

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

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DA ÁGUA RESIDUÁRIA DA PRODUÇÃO DE SUÍNOS COM E SEM ADIÇÃO DE CARCAÇAS DE SUÍNOS DESIDRATADAS E CRUAS: VALORIZAÇÃO ENERGÉTICA E AGRONÔMICA**

**RITIELI MAROSTICA**

**CASCAVEL – PARANÁ – BRASIL  
SETEMBRO-2023**

**RITIELI MAROSTICA**

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DA ÁGUA RESIDUÁRIA DA PRODUÇÃO DE SUÍNOS COM E SEM ADIÇÃO DE CARCAÇAS DE SUÍNOS DESIDRATADAS E CRUAS: VALORIZAÇÃO ENERGÉTICA E AGRONÔMICA**

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

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa  
Co-Orientador: Dr. Jorge de Lucas Jr.

**CASCADEL – PARANÁ – BRASIL  
SETEMBRO-2023**

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

MAROSTICA, RITIELI

DIGESTÃO ANAERÓBIA DA ÁGUA RESIDUÁRIA DA PRODUÇÃO DE SUÍNOS COM E SEM ADIÇÃO DE CARÇAÇAS DE SUÍNOS DESIDRATADAS E CRUAS: VALORIZAÇÃO ENERGÉTICA E AGRONÔMICA / RITIELI MAROSTICA; orientadora Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa; coorientador Jorge De Lucas Junior. -- Cascavel, 2021.

79 p.

Dissertação (Mestrado Acadêmico Campus de Cascavel) -- Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2021.

1. Digestão anaeróbia. 2. Suinocultura. 3. BMP. 4. Ensaio semicontínuo. I. Sarolli Silva de Mendonça Costa, Mônica, orient. II. De Lucas Junior, Jorge, coorient. III. Título.

## **BIOGRAFIA**

**RITIELI MAROSTICA** – Nascida em 6 de março de 1997 em Barracão, Paraná. É uma profissional com graduação em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste) em 2020. Em 2023, concluiu sua pós-graduação em Gestão de Produção, também pela Unioeste. Mestre em Engenharia Agrícola pelo Programa de Mestrado e Doutorado Acadêmico para Inovação MAI/DAI, como bolsista do CNPQ por Chamada Pública CNPq nº 12/2020. Seu mestrado foi realizado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Unioeste, em colaboração com a empresa Céu Azul Indústria e Comércio de Equipamentos Agropecuários Ltda (DEBONA), situada em Céu Azul, Paraná.

## **DEDICATÓRIA**

*"Dedico este trabalho de mestrado a todas as pessoas que acreditaram em mim, que me apoiaram ao longo desta jornada desafiadora e enriquecedora. A minha família e ao meu namorado, por toda a ajuda e incentivo durante a jornada. À minha orientadora, que me guiou com sabedoria e paciência. Aos meus amigos e colegas, que compartilharam comigo esta trajetória. E, acima de tudo, dedico este trabalho a mim mesma, como testemunho do meu comprometimento com a busca do conhecimento e realização de todo o mestrado com muito esforço. Que este mestrado seja apenas o começo de uma jornada contínua de aprendizado e realização."*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a todas as pessoas e instituições que tornaram possível a realização desta dissertação de mestrado. Este é um momento especial na minha jornada acadêmica e profissional, e não seria possível sem o apoio, a orientação e o amor que recebi ao longo deste caminho.

Em primeiro lugar, gostaria de expressar minha profunda gratidão à minha orientadora, Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa. Sua sabedoria, orientação e paciência foram fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho. Suas constantes palavras de encorajamento e apoio foram inestimáveis e moldaram minha trajetória acadêmica de maneira significativa.

À memória do professor Luiz Antônio de Mendonça Costa, que deixou um legado de conhecimento técnico e contribuiu para criar um ambiente acadêmico leve e inspirador. Sua influência se mantém e sua falta é profundamente sentida.

Agradeço também ao meu coorientador, Jorge de Lucas Junior, pela valiosa contribuição ao meu projeto de pesquisa. Sua orientação foi crucial para o sucesso dessa dissertação.

Aos meus amigos do Laboratório LARA - Jéssica, Eduardo, Edilene e Bruna -, quero expressar minha gratidão pela amizade, apoio e companheirismo de cada um(a) de vocês ao longo de toda essa jornada. Suas contribuições e colaborações foram essenciais para o desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço ao meu namorado por seu amor incondicional e apoio constante. Sua presença e seu encorajamento foram pilares fundamentais durante este período desafiador.

Minha família merece um agradecimento especial pelo apoio inabalável, sustento e compreensão ao longo dos anos. Vocês foram minha âncora e minha fonte de inspiração.

Ao CNPq, por me conceder a bolsa que tornou possível minha dedicação exclusiva a esta pesquisa, meus sinceros agradecimentos.

Por fim, não posso deixar de mencionar a empresa Debona, pela oportunidade e recursos disponibilizados para a realização desta pesquisa. A colaboração desta empresa foi fundamental para o sucesso deste trabalho.

Este é apenas um pequeno gesto de gratidão por tudo o que cada um de vocês fez por mim. Esta dissertação de mestrado é um testemunho de nossa colaboração, apoio mútuo e determinação em buscar o conhecimento e a excelência. Obrigada por fazerem parte desta conquista.

Marostica, Ritieli. **Digestão anaeróbia da água residuária da produção de suínos com e sem adição de carcaças de suínos desidratadas e cruas: valorização energética e agrônômica**. Orientadora: Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa; Coorientador: Jorge de Lucas Junior. 2023. 79 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel – Paraná, 2023.

## **DIGESTÃO ANAERÓBIA DA ÁGUA RESIDUÁRIA DA PRODUÇÃO DE SUÍNOS COM E SEM ADIÇÃO DE CARCAÇAS DE SUÍNOS DESIDRATADAS E CRUAS: VALORIZAÇÃO ENERGÉTICA E AGRONÔMICA**

### **RESUMO**

A produção suinícola é um pilar fundamental na indústria alimentícia, devido à crescente demanda por proteína animal. Contudo, o sistema produtivo resulta em quantidades substanciais de resíduos, desafiando a sustentabilidade do setor e a saúde ambiental. Nesse contexto, a digestão anaeróbia (DA) surge como uma solução promissora para enfrentar esses desafios, proporcionar uma gestão eficaz dos resíduos e a geração de energia renovável. Além disso, destaca-se a possibilidade de gerar um adubo orgânico (biofertilizante) e contribuir para práticas agrícolas mais sustentáveis. O objetivo principal desse trabalho foi avaliar a eficácia da codigestão anaeróbia (CoDA) entre a água residuária (AR) de Unidades de Produção de Leitões (UPL) e as carcaças de suínos desidratadas. Fizeram parte a análise da produção de biogás e metano, a redução de patógenos presentes nas carcaças e a qualidade do biofertilizante resultante. Ademais, realizou-se um ensaio de potencial bioquímico (PBM) para avaliar o potencial de produção de metano do substrato produzido nos diferentes sistemas de produção de suínos. Análises físico-químicas foram conduzidas, que englobaram a determinação da série de sólidos, pH, condutividade elétrica, alcalinidade, acidez volátil e teor de nutrientes. Tais análises também proporcionaram a compreensão das inter-relações entre as variáveis e o processo de Digestão Anaeróbia. Além disso, análises microbiológicas permitiram avaliar a eficiência da digestão na redução de patógenos nas carcaças. Em complemento, foram realizadas análises de produção de biogás e metano para verificar as produções específicas desses gases. Os resultados revelaram que a CoDA da AR de UPL com carcaças desidratadas se destaca na produção de biogás ( $1182 \text{ L kg SV}^{-1}$ ) e metano ( $860 \text{ L kg SV}^{-1}$ ), quando comparada a outras combinações. Os resultados do PBM indicaram um significativo potencial de produção de metano ( $1036,7 \text{ L kg SV}^{-1}$ ) a partir da CoDA da AR de UPL e carcaças desidratadas, quando comparada aos outros segmentos da suinocultura e à Monodigestão Anaeróbia da AR da UPL (10,5% superior). Além disso, a DA demonstrou ser eficiente na redução de patógenos presentes nas carcaças e ter aumentado a segurança microbiológica do biofertilizante produzido. A análise multivariada destacou correlações significativas entre as variáveis físico-químicas e a eficiência do processo de DA. O estudo reforça a CoDA como uma estratégia promissora para o tratamento sustentável de resíduos suinícolas. Por fim, ao se utilizar a DA, é possível não apenas mitigar impactos ambientais, mas também gerar valor a partir dos resíduos, bem como contribuir para uma indústria suinícola mais responsável e sustentável.

