipos de solos mantidos à capacidade de campo de 70% por um período de 30 dias. Os autores constataram um rendimento total acumulado das culturas que sugere a substituição do fertilizante químico convencional pelo digestato, cuja utilização ainda promove o crescimento da comunidade microbiana ativa do solo. No presente estudo, apesar de ter sido utilizado uma dosagem inferior ao necessário para o desenvolvimento adequado da cultura, pode-se observar que o biofertilizante foi mais eficaz que o adubo químico devido aos nutrientes que são incorporados em conjunto com o fertilizante natural.

3.4. Rendimento da *Brachiaria brizantha* em resposta à aplicação dos biofertilizantes

Comparando os tratamentos testemunhas (A5 e A6) com os tratamentos que receberam apenas os biofertilizantes (A1 e A2), e os tratamentos que receberam biofertilizantes e fertilizante químico (A3 e A5), não se observou diferença estatística conforme indicado na Tabela 26.

Tabela 26 – Produção de massa verde da *Brachiaria brizantha* de acordo com a adubação aplicada

Tratamento	Descrição	Massa fresca vaso ⁻¹ (g)
A1	Dosagem pelo elemento referencial (N) em B18	14,47 (4,77) a
A2	Dosagem pelo elemento referencial (N) em B36	10,46 (0,84) b
A3	Máximo de zinco permitido para cultura em B18	10,06 (1,02) a
A4	Máximo de zinco permitido para cultura em B18	9,77 (4,11) b
A5	Testemunha com doses de N, P e K iguais a B18	9,95 (2,16) a
A6	Testemunha com doses de N, P e K iguais a B36	5,96 (0,10) b

Número amostral (n=4). As médias seguidas da letra (a) não diferem da testemunha A5 e seguidas pela letra (b), não diferem da testemunha A6, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste Dunnet.

Em concordância com este estudo, Cardoso (2019) ao compararem a produtividade da *Brachiaria brizantha* cv. Marandu sob adubação com biofertilizante suíno e adubação convencional, não observaram diferença estatística significativa de massa verde, demonstrando a eficiência de aplicação dos biofertilizantes em substituição ao fertilizante químico, sendo possível sua substituição, além do fato de o biofertilizante possuir uma variedade nutricional e biológica que melhora as condições químicas e biológicas do solo, favorecendo o crescimento das plantas (LEE et al., 2021).

Silva et al. (2014) avaliaram a produção de cultivares de *Brachiaria brizantha* sob diferentes doses de biofertilizantes de aves por 60 dias em casa de vegetação. Eles promoveram uma adubação prévia dos vasos com 18% de P₂O₅, 20% CaO e 12% de S. Segundo os autores as doses de 100 e 150 m³ ha⁻¹ foram tóxicas e causaram a morte dos cultivares e a dose de 50 m³ ha⁻¹ foi a que proporcionou incremento na produção de massa verde e massa seca das folhas, demonstrando o efeito positivo da aplicação de biofertilizantes de aves sobre a produção de cultivares da *Brachiária brizantha* Cv. Marandu e Piatã. Neste estudo, apesar de não ter sido feito nenhum tipo de adubação prévia nos vasos, a dose de 20 m³ ha⁻¹ promoveu rendimento de matéria verde e seca na cultivar *Brachiaria brizantha* Cv. Marandu semelhante ao adubo químico.

Por fim, ao se utilizar o digestato como fertilizante de pastagens, além do ganho econômico relacionado a aplicação de biofertilizantes oriundos da digestão anaeróbia de resíduos da própria propriedade, o produtor devolverá à natureza os nutrientes de forma segura para a agricultura (AZIZ; HANAFIAH, 2020).