**Palavras-chave:** Digestão anaeróbia, água residuária da suinocultura, carcaça *in natura*, biogás, biofertilizante.

Marostica, Ritieli. **Digestão anaeróbia da água residuária da produção de suínos com e sem adição de carcaças de suínos desidratadas e cruas: valorização energética e agrônômica**. Orientadora: Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa; Coorientador: Jorge de Lucas Junior. 2023. 79 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel – Paraná, 2023.

**WASTEWATER ANAEROBIC DIGESTION OF SWINE PRODUCTION WITH AND WITHOUT ADDITION OF DEHYDRATED AND RAW SWINE CARCASSES: ENERGETIC AND AGRONOMIC VALORIZATION**

**ABSTRACT**

Swine production is a fundamental pillar on foodstuff industry, driven by the increasing demand for animal protein. However, the production system has generated substantial amounts of waste, posing challenges to the sustainability field and environmental health. In this context, anaerobic digestion (AD) has come out as a promising solution to face these challenges, since it has provided effective waste management and generated renewable energy. Furthermore, it emphasizes the potential to produce organic fertilizer (biofertilizer), and contributes to better sustainable agricultural practices. Thus, this study aimed at evaluating the effectiveness of anaerobic co-digestion (ACoD) among wastewater (WW) from Piglet Production Units (PPU) and dehydrated swine carcasses. So, the analysis of biogas and methane production, reduction of pathogens in carcasses, and the resulting biofertilizer quality took part of this study. In addition, a biochemical potential assay (BPA) was carried out to evaluate methane production potential from the produced substrate in different swine production systems. Physical-chemical analyses were performed, including the determination of solids series, pH, electrical conductivity, alkalinity, volatile acidity, and nutrient content. These analyses also provided insights into the interrelations among the studied variables and anaerobic digestion process. Moreover, microbiological analyses evaluated digestion efficiency in reducing pathogens in carcasses. Moreover, biogas and methane production analyses were carried out to verify the specific gas productions. The results revealed that ACoD of PPU from WW in dehydrated carcasses stood out in biogas production ( $1,182 \text{ L kg VS}^{-1}$ ) and methane ( $860 \text{ L kg VS}^{-1}$ ) when compared to other combinations. BPA results showed a significant potential to produce methane ( $1,036.7 \text{ L kg VS}^{-1}$ ) from ACoD of PPU from WW and dehydrated carcasses, when compared to other sectors of swine farming and to Anaerobic Mono-Digestion of PPU from WW (10.5% higher). Furthermore, AD has proved to be efficient in reducing pathogens in carcasses, when it enhanced the microbiological safety of the produced biofertilizer. Multivariate analysis highlighted significant correlations among physical-chemical variables and AD process efficiency. Thus, this study reinforces ACoD as a promising strategy for the sustainable treatment of swine residues. Lastly, by employing AD, it is not only possible to mitigate environmental impacts but also to generate value from residues, as well as to contribute to a more responsible and sustainable swine industry.

**Keywords:** Anaerobic digestion, swine wastewater, raw carcass, biogas, biofertilizer.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>7</b>
<b>2.1</b>	<b>OBJETIVO GERAL .....</b>	<b>7</b>
<b>2.2</b>	<b>OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....</b>	<b>7</b>
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>8</b>
<b>3.1</b>	<b>CARACTERIZAÇÃO DA SUINOCULTURA NO BRASIL.....</b>	<b>8</b>
<b>3.2</b>	<b>SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE SUÍNOS.....</b>	<b>8</b>
<b>3.3</b>	<b>EFLUENTES SUINÍCOLAS E PASSIVOS AMBIENTAIS.....</b>	<b>9</b>
<b>3.4</b>	<b>MORTALIDADE DE ANIMAIS.....</b>	<b>10</b>
<b>3.5</b>	<b>ELIMINAÇÃO DE CARCAÇAS ANIMAIS .....</b>	<b>11</b>
<b>3.6</b>	<b>DIGESTÃO ANAERÓBIA.....</b>	<b>12</b>
3.6.1	Etapas da digestão anaeróbia.....	13
<b>3.7</b>	<b>PARÂMETROS QUE INFLUENCIAM A DIGESTÃO ANAERÓBIA .....</b>	<b>14</b>
3.7.1	Temperatura .....	14
3.7.2	pH, alcalinidade e ácidos voláteis .....	15
3.7.3	Amônia livre e nitrogênio amoniacal.....	16
3.7.4	Nutrientes.....	17
3.7.5	Relação carbono/nitrogênio (C/N).....	18
3.7.6	Sólidos totais.....	19
3.7.7	Tempo de retenção hidráulica (TRH) .....	19
3.7.8	Aclimação do inóculo e partida dos reatores .....	20
<b>3.8</b>	<b>CODIGESTÃO ANAERÓBIA.....</b>	<b>20</b>
<b>3.9</b>	<b>DIGESTÃO ANAERÓBIA COM CARCAÇAS .....</b>	<b>21</b>
<b>3.10</b>	<b>ENSAIO DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO .....</b>	<b>22</b>
<b>3.11</b>	<b>BIOGÁS.....</b>	<b>23</b>
<b>3.12</b>	<b>BIOFERTILIZANTE .....</b>	<b>24</b>
<b>4</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>25</b>
<b>4.1</b>	<b>CARACTERIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA ÁREA DA PESQUISA .....</b>	<b>25</b>
<b>4.2</b>	<b>CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS .....</b>	<b>25</b>
<b>4.3</b>	<b>ENSAIO DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO (PBM) .....</b>	<b>26</b>
<b>4.4</b>	<b>CONDUÇÃO DO ENSAIO SEMICONTÍNUO.....</b>	<b>31</b>
<b>4.5</b>	<b>PARÂMETROS AVALIADOS.....</b>	<b>35</b>
4.5.1	Determinação de sólidos totais, voláteis e carbono orgânico total.....	35
4.5.2	Determinação do pH e condutividade elétrica .....	36
4.5.3	Alcalinidade e acidez volátil .....	36

4.5.4	Determinação de macronutrientes primários, secundários, micronutrientes e metais	37
4.5.5	Relação C/N.....	39
4.5.6	Composição do biogás.....	39
4.5.7	Análises microbiológicas.....	40
4.5.8	Composição de lipídios.....	40
4.5.9	Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	41
4.5.10	Índice de germinação.....	42
<b>4.6</b>	<b>ANÁLISE ESTATÍSTICA.....</b>	<b>44</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>45</b>
<b>5.1</b>	<b>ENSAIO DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO (PBM).....</b>	<b>45</b>
<b>5.2</b>	<b>ENSAIO SEMICONTÍNUO.....</b>	<b>48</b>
5.2.1	Produção de biogás.....	48
5.2.2	pH, condutividade elétrica, alcalinidade e acidez.....	49
5.2.3	Série de sólidos.....	51
5.2.4	Macro e micronutrientes.....	52
5.2.5	Relação C/N.....	54
5.2.6	Análises microbiológicas.....	55
5.2.7	Índice de germinação.....	57
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>59</b>
<b>7</b>	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>60</b>
	<b>APÊNDICES.....</b>	<b>69</b>
	<b>Apêndice A: Matriz de correlação multivariada do ensaio semicontínuo.....</b>	<b>69</b>
	<b>Apêndice B: Score das variáveis na multivariada do ensaio semicontínuo.....</b>	<b>70</b>
	<b>Apêndice C: Valores dos <math>\lambda</math> na multivariada do ensaio semicontínuo.....</b>	<b>71</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Etapas do processo de destinação das carcaças oriundas da mortalidade rotineira de animais nas propriedades rurais .....	11
Figura 2 Etapas da digestão anaeróbia .....	13
Figura 3 Relação entre a t°C e a taxa de crescimento das bactérias metanogênicas .....	15
Figura 4 Processo de trituração de amostras .....	26
Figura 5 Frascos Duran utilizados no ensaio PBM.....	27
Figura 6 Inóculo para o ensaio de PBM .....	28
Figura 7 Sistema de aferição de medição de biogás.....	28
Figura 8 Abastecimento dos reatores com inóculo.....	31
Figura 9 Desenho esquemático do corte transversal do reator modelo semicontínuo .....	32
Figura 10 materiais utilizados no ensaio semicontínuo .....	33
Figura 11 abastecimento da Mono e Codigestão .....	34
Figura 12 Coletas de amostras de biofertilizante e biogás .....	34
Figura 13 Análise de ST, SV e SF .....	36
Figura 14 Análise de pH e CE.....	36
Figura 15 Análise de alcalinidade . .....	37
Figura 16 Prepação dos biofertilizantes para análises .....	37
Figura 17 Preparação para análise de nitrogênio .....	38
Figura 18 Análise de P, K, macronutrientes secundários e micronutrientes .....	39
Figura 19 Análise de lipídios.....	41
Figura 20 Processo de análise de DQO.....	42
Figura 21 Índice de germinação.....	43
Figura 22 Gompertz da produção acumulada de biogás das CoDAs .....	45
Figura 23 Gompertz da produção acumulada de biogás das CoDAs .....	46
Figura 24 Gráfico Biplot de análise de componentes principais das variáveis examinadas na DA .....	53

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Taxas de mortalidade rotineira e peso médio das carcaças em granjas de suínos	10
Tabela 2 Evolução da relação AI/AP e características do reator.....	16
Tabela 3 Análises de caracterização .....	25
Tabela 4 – Tratamentos ensaio de PBM.....	26
Tabela 5 Caracterização dos tratamentos iniciais para o ensaio de PBM .....	30
Tabela 6 Descrição dos tratamentos de DA.....	31
Tabela 7 – Relação entre ARS e carcaça em cada tratamento.....	33
Tabela 8 Caracterização dos materiais e cargas do ensaio semicontínuo .....	35
Tabela 9 Classe toxicológica do índice de germinação.....	43
Tabela 10 Produção específica de biogás e metano do ensaio de PBM.....	47
Tabela 11 Produção de biogás e metano do ensaio semicontínuo .....	48
Tabela 12 Resultados de pH, CE, AI, AP, AI/AP, AT, AV e AV/AT.....	49
Tabela 13 Eficiência de remoção de sólidos .....	51
Tabela 14 Macro e micronutrientes dos biofertilizantes no ensaio semicontínuo .....	53
Tabela 15. Relação C/N biofertilizantes do ensaio semicontínuo.....	55
Tabela 18 Análises microbiológica do material antes da DA.....	56
Tabela 19 Análises microbiológicas biofertilizantes do ensaio semicontínuo .....	56
Tabela 20 Índice de germinação dos biofertilizantes do ensaio semicontínuo .....	58

## 1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e o desenvolvimento econômico resultaram em maior exploração e demanda por recursos naturais e insumos, incluindo o aumento da produção de alimentos, como a carne suína. O Brasil ocupa o quarto lugar no *ranking* mundial de produtores de carne suína com 4,983 mil toneladas produzidas em 2022, atrás da China, União Europeia e dos Estados Unidos. Esse setor se espalha por todas as regiões brasileiras, sendo a região Sul a que possui a maior concentração de matrizes tecnificadas (70,94%) (ABPA, 2023).

O aumento da produção de suínos tem levado a uma considerável geração de resíduos, incluindo carcaças geradas durante várias etapas da cadeia produtiva. A gestão e destinação adequadas desses resíduos são de grande preocupação para produtores, indústrias e órgãos públicos.

Dentre os sistemas de produção de suínos, a unidade produtora de leitões (UPL) é responsável pela reprodução, maternidade e desmame dos leitões, e gera resíduos do parto, das carcaças de natimortos, de leitões e matrizes. Assim, o manejo correto e a biossegurança nessa fase são fundamentais para o bom desempenho futuro dos suínos. Ademais, a destinação adequada dos resíduos é essencial para evitar impactos ambientais negativos, como a eutrofização de águas superficiais, contaminação de águas profundas, solo e ar (Silva, 2017). Portanto, o aproveitamento de resíduos e carcaças gerados pode minimizar esses impactos e proporcionar a geração de produtos com valor agregado.

As técnicas mais utilizadas para a estabilização dos resíduos orgânicos gerados na produção agropecuária são a digestão anaeróbia (DA) e a compostagem. No entanto, ambas requerem atenção quanto à biossegurança, especialmente quando se trata da destinação de carcaças, uma vez que essas podem conter microrganismos patogênicos.

Com vistas a eliminar agentes infecciosos, a empresa Céu Azul Indústria e Comércio de Equipamentos Agropecuários Ltda (DEBONA) desenvolveu uma linha de desidratadores para a destinação e eliminação de carcaças de aves e suínos. Assim, a submissão das carcaças de suínos aos desidratadores possibilita a redução significativa do volume biológico (até 80%) e permite a adição do material aos biodigestores para aproveitamento energético (biogás - fonte renovável de energia) e agrônomo biofertilizante (fertilizante renovável).

Nesse contexto, a proposta de pesquisa em parceria com a empresa DEBONA, localizada em Céu Azul/PR, por meio da Chamada Pública CNPq nº 12/2020 – Programa de Mestrado e Doutorado Acadêmico para Inovação MAI/DAI, teve como objetivo produzir biogás e biofertilizante por meio da codigestão anaeróbia (CoDA) de carcaças suínas desidratadas e dos dejetos (água residuária) gerados na cadeia produtiva suinícola. Essa inovação consiste

no aproveitamento das carcaças desidratadas para produção de subprodutos de valor agregado, o que contrasta com a prática comum de triturá-las e colocá-las cruas nos biodigestores ou dispô-las inadequadamente no meio ambiente, e assim causar impactos ambientais negativos.

Além disso, o uso de carcaças desidratadas ajuda a manter a sanitização dos animais, uma vez que reduz a atratividade para vetores que disseminam doenças. A utilização dessas carcaças pode, portanto, aumentar a sanitização e reduzir o risco de contágio de animais saudáveis. Isso é particularmente relevante no contexto do Paraná, que foi reconhecido como área livre da febre aftosa sem vacinação desde 2020 e também como zona livre de peste suína clássica independente pela Organização Mundial de Saúde Animal (OMS) em 2021, o que facilita a comercialização de proteína animal no mercado internacional (ADAPAR, 2022).