3.5. Efeito da aplicação do biofertilizante no solo

Observou-se que apenas o pH, Na, Ca, Mg e Cu diferiram estatisticamente ($p < 0,05$) em relação às doses de fertilizantes químicos aplicados. A adubação com digestato promoveu um aumento do índice de acidez final dos solos comparados ao valor inicial antes do plantio em A1, A2, A3 e A4, possivelmente devido à reação de carbonatos e à diminuição do alumínio pela formação de complexo organometálico (LOURENZI et al., 2011; SHEN; SHEN, 2001). Na Tabela 27 estão representados os resultados das análises químicas dos solos após a semeadura da cultivar *Brachiaria brizantha* cv. Marandu.

Tabela 27 – Resultado das análises dos solos nos vasos após a semeadura

Variáveis	A1	A2	A3	A4	A5	A6
pH (H ₂ O)	7,11 (0,40) a	7,04 (0,12)	6,63 (0,04)	6,80 (0,05)	6,27 (0,05) a	6,21 (0,04) b
P	2,53 (0,17) a	2,05 (0,16) b	2,57 (0,37) a	2,16 (0,06) b	2,34 (0,18) a	2,28 (0,26) b
K	87,80 (4,53) a	88,30 (2,87) b	88,58 (3,09) a	93,05 (5,76) b	78,30 (1,03) a	94,35 (8,26) b
Na	34,55 (1,23)	28,15 (1,00)	14,10 (1,53) a	13,35 (1,27) b	9,85 (0,90) a	10,45 (0,48) b
Ca	2,48 (0,12)	2,57 (0,19)	0,57 (0,01) a	0,39 (0,01) b	0,30 (0,01) a	0,30 (0,02) b
Mg	0,47 (0,06)	0,55 (0,04)	0,28 (0,02) a	0,25 (0,01) b	0,15 (0,01) a	0,14 (0,01) b
(H + Al)	1,41 (0,01) a	1,44 (0,03) b	1,45 (0,01) a	1,45 (0,01) b	1,41 (0,02) a	1,44 (0,02) b
M.O.	1,07 (0,03) a	1,07 (0,04) b	1,10 (0,02) a	1,05 (0,03) b	1,07 (0,04) a	1,10 (0,03) b
Zn	40,40 (1,92)	47,75 (2,58)	36,78 (1,65) a	47,53 (6,26)	30,73 (6,05) a	29,95 (2,31) b
Fe	27,86 (1,79) a	30,07 (1,06)	28,75 (0,45) a	27,71 (2,16)	26,62 (2,66) a	21,94 (0,88) b
Mn	7,20 (0,36) a	6,34 (0,42) b	8,12 (0,23) a	7,17 (0,53) b	7,26 (0,41) a	7,29 (0,21) b
Cu	1,17 (0,06)	1,63 (0,17)	1,16 (0,07)	1,49 (0,19) b	2,03 (0,31) a	0,94 (0,05) b
P-rem	1,81 (0,09) a	2,03 (0,16) b	2,41 (0,39) a	1,76 (0,05) b	2,08 (0,20) a	2,03 (0,18) b

Valores em mg dm⁻³ para P, K, Zn, Fe, Mn, Cu e Na. Valores em cmolc dm⁻³ para Ca, Mg, SB - soma de bases, t - ctc efetiva e T - ctc a pH 7,0. V - saturação por bases em % e M.O.-matéria orgânica em dag kg⁻¹. Número amostral (n=4). As médias seguidas da letra (a) não diferem da testemunha A5 e seguidas pela letra (b), não diferem da testemunha A6, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste Dunnet.

Os macronutrientes P e K e os micronutrientes Na, Zn, Fe, Mn e Cu tiveram suas concentrações aumentadas nos solos onde houve aplicação do digestato, em maior concentração em A1 e A2, indicando acúmulo destes nutrientes no solo quando comparados com a concentração destes nutrientes no solo antes do plantio. No

entanto, não foi observada nenhuma diferença significativa de P e K nos solos em que foram utilizados o biofertilizante em ralação aos tratamentos testemunhas.