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Avaliar o efeito da adição de carcaças de unidades produtoras de leitões (UPL), desidratadas e *in natura*, sobre o desempenho do processo de DA em comparação com a MonoDA da respectiva água residuária.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Determinar o Potencial Bioquímico de Metano das carcaças desidratadas e *in natura*, provenientes de Unidades de Crechário (UC), UPL e Unidades de Terminação (UT) em CoDA, com as respectivas águas residuárias;
- Determinar a produção específica de biogás e metano em ensaio semicontínuo de MonoDA e CoDA entre carcaças provenientes de UPL, desidratadas e *in natura*, com a respectiva água residuária;
- Analisar as composições química e microbiológica do biofertilizante gerado no ensaio semicontínuo, nas situações estudadas.

### **3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **3.1 CARACTERIZAÇÃO DA SUINOCULTURA NO BRASIL**

O agronegócio enfrenta uma crescente demanda por proteínas de alto valor nutricional e é uma atividade lucrativa que gera riqueza. Além disso, seus resíduos podem ser aproveitados para produzir produtos de valor agregado, o que impulsiona ainda mais o crescimento contínuo desse mercado (Fatobene *et al.*, 2021). De acordo com CEPEA e CNA (2023), o agronegócio representou 24,8% do PIB brasileiro em 2022.

Para o agronegócio, a suinocultura é um setor em expansão no Brasil e pode ser praticada tanto em pequenas quanto em grandes propriedades rurais e em áreas com limitações topográficas (Horwat *et al.*, 2021).

O Brasil ocupa a quarta posição como maior produtor mundial de carne suína, com uma produção de 4,983 mil toneladas em 2022, atrás apenas da China, União Europeia e dos Estados Unidos. A criação de suínos está presente em todas as regiões brasileiras, com a maior concentração de matrizes tecnificadas na região Sul, responsável por 70,94% da produção nacional. Em 2022, o estado do Paraná se destacou como o terceiro maior produtor nacional de suínos, o qual contribuiu com 19,21% da produção do país (ABPA, 2023).

#### **3.2 SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE SUÍNOS**

Existem diferentes sistemas de produção no setor suinícola, que podem ser divididos em unidades ao ar livre, de confinamento e mistas. Segundo Ferreira (2017) e Meisinger (2010), as unidades de confinamento podem ser subdivididas em:

- Ciclo completo – CC: Unidade - que abrange os suínos nas fases reprodutiva, maternidade, crechário e terminação.
- Unidade Produtora de Leitões – UPL: Responsável pela unidade do setor de reprodução, maternidade e desmame dos leitões, os quais ficam na UPL entre 21 - 28 dias e o peso final médio varia de 5 a 8 quilos.
- Unidade Produtora de Desmamados – UPD: Essas unidades assumem o cuidado dos leitões quando eles atingem cerca de 3 a 4 semanas de idade e não dependem mais do leite materno. Os leitões chegam com 5 a 7 quilos e já seguem para terminação, com aproximadamente 25 quilos.
- Unidade Crechária – UC: Lote responsável pelos primeiros cuidados com os animais; os leitões entram após o desmame com 8 quilos e permanecem por 42 dias até atingirem um peso que varia de 20 a 25 quilos.

- Unidade Terminação – UT: Lote responsável por engordar o animal e compreender a saída dos suínos da creche até a fase de abate, com peso vivo final entre 100 -120 quilos e duração de aproximadamente 100 – 140 dias.

Sabe-se que é fundamental entender as características específicas dos dejetos produzidos pelos animais nas diversas fases de crescimento com as muitas possibilidades e mudanças na forma como os suínos são criados.

### **3.3 EFLUENTES SUINÍCOLAS E PASSIVOS AMBIENTAIS**

A suinocultura intensiva envolve o confinamento de muitos animais em espaços limitados, que resulta no acúmulo de resíduos conhecidos como efluentes da suinocultura (Silva *et al.*, 2019). Essa atividade é reconhecida por causar um impacto ambiental considerável devido ao elevado potencial de poluição ambiental (Bühning; Silveira, 2016), conforme estabelecido pelos órgãos reguladores.

Segundo o MAPA (2016), a composição e a quantidade de dejetos suínos são influenciadas pelo manejo adotado (ciclo completo (CC), UPL, UC e UT), assim como por fatores pecuários (tamanho, raça e peso), ambientais (temperatura e umidade) e dieta (digestibilidade, fibra e teor de vitaminas).

As dejeções suínas são uma mistura de fezes, urina, água residual, restos de ração, resíduos de antibióticos e microrganismos patogênicos, cujas consistências variam entre líquida, sólida ou pastosa. As características químicas, físicas e biológicas dessas dejeções são principalmente influenciadas pela dieta dos suínos, estágio de criação e manejo da água na propriedade. A maior parte dos nutrientes presentes na alimentação suína não é absorvida pelo sistema digestivo, portanto, é excretada como dejetos (Barros *et al.*, 2019).

O volume de efluente gerado pela suinocultura pode variar e depende de vários fatores, como o tamanho da criação, a idade dos animais, o tipo de alimentação, o sistema de manejo de dejetos, entre outros. No entanto, a suinocultura produz em média de 5 a 10 litros de água residuária por suíno por dia (Moraes *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2020).

Os efluentes suinícolas são caracterizados por elevados níveis de sólidos totais, matéria orgânica, nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), zinco (Zn), cobre (Cu) e ferro (Fe) (Santos *et al.*, 2016). Além disso, esses efluentes contêm diversos microrganismos patogênicos, incluindo bactérias, protozoários e vírus, e representam riscos para a saúde pública (De Luca *et al.*, 2017). Logo, se não forem adequadamente tratados e descartados, haja vista esses resíduos possuírem um potencial significativo de poluição, eles contaminam o solo, os corpos d'água e a atmosfera. Além da preocupação com a quantidade e concentração de poluentes dos dejetos, o manejo e descarte de carcaças na propriedade são outro desafio para o setor de produção animal.

### 3.4 MORTALIDADE DE ANIMAIS

Além do tratamento de efluentes, um desafio significativo na suinocultura são o manejo e a destinação apropriada dos animais que morrem nas unidades de produção. A mortalidade é inerente a qualquer atividade de criação animal, porém, devido à concentração e expansão da produção em certas áreas, o volume de animais mortos se torna um problema relevante (Kunz *et al.*, 2021). A mortalidade suína inclui tanto mortes acidentais quanto sacrifícios necessários de animais de produção, devido a acidentes ocorridos nas instalações rurais ou durante o transporte. Além das carcaças, as UPLs geram outros tipos de resíduos, como natimortos, fetos abortados e placentas (Nicoloso, 2017). A ocorrência de mortalidade animal na granja é uma consequência natural do processo produtivo. No entanto, em algumas regiões do Brasil, esse problema se torna significativo e requer uma abordagem responsável devido à alta densidade de produção animal.

Do ponto de vista epidemiológico, várias doenças e disfunções metabólicas, tanto de origem genética quanto não genética, são consideradas normais e estão associadas à mortalidade suína nas granjas (BRASIL, 2016). Além disso, eventos como interrupções de energia, falhas no sistema de ventilação ou aquecimento, problemas no fornecimento de água/ração e fenômenos naturais, como inundações, vendavais e descargas elétricas, também podem causar mortalidade (Caron *et al.*, 2018).

Todas as unidades produtivas, independentemente do sistema de produção, geram carcaças de animais mortos não abatidos. A Tabela 1, com base em Nicoloso (2017), apresenta as taxas de mortalidade de suínos na produção brasileira nos diferentes setores da cadeia produtiva.

Tabela 1 Taxas de mortalidade rotineira e peso médio das carcaças em granjas de suínos

Categoria animal	Peso médio (kg)	Mortalidade (%)
Leitões na maternidade	3	6
Leitões na creche	15	1
Terminação	75	0,6
Matrizes e reprodutores	250	5

Fonte: Adaptado de Nicoloso (2017).

O manejo adequado dos animais mortos na suinocultura é de extrema importância. As carcaças podem conter microrganismos patogênicos, resíduos de medicamentos e outros compostos, portanto, representam riscos para a saúde dos animais e dos seres humanos. Para mitigar o impacto ambiental e garantir a segurança no manuseio das carcaças suínas,

são necessárias estratégias que visam à sustentabilidade econômica e ambiental, conforme destacado por Zhong *et al.* (2017).

Os resíduos provenientes de carcaças de animais não abatidos e os resíduos da produção pecuária apresentam elevada concentração de sólidos, incluindo proteínas, lipídios, carboidratos e compostos inorgânicos (BRASIL, 2018). É de extrema importância assegurar uma destinação apropriada para esses resíduos, com o objetivo de promover tanto a sustentabilidade ambiental quanto o retorno econômico.

### 3.5 ELIMINAÇÃO DE CARÇAÇAS ANIMAIS

De acordo com a norma da ABNT NBR nº 10.004: 2004, as carcaças de suínos afetadas por doenças ou exigências sanitárias são consideradas resíduos perigosos (Classe I). Para a destinação adequada desses resíduos, é necessário realizar a remoção das carcaças e pode haver armazenamento temporário, pré-tratamento e posterior disposição final do resíduo tratado (Nicoloso, 2017).

O pré-tratamento pode envolver diferentes técnicas, como trituração, esquartejamento manual, desidratação ou tratamento térmico. Para eliminar ou transformar as carcaças suínas, as soluções mais comuns são compostagem, incineração, desidratação e DA. O pré-tratamento é uma etapa essencial, pois facilita o processo de tratamento e reduz a disseminação de patógenos, a fim de minimizar o risco de contaminação biológica nas propriedades (Kunz, 2021). A Figura 1 ilustra as etapas do processo de destinação das carcaças resultantes da mortalidade rotineira de animais nas propriedades rurais.

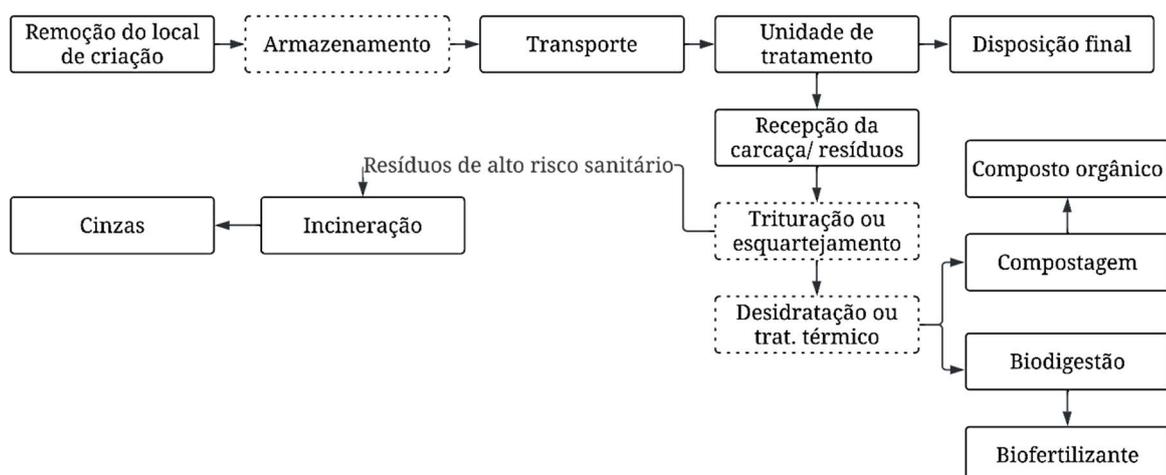


Figura 1 Etapas do processo de destinação das carcaças oriundas da mortalidade rotineira de animais nas propriedades rurais.

Fonte: Adaptado de Nicoloso (2017).

Diversos métodos de tratamento são utilizados para o manejo de carcaças de animais e resíduos de elevado risco sanitário. Um desses métodos é a incineração, na qual as carcaças são queimadas em altas temperaturas (> 800 °C), cujos resultados são a destruição de patógenos e a produção de gases e cinzas. Contudo, a incineração apresenta desvantagens, como alto custo e emissão de gases poluentes (Nicoloso, 2017; Krabbe, 2017).

Uma alternativa é a compostagem, que é um processo que envolve a decomposição biológica da matéria orgânica por microrganismos e resulta em um tratamento eficiente e seguro. Para assegurar a eliminação de patógenos, é fundamental controlar a umidade e manter as temperaturas das leiras elevadas. Além disso, a compostagem pode ser realizada com carcaças inteiras ou esartejadas (Serrano *et al.*, 2019).

A digestão anaeróbia (DA) é outra opção, na qual microrganismos anaeróbios transformam a matéria orgânica em substrato estabilizado e gases que podem ser usados para produzir energia elétrica. Esse método oferece uma abordagem sustentável para o tratamento das carcaças (Rajagopal *et al.*, 2014). No caso do biodigestor, é recomendada a trituração ou desidratação das carcaças para evitar danos ao equipamento e melhorar a eficiência da DA por aumentar a superfície de contato do substrato.

A trituração das carcaças visa reduzir o volume do material, transformando-o em fragmentos menores, geralmente, com dimensões de até 5 cm. Essa redução de tamanho aumenta a eficácia dos sistemas de tratamento e diminui a necessidade de mão-de-obra para o esartejamento manual das carcaças. Contudo, é essencial garantir que os fragmentos tenham dimensões adequadas para evitar problemas nos equipamentos utilizados no tratamento posterior (Kunz *et al.*, 2021).

Por outro lado, a desidratação é um tratamento térmico no qual as carcaças perdem água, que resulta na inativação de patógenos e na redução de volume, que pode variar de 60% a 80%. Ao contrário da incineração, esse método não envolve a queima das carcaças, ou seja, não há emissão de gases durante o processo. Os únicos gases liberados são o vapor d'água e os gases resultantes da queima de lenha ou do uso de biogás como fonte de energia (Nicoloso, 2017).

### **3.6 DIGESTÃO ANAERÓBIA**

A DA é um processo biológico amplamente empregado para a degradação de resíduos por microrganismos específicos e oferece diversas vantagens. Esse método é caracterizado por um baixo consumo de energia, facilidade de operação dos reatores e produção mínima de lodo. Além disso, o processo gera biogás ou biometano, que pode ser utilizado como fonte de energia, como um biofertilizante de alta qualidade e é amplamente reconhecido para uso na agricultura (Mendonça *et al.*, 2021). No contexto dos dejetos suínos, a DA é uma das

técnicas de reciclagem e tratamento mais frequentemente empregadas. Isso ocorre devido às condições propícias de fermentação e resulta em um elevado potencial de produção de metano e na geração de um biofertilizante de excelência. A disponibilidade de nutrientes provenientes da alimentação dos suínos nos dejetos contribui significativamente para o sucesso do processo de DA (Oliveira *et al.*, 2022).