Com relação aos macronutrientes Ca e Mg, os tratamentos que receberam apenas os biofertilizantes se diferiram estatisticamente dos tratamentos testemunhas. No entanto, ambos nutrientes tiveram suas concentrações finais reduzidas em relação à concentração inicial nos solos, devido principalmente à absorção pelas plantas, pela lixiviação durante o experimento ou mesmo por terem reagido com outros elementos, como por exemplo o P, formando $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ (GRIGATTI et al., 2015, 2017; TAIZ et al., 2017). Os vasos que receberam apenas a adubação química (A5 e A6) tiveram os menores valores remanescentes de Ca e Mg no solo, uma vez que a única fonte destes nutrientes foi proveniente do processo de incubação. Este fato evidencia o poder nutricional dos digestatos como biofertilizantes no crescimento das plantas, uma vez que nos tratamentos nos quais houve adição de biofertilizantes, além dos nutrientes oriundos da calagem, suas concentrações foram aumentadas devido à aplicação dos biofertilizantes no solo (LEE et al., 2021). O Mg, responsável pela ativação de enzimas envolvidas na respiração e na fotossíntese (TAIZ et al., 2017), apesar de ter sido adicionado ao solo no processo de incubação (MgCO_3), apresentou em todos os tratamentos níveis inferiores ao teor mínimo ($2,0 \text{ g kg}^{-1}$) seguindo uma tendência de diminuição conforme menor volume de biofertilizante utilizado.

Com relação aos micronutrientes considerados tóxicos (Zn e Cu) que se encontravam em altas concentrações nos biofertilizantes, observou-se diferença significativa ($p < 0,05$) de Zn no tratamento A2 e de Cu, nos tratamentos A1 e A2. Os valores residuais máximos destes nutrientes nos solos foram 41,15% de Zn e 67,84% de Cu em A2, indicando uma possível contaminação com aplicações superficiais sucessivas (GIROTTI et al., 2010). Basso et al. (2012) monitoraram as concentrações de alguns metais pesados, entre eles Zn e Cu em amostras de 13 propriedades rurais que utilizavam áreas para descarte de dejetos líquidos de suínos com histórico de aplicação de 4 a 22 anos. Eles observaram que o teor destes metais se apresentava em maiores quantidades à medida que o tempo de descarte era maior, evidenciando uma tendência de acúmulo com o passar do tempo, fato também observado por Da Silva Oliveira et al. (2017).

4. CONCLUSÕES

- Apesar da alta concentração de Zn nos biofertilizantes estudados, não ocorreu a morte das plantas em A1 e A2, indicando que os mesmos não estão prontamente disponíveis para absorção podendo estar na forma de quelatos.
- O acúmulo total de macronutrientes pela *Brachiaria brizantha* cv. Marandu em ordem decrescente de nutrientes foi $K > N > P > Ca > Mg$ em todos os tratamentos estudados.
- O biofertilizante proveniente da co-digestão anaeróbia de dejetos de suínos e galinhas poedeiras apresentou desempenho semelhante ao fertilizante químico na produção de massa seca e massa verde, podendo ser utilizado como substituição total ou parcial ao adubo químico.
- A utilização do efluente da digestão anaeróbia como fonte de adubação de solos, além de promover uma destinação ambientalmente adequada para os resíduos gerados nas propriedades rurais, é uma alternativa viável tendo em vista as legislações ambientais que estão cada vez mais exigentes. No entanto, a constante variação na composição do substrato da digestão anaeróbia requer maior atenção em relação às diferentes condições de solo, do clima e do manejo visando uma recomendação adequada para total aproveitamento do biofertilizante.
- O uso de biofertilizante da co-digestão de dejetos de suínos e galinhas caipiras na cultivar Marandu é uma boa alternativa para a adubação da mesma, no entanto, deve-se estar atento aos níveis dos micronutrientes presentes no biofertilizantes que oscilam de acordo com o substrato utilizado no abastecimento dos biodigestores.
- Os atributos dos solos adubados com biofertilizantes devem ser monitorados constantemente para que seja evitado a adição nutrientes fora do balanço adequado necessário para a cultura além de colocar em risco a qualidade do meio ambiente.
- Apesar de neste estudo não utilizarmos a adubação completa afim de identificar a diferença em relação à nutrição adequada da planta, aponta-se os benefícios da aplicação apenas de biofertilizantes na cultura. Entende-se que, para uma produção eficaz, há a necessidade de fazer a complementação de alguns nutrientes para um melhor desempenho na produção da cultura.