### 3.6.1 Etapas da digestão anaeróbia

A DA consiste em quatro etapas classificadas como: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. O processo envolve diversos grupos de microrganismos que trabalham de maneira conjunta e podem requerer diferentes condições ambientais (Ye *et al.*, 2021). A Figura 2 demonstra as etapas do processo de DA e a produção de metano, incluindo hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

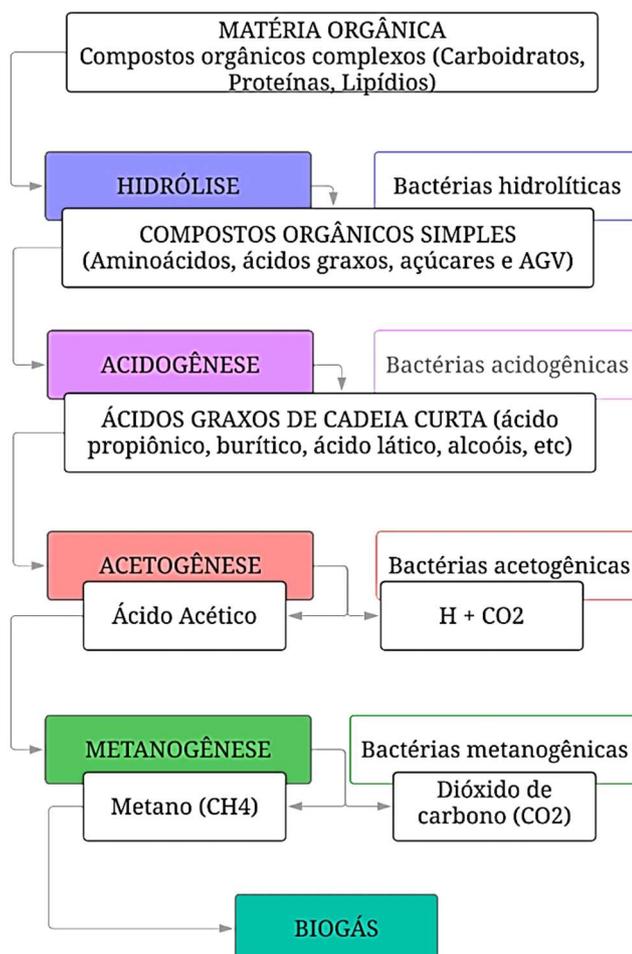


Figura 2 Etapas da digestão anaeróbia

Fonte: adaptado de Tápparo *et al.*, (2021)

A DA é um processo complexo que ocorre em diferentes etapas. Primeiro, ocorre a hidrólise, quando os compostos de elevada massa molecular são quebrados em substâncias menores e solúveis por enzimas excretadas por bactérias hidrolíticas. A velocidade da

hidrólise é um fator crítico que pode variar de horas a semanas, pois depende da complexidade dos compostos (Kunz *et al.*, 2019b; Mirmohamadsadeghi *et al.*, 2019). Em seguida, acontece a acidogênese, quando os produtos da hidrólise são absorvidos e metabolizados por bactérias fermentativas, resultando em compostos mais simples, como ácidos graxos voláteis e álcoois. O acúmulo excessivo de ácidos graxos voláteis pode levar à acidificação do meio e prejudicar o sistema (Leng *et al.*, 2018). A terceira etapa é chamada de acetogênese, quando as bactérias acetogênicas convertem os produtos da acidogênese em acetato, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub> a partir de reações endotérmicas. As bactérias consumidoras de hidrogênio são importantes para controlar a produção excessiva de H<sub>2</sub>, que pode afetar o pH do meio (Achinas *et al.*, 2020). Na última etapa, a metanogênese, as bactérias metanogênicas convertem os produtos da acetogênese em biogás. Essa etapa ocorre em condições anaeróbias e resulta na produção de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> pelas arqueas metanogênicas. Essas bactérias são sensíveis a variações ambientais, como pH, temperatura e compostos inibidores (Amaral *et al.*, 2016; Kunz *et al.*, 2019b).

Assim, é fundamental equilibrar todas as etapas da DA para uma produção eficiente de biogás. O sistema de DA é integrado e depende da degradação e estabilização da matéria orgânica por microrganismos sensíveis às condições aplicadas de funcionamento. Se o processo não for adequado, pode se tornar instável e resultar em redução na produção de biogás (Weiland, 2010).

### **3.7 PARÂMETROS QUE INFLUENCIAM A DIGESTÃO ANAERÓBIA**

Para assegurar o adequado funcionamento da DA, é imprescindível considerar diversos fatores, uma vez que os complexos microbianos envolvidos requerem regulação para atender às demandas metabólicas (Soares *et al.*, 2017).

Os fatores operacionais de um biodigestor anaeróbio estão intimamente relacionados à quantidade e qualidade do biogás e biofertilizante produzidos. Logo, é possível inferir que um processo instável pode levar à falha irreversível do reator em alguns casos. Portanto, é necessário controlar e monitorar parâmetros como pH, temperatura, relação carbono/nitrogênio, tempo de retenção hidráulica (TRH), alcalinidade, entre outros (Soares *et al.*, 2017).

#### **3.7.1 Temperatura**

A temperatura é um fator crucial na DA e influencia na atividade microbiana, na estabilização dos resíduos, na produção de metano, na qualidade do biofertilizante e na geração de biogás (Li *et al.*, 2019). As bactérias anaeróbias podem se desenvolver em

diferentes faixas de temperatura: psicrófilas (abaixo de 25 °C), mesófilas (25-45 °C) e termófilas (45-70 °C) (Lu *et al.*, 2016). E variações bruscas de temperatura podem prejudicar os microrganismos metanogênicos e afetar a produção de biogás, especialmente em regiões com amplitudes térmicas significativas (Kunz *et al.*, 2019b).

No tratamento de dejetos suínos, a condição mesófila em torno de 37°C é considerada ideal, uma vez que os microrganismos mesófilos são comuns nesse tipo de processo (CAO *et al.*, 2020).

A Figura 3 demonstra a relação entre a temperatura e a taxa de crescimento das bactérias metanogênicas.

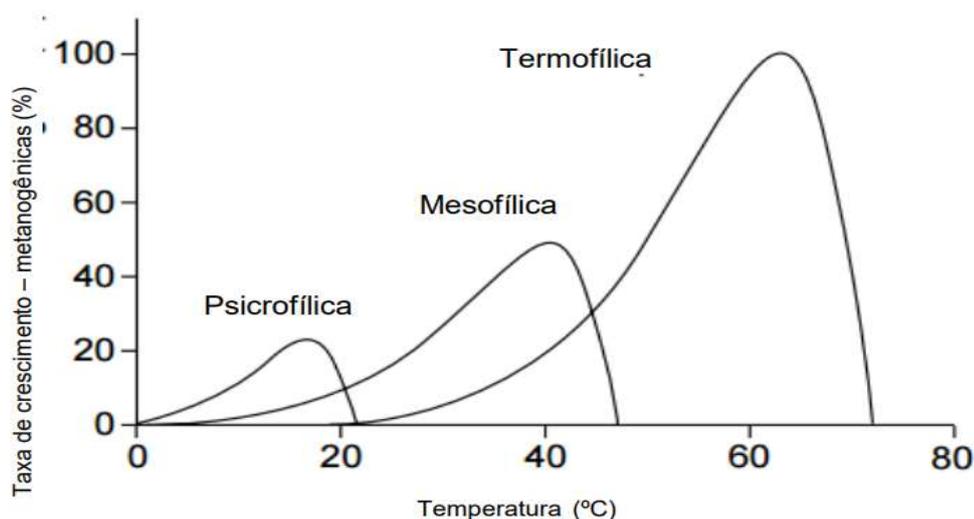


Figura 3 Relação entre a temperatura e a taxa de crescimento das bactérias metanogênicas  
Fonte: Turco *et al.*, (2016)

### 3.7.2 pH, alcalinidade e ácidos voláteis

O pH é um fator crucial na DA e afeta o crescimento e equilíbrio químico dos microrganismos envolvidos (Kunz *et al.*, 2019b). É importante manter o pH adequado para o máximo desenvolvimento desses microrganismos. O pH ótimo geralmente está entre 6,0 e 8,0, valores acima ou abaixo podem reduzir a produção de metano e afetar o processo (Belli Filho, 1995; Ogejo e Li, 2010; Gunes *et al.*, 2019; Soares *et al.*, 2017; Rajaonison *et al.*, 2020).

Os problemas na DA frequentemente estão relacionados ao acúmulo de ácidos voláteis (ácido acético, ácido propiônico e ácido butírico) e à diminuição do pH (Kunz *et al.*, 2019b). O pH dentro do biodigestor é influenciado pela produção e utilização de ácidos, bem como pela alcalinidade. Quando ocorre uma diminuição no pH, há acúmulo de ácidos voláteis e a alcalinidade é afetada, causando um desequilíbrio na população de bactérias envolvidas na DA. A alcalinidade é essencial para neutralizar os ácidos e evitar mudanças no pH (Gunes

*et al.*, 2019). A alcalinidade é fornecida por moléculas que possuem a capacidade de neutralizar ácidos e evitar mudanças no pH. A principal molécula que fornece alcalinidade ao sistema é o carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ). Outras moléculas que contribuem para a alcalinidade da água são os íons de hidróxido ( $\text{OH}^-$ ), íons de bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) e íons de carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) (Frinhani & Restelatto, 2015).

Uma relação crucial a ser monitorada nos reatores de DA é a proporção entre o conteúdo de ácidos orgânicos voláteis (AI - Alcalinidade Intermediária) e a capacidade de tamponamento do meio (AP - Alcalinidade Parcial), conhecida como relação AI/AP. Essa relação é um indicador da estabilidade do processo (Tabela 2) de degradação anaeróbia e auxilia na redução do risco de acidificação do meio (Kunz *et al.*, 2019b).

Tabela 2 Evolução da relação AI/AP e características do reator

Relação AI/AP (mg ác. Acético/ mg $\text{CaCO}_3$ )	Condição do reator
> 0,4	Reator em sobrecarga
0,3 – 0,4	Maior produtividade de $\text{CH}_4$
< 0,3	Reator em subcarga.

Fonte: Kunz *et al.*, (2019b)

Outrossim, o valor ótimo da relação AI/AP pode variar conforme as características do reator e do substrato. É essencial monitorar constantemente essa relação e tomar medidas corretivas diante de variações bruscas (Kunz *et al.*, 2019b).

### 3.7.3 Amônia livre e nitrogênio amoniacal

No processo fermentativo da DA, as bactérias necessitam de nitrogênio como nutriente. Durante a fermentação, o nitrogênio é convertido em amônia, sendo este o principal composto formado. A amônia é benéfica em baixas concentrações e neutraliza ácidos orgânicos produzidos pelas bactérias fermentativas (Jiang *et al.*, 2019).

A amônia livre em elevadas concentrações pode se tornar tóxica. Substratos ricos em proteínas como as carcaças suínas podem aumentar a alcalinidade do meio, e assim liberam amônia livre, a qual pode inibir a atividade das bactérias metanogênicas (Béline *et al.*, 2017).

A inibição do processo de DA está relacionada a parâmetros operacionais como pH, temperatura, aclimação do inóculo e concentração de amônia (Jiang *et al.*, 2019). O controle adequado, como manter o pH e temperatura ideais, ajuda a limitar a presença de amônia livre. Outros métodos incluem aclimatar a microflora, diluir o conteúdo do reator e ajustar a relação carbono/nitrogênio (Moested *et al.*, 2016).

#### 3.7.4 Nutrientes

A presença adequada de macro e micronutrientes é essencial para o sucesso da DA, mas é crucial determinar os níveis de toxicidade desses elementos e seus benefícios para a produção de biogás (Romero-Güiza *et al.*, 2016). Os macronutrientes (N, P, K) são indispensáveis na biomassa e atuam como agentes de tamponamento, enquanto os macronutrientes secundários e micronutrientes (Na, Mg, Ca, Cu, Zn, Fe, Mn) são cofatores cruciais em várias reações enzimáticas envolvidas na formação de metano. No entanto, as concentrações excessivas de alguns macro e micronutrientes podem inibir o processo de DA (Choong *et al.*, 2016).

##### 3.7.4.1 Nitrogênio

Na DA, o nitrogênio desempenha papel crucial e é essencial para o crescimento e a atividade dos microrganismos envolvidos no processo. É necessário para a síntese de proteínas e outras biomoléculas pelos microrganismos anaeróbios. Um estudo relevante sobre a importância do nitrogênio na DA foi realizado por Jiang *et al.* (2019). Nesse estudo, os autores discutem a influência dos nutrientes, incluindo o nitrogênio no desempenho da DA. Eles destacam que a presença adequada de nitrogênio é fundamental para o crescimento e o metabolismo dos microrganismos, além de contribuir para a degradação eficiente da matéria orgânica. O artigo também ressalta que a falta ou o excesso de nitrogênio pode ter efeitos negativos no processo de DA, por isso a produção de biogás fica comprometida.

##### 3.7.4.2 Fósforo

O fósforo desempenha um papel essencial como nutriente para os microrganismos envolvidos no processo de DA. Ele é necessário para a síntese de ATP (adenosina trifosfato), uma molécula de energia crucial para as atividades metabólicas dos microrganismos. O fósforo é um elemento essencial para o crescimento microbiano, afetando diretamente a atividade dos microrganismos e a eficiência da degradação da matéria orgânica (Zhang *et al.*, 2017). A quantidade de nitrogênio e fósforo em relação à matéria orgânica presente depende da eficiência dos microrganismos em obterem energia para síntese a partir das reações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico (Soares *et al.*, 2017).

##### 3.7.4.3 Potássio

De acordo com Zhang et al. (2016), o potássio é essencial na DA, pois ativa enzimas, regula o equilíbrio osmótico e promove a estabilidade da comunidade microbiana. Isso resulta em uma digestão eficiente e na produção de biogás. No entanto, é crucial manter a concentração adequada de potássio para evitar problemas no processo de DA.

#### 3.7.4.4 Macronutrientes secundários e micronutrientes

Macronutrientes secundários e micronutrientes como sódio, magnésio, cálcio, cobre, zinco, ferro e manganês são essenciais para a DA. Eles atuam como cofatores enzimáticos ao influenciarem diferentes etapas do processo.

O sódio mantém o equilíbrio osmótico das células e a atividade enzimática. O magnésio é essencial para a síntese de ATP. O cálcio está envolvido na estabilidade das membranas celulares e na atividade enzimática. O cobre está relacionado à síntese de enzimas da metanogênese, enquanto o zinco é necessário para a degradação de substratos orgânicos. O ferro é crucial para a respiração anaeróbia e a produção de metano. O manganês, além desses micronutrientes, também atua como cofator enzimático na degradação de compostos orgânicos complexos. A presença adequada desses nutrientes é fundamental para o metabolismo eficiente dos microrganismos envolvidos na DA (Aglar *et al.*, 2011; Rajagopal *et al.*, 2013).

#### 3.7.5 Relação carbono/nitrogênio (C/N)

A relação C/N é um parâmetro importante na DA e representa a proporção de carbono e nitrogênio presente na matéria orgânica, que serve como alimento para os microrganismos envolvidos no processo.

O carbono é utilizado como fonte de energia pelas células microbianas, enquanto o nitrogênio é necessário para a síntese celular (Oliveira *et al.*, 2022). Por isso, uma relação C/N adequada é essencial para alcançar alta eficiência na DA. Quando a relação C/N é muito alta, o nitrogênio é rapidamente consumido pelas arqueas metanogênicas, e resulta em uma baixa concentração de amônia e nitrogênio amoniacal total, além de afetar negativamente a produção de biogás (Li *et al.*, 2019). Por outro lado, uma relação C/N baixa aumenta o risco de inibição por amônia, que é tóxica para os microrganismos metanogênicos, além de resultar em uma disponibilidade insuficiente de fontes de carbono (Li *et al.*, 2019). É importante selecionar cuidadosamente o substrato para evitar esses problemas.