5. REFERÊNCIAS

- ADEWOLE, D. I.; KIM, I. H.; NYACHOTI, C. M. Gut Health of Pigs: Challenge Models and Response Criteria with a Critical Analysis of the Effectiveness of Selected Feed Additives — A Review. **Asian-Australasian Journal of Animal Sciences**, v. 29, n. 7, p. 909–924, 11 nov. 2015.
- AKHIAR, A. et al. Comprehensive characterization of the liquid fraction of digestates from full-scale anaerobic co-digestion. **Waste Management**, v. 59, p. 118–128, jan. 2017.
- BARBOSA, D. B. P.; NABEL, M.; JABLONOWSKI, N. D. Biogas-digestate as nutrient source for biomass production of *Sida hermaphrodita*, *Zea mays* L. and *Medicago sativa* L. **Energy Procedia**, v. 59, p. 120–126, 2014.
- BARCELOS, A. F. et al. **Adubação de capins do gênero *Brachiaria* Empresa de Pesquisa agropecuária de Minas Gerais (EPAMIG)**. Belo Horizonte: [s.n.].
- BASSO, C. J. et al. Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v. 42, n. 4, p. 653–659, 2012.
- BENETT, C. G. S. et al. Produtividade e composição bromatológica do capim-marandu a fontes e doses de nitrogênio. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 32, n. 5, p. 1629–1636, out. 2008.
- CAI, F. et al. Bioorganic fertilizer maintains a more stable soil microbiome than chemical fertilizer for monocropping. **Biology and Fertility of Soils**, v. 53, n. 8, p. 861–872, nov. 2017.
- CARDOSO, R. E. **Adubação de pastagem *Brachiaria brizantha* cv . Marandu já implantada com diferentes fontes e doses de nitrogênio**. [s.l.] Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano- Campus Rio Verde, 2019.
- CASTRO, C. N. DE. Pesquisa Agropecuária Pública Brasileira: Histórico E Perspectivas. **IPEA - Boletim regional, urbano e ambiental**, v. 15, p. 45–52, 2016.
- CONAMA, C. N. DO M. A. RESOLUÇÃO CONAMA Nº 503. **DOU- Imprensa Nacional**, p. 203, 2021.
- DA SILVA OLIVEIRA, D. M. et al. Soil organic matter and nutrient accumulation in areas under intensive management and swine manure application. **Journal of Soils and Sediments**, v. 17, n. 1, p. 1–10, 9 jan. 2017.
- FAGUNDES, J. L. et al. Avaliação das características estruturais do capim-braquiária em pastagens adubadas com nitrogênio nas quatro estações do ano. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 1, p. 30–37, fev. 2006.
- FLORES, R. S. et al. Desempenho animal, produção de forragem e características estruturais dos capins marandu e xaraés submetidos a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, n. 8, p. 1355–1365, ago. 2008.

GIROTTI, E. et al. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 955–965, 2010.

GONZALEZ-GIL, G. et al. Leaching and accumulation of trace elements in sulfate reducing granular sludge under concomitant thermophilic and low pH conditions. **Bioresource Technology**, v. 126, p. 238–246, dez. 2012.

GRIGATTI, M. et al. Phosphorus in Digestate-Based Compost: Chemical Speciation and Plant-Availability. **Waste and Biomass Valorization**, v. 6, n. 4, p. 481–493, 2015.

GRIGATTI, M. et al. Phosphorous extractability and ryegrass availability from bio-waste composts in a calcareous soil. **Chemosphere**, v. 174, p. 722–731, maio 2017.

GUSTAVSSON, J. et al. Bioavailability of cobalt and nickel during anaerobic digestion of sulfur-rich stillage for biogas formation. **Applied Energy**, v. 112, p. 473–477, dez. 2013.

HEJNA, M. et al. Heavy-Metal Phytoremediation from Livestock Wastewater and Exploitation of Exhausted Biomass. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 5, p. 2239, 24 fev. 2021.

JAKUBUS, M. B.; DACH, J.; STARMANS, D. Bioavailability of copper. **Fresenius Environmental Bulletin**, v. 22, n. 4, p. 995–1002, jan. 2013.

KHANDARE, R. N. et al. Carrier-based and liquid bioinoculants of *Azotobacter* and PSB saved chemical fertilizers in wheat (*Triticum aestivum* L.) and enhanced soil biological properties in Mollisols. **Journal of Plant Nutrition**, v. 43, n. 1, p. 36–50, 2020.

LEE, M. S. et al. Effect of digestate and digestate supplemented with biochar on switchgrass growth and chemical composition. **Biomass and Bioenergy**, v. 144, n. September 2019, p. 105928, 2021.

LEECH, F. J. et al. Comparative effect of alternative fertilisers on pasture production, soil properties and soil microbial community structure. **Crop and Pasture Science**, v. 70, n. 12, p. 1110, 2019.

LOURENZI, C. R. et al. Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 5, p. 1827–1836, out. 2011.

LUO, L. et al. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 8, p. 2524–2530, jun. 2009.

LV, J.; WANG, Y. PMF receptor models and sequential Gaussian simulation to determine the quantitative sources and hazardous areas of potentially toxic elements in soils. **Geoderma**, v. 353, n. January, p. 347–358, nov. 2019.

MALAVOLTA, E. **Manual de Nutrição Mineral de Plantas**. 1. ed. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 2006.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. DE. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: Patafós, 1997.

MARTINS, L. E. C.; MONTEIRO, F. A.; PEDREIRA, B. C. Photosynthesis and Leaf Area of *Brachiaria brizantha* in Response to Phosphorus and Zinc Nutrition. **Journal of Plant**, v. 38, n. 5, p. 754–767, 2015.

MATOS, A. T. DE; MATOS, P. DE. **Disposição de Águas Residuárias no Solo e em Sistemas Alagados Contruídos**. Ed. UFV ed. Viçosa - MG: [s.n.].

MELÉM JÚNIOR, N. J. et al. Nutrição mineral e produção de feijão em áreas manejadas com e sem queima de resíduos orgânicos e diferentes tipos de adubação. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 32, n. 1, p. 7–8, 2011.

NICHOLSON, F. A. et al. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. **Science of The Total Environment**, v. 311, n. 1–3, p. 205–219, jul. 2003.

NUNES, S. G. et al. *Brachiaria brizantha* cv. Marandu. **Documentos**, v. 21, p. 31, 1984.

NWANKWEGU, A. S. et al. Kinetic modelling of total petroleum hydrocarbon in spent lubricating petroleum oil impacted soil under different treatments. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 41, n. 3, p. 339–348, 2020.

ODOH, C. K. et al. **Microbial Consortium as Biofertilizers for Crops Growing Under the Extreme Habitats**. Cham: Springer International Publishing, 2020. v. 25

PAMPILLÓN-GONZÁLEZ, L. et al. Greenhouse Gas Emissions and Growth of Wheat Cultivated in Soil Amended with Digestate from Biogas Production. **Pedosphere**, v. 27, n. 2, p. 318–327, 2017.

RAHMANI SAMANI, M. et al. L-Phenylalanine and bio-fertilizers interaction effects on growth, yield and chemical compositions and content of essential oil from the sage (*Salvia officinalis* L.)leaves. **Industrial Crops and Products**, v. 137, n. April, p. 1–8, 2019.

SANTOS, H. G. DOS et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília- DF: EMBRAPA, 2018.

SHEN, Q. ; SHEN, Z. . Effects of pig manure and wheat straw on growth of mung bean seedlings grown in aluminium toxicity soil. **Bioresource Technology**, v. 76, n. 3, p. 235–240, fev. 2001.

SILVA, P. P. DA et al. Resposta de cultivares de *Brachiaria brizantha* a doses de biofertilizantes de aves. **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 81, n. 3, p. 286–289, 2014.

SNESHA, S. et al. Biofertilizer for crop production and soil fertility. **Academia Journal of Agricultural Research**, v. 6, n. August, p. 299–306, 2018.

TAIZ, L. et al. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. 6. ed. Porto alegre: Artmed, 2017.

TÁPPARO, D. C. et al. Nutritional, Energy and Sanitary Aspects of Swine Manure and Carcass Co-digestion. **Frontiers in Bioengineering and Biotechnology**, v. 8, n. April, 2020.

TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Brasília, DF: EMBRAPA, 2017.

VANDEN NEST, T. et al. Renewable P sources: P use efficiency of digestate, processed animal manure, compost, biochar and struvite. **Science of The Total Environment**, v. 750, p. 141699, jan. 2021.

VIEIRA, R. F. **Ciclo do Nitrogênio em Sistemas Agrícolas**. Brasília,DF: [s.n.].

VIVAN, M. et al. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 320–325, mar. 2010.

WALSH, J. J. et al. Replacing inorganic fertilizer with anaerobic digestate may maintain agricultural productivity at less environmental cost. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 175, n. 6, p. 840–845, 2012.

WALSH, J. J. et al. Repeated application of anaerobic digestate, undigested cattle slurry and inorganic fertilizer N: Impacts on pasture yield and quality. **Grass and Forage Science**, v. 73, n. 3, p. 758–763, 2018.

XIAO, R. et al. Accumulation, ecological-health risks assessment, and source apportionment of heavy metals in paddy soils: A case study in Hanzhong, Shaanxi, China. **Environmental Pollution**, v. 248, p. 349–357, maio 2019.

YE, L. et al. Bio-organic fertilizer with reduced rates of chemical fertilization improves soil fertility and enhances tomato yield and quality. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1–11, 2020.

YOU, R. et al. Dose effect of Zn and Cu in sludge-amended soils on vegetable uptake of trace elements, antibiotics, and antibiotic resistance genes: Human health implications. **Environmental Research**, v. 191, n. June, p. 109879, dez. 2020.

ZAZU, C.; MANDERSON, A. **African Handbook of Climate Change Adaptation**. Cham: Springer International Publishing, 2021.

ZHANG, J. et al. Distribution, accumulation, and potential risks of heavy metals in soil and tea leaves from geologically different plantations. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 195, n. February, p. 110475, jun. 2020.

ZHANG, Y.; BANKS, C. J.; HEAVEN, S. Anaerobic digestion of two biodegradable municipal waste streams. **Journal of Environmental Management**, v. 104, p. 166–174, 2012.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A composição do digestato é muito variável, o que aumenta as dificuldades operacionais e dificultam o total controle sobre a qualidade do mesmo. Em laboratório, as condições de experimento diferem do que realmente ocorre em campo com relação à quantidade de sólidos dos efluentes, as variações de temperatura, concentração de macro e micronutrientes durante o processo de digestão anaeróbio, afetando a produção real de biogás. Da mesma forma, a aplicação do biofertilizante diretamente no solo, em experimento em campo, difere em muitos aspectos do estudo conduzido sob condições controladas, em casa de vegetação, apresentando alguns desafios como o controle de pragas, excesso de radiação solar, pluviosidades e intemperes. No entanto, o estudo em laboratório serve como base para compreender a dinâmica da interação dos tipos de resíduos utilizados como substratos para a produção do biofertilizante, bem como seu potencial de produção de biogás. Além disso, a aplicação do biofertilizante em vasos cultivados leva a compreender o comportamento da cultura diante da produtividade das plantas. Desta forma, sugere-se o desenvolvimento de outras pesquisas com substratos oriundos de granjas diferentes, além de promover a adubação com estes digestatos em diferentes condições de solo, ambiente, culturas e manejos, bem como a condução de estudos por período mais longo.