Uma faixa ideal de relação C/N para a DA é de 20 a 35, e 25 é a relação mais indicada (Tápparo *et al.*, 2018). A CoDA permite ajustar a relação C/N, reduzir compostos tóxicos e equilibrar o pH do ambiente, além de fornecer macro e micronutrientes adequados (Siddique

& Wahid, 2018). O efluente da suinocultura, apesar de ter uma relação C/N de aproximadamente 14-20, é considerado um substrato favorável devido à sua alta biodegradabilidade e alcalinidade (Siddique & Wahid, 2018).

### 3.7.6 Sólidos totais

A concentração de sólidos totais (ST) é um fator fundamental na DA, pois afeta diretamente a produção de biogás e a eficiência do processo. Altas concentrações de ST podem levar a problemas operacionais, como entupimentos e acidificação. Por outro lado, a presença de uma quantidade adequada de sólidos voláteis (SV) é indicativa da capacidade de um substrato gerar biogás (Poulsen, 2003; Khanal, 2019). A faixa ideal de concentração de ST varia de 6% a 10% para sistemas de fluxo contínuo e de 10% a 15% para sistemas de batelada, mas esses valores dependem da composição do substrato e do tipo de reator utilizado. Assim, é importante monitorar e controlar a concentração de ST durante a DA para garantir um processo eficiente e evitar complicações operacionais. Considerando as particularidades de cada caso, é importante encontrar um equilíbrio adequado na concentração de ST (Raposo *et al.*, 2011; Li, Zhang e Liu, 2014; Cho *et al.*, 2015).

### 3.7.7 Tempo de retenção hidráulica (TRH)

O tempo de retenção hidráulica (TRH) na DA é o período em que o material orgânico permanece no reator e é essencial para garantir a eficiência e estabilidade do processo. Um TRH adequado permite a decomposição completa dos resíduos pelos microrganismos, resultando em uma produção eficiente de biogás. Um TRH muito curto reduz a produção de biogás, enquanto um TRH muito longo pode causar acúmulo de material no reator e problemas de acidificação. (Lettinga, 1997; Chernicharo, 2007). O TRH é calculado pela razão entre o volume do reator e a vazão de alimentação e pode ser determinado pela Equação 1 (Palhares e Gebler, 2014).

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad \text{Eq. (1)}$$

em que:

TRH = Tempo de retenção hidráulica (d);

V = Volume do reator (L);

Q = Vazão (L d<sup>-1</sup>).

Arantes *et al.* (2013), Santos *et al.* (2015) e Avelino *et al.* (2016) estudaram a influência do tempo de retenção hidráulica no desempenho de biodigestores anaeróbios, principalmente no tratamento de efluentes de suinocultura. Em resumo, esses estudos mostram que o tempo de retenção hidráulica é um parâmetro crucial para o sucesso da DA. Os autores apontam que ajustar adequadamente o TRH é fundamental para garantir a eficiência do processo de degradação da matéria orgânica e a produção de biogás, especialmente no tratamento de efluentes de suinocultura.

### 3.7.8 Aclimação do inóculo e partida dos reatores

A introdução de inóculo na DA é essencial para iniciar o processo de decomposição da matéria orgânica. Estratégias de partida são empregadas para adaptar os microrganismos às condições anaeróbias e aos substratos específicos. A aclimação do inóculo é importante para evitar a inibição do processo, posto que a partida do reator sem inóculo aclimatado é desfavorável e requer longos períodos de adaptação dos microrganismos (Raposo *et al.*, 2016; Oliveira, 2018).

Dejeções de animais, sobretudo de ruminantes, costumam ser excelentes inóculos. Lodos de reatores anaeróbios também têm sido muito aplicados como inóculo, pois além de aportarem grande diversidade de bactérias, geralmente possuem elevada alcalinidade e podem reduzir as chances de acidificação do sistema (Dai *et al.*, 2016).

Em um dos estudos conduzidos por Damasceno (2018), o autor investigou a partida de reatores anaeróbios e a utilização de lodo de abatedouros de frangos e batata-doce como inóculo. E os resultados do estudo mostraram a ocorrência de altas taxas na produção de biogás e degradação dos substratos indicaram uma adaptação eficiente dos microrganismos e uma partida bem-sucedida dos reatores. Esses resultados destacam o potencial da CoDA para a valorização energética e agrônômica desses resíduos.

## 3.8 CODIGESTÃO ANAERÓBIA

A CoDA é um processo que envolve a mistura de dois ou mais substratos para maximizar a produção de metano e superar as limitações da MonoDA de dejetos suíno (Oliveira *et al.*, 2022). A CoDA apresenta vantagens como a combinação de substratos que equilibram nutrientes, umidade e diluem compostos inibitórios, cujo resultado é maior produção de metano (Mata-Alvarez *et al.*, 2014). Além disso, a CoDA pode aumentar a biodegradabilidade de substratos recalcitrantes e melhorar a estabilização e as taxas de produção de biogás (Marañón *et al.*, 2012). O sucesso da CoDA depende das características dos substratos, da

escolha do reator, da relação substrato-inóculo, dos parâmetros operacionais e do controle das condições ambientais (Rajaonison *et al.*, 2020).

A MonoDA de dejetos suíno pode apresentar problemas como fermentação excessiva, acidificação, elevadas concentrações de amônia e baixa produção de metano devido ao alto teor de água e fibra desses resíduos (Oliveira *et al.*, 2022). A MonoDA de carcaças de animais ricas em proteínas e lipídios pode levar ao acúmulo de ácidos orgânicos e inibir microrganismos metanogênicos (Yong *et al.*, 2015). No entanto, essas limitações podem ser minimizadas pela CoDA, que melhora as condições da MonoDA, proporciona nutrientes e aumenta a estabilidade do meio (Zhang *et al.*, 2016).

### 3.9 DIGESTÃO ANAERÓBIA COM CARÇAÇAS

A inserção de carcaças em biodigestores é um tópico relevante na gestão de resíduos agropecuários e na produção de biogás. Carcaças de suínos representam uma parte significativa dos resíduos gerados na agricultura e pecuária. A DA dessas carcaças pode oferecer várias vantagens, incluindo a redução do impacto ambiental, a produção de biogás como fonte de energia renovável e a produção de biofertilizantes. Muitos estudos mostram que as carcaças podem ser usadas para gerar energia e têm maior potencial para produzir metano e reduzir patógenos.

Tápparo *et al.* (2018) realizaram o ensaio de Potencial Bioquímico de Metano a partir de carcaças suínas e sua CoDA com dejetos suínos em diferentes proporções. Os autores descobriram um aumento significativo na produção de biogás, com até 119% de aumento em comparação com a MonoDA de dejetos. Cada quilo de carcaça adicionado por metro cúbico de esterco aumentou o rendimento de metano em 6%. Além disso, o potencial de produção de biogás a partir de carcaças suínas foi estimado como cinco vezes maior do que o de dejetos suínos, com um potencial anual de cerca de 52.000m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub> em uma exploração com 10.000 porcas.

Kirby *et al.* (2018) investigaram a DA de carcaças de suínos, além de diferentes matérias-primas e taxas de carga orgânica, e encontraram que a DA foi mais eficaz com carcaças suínas em altas taxas de carga orgânica. Além disso, observaram uma redução significativa de *Enterococcus faecalis*, mas nenhuma mudança significativa em *Clostridium perfringens* ao longo do processo.

Dai *et al.* (2015) encontraram viabilidade no tratamento carcaças suínas e recuperação de energia por meio da CoDA com vinhaça em condições mesofílicas. Os autores verificaram estabilidade na redução de SV (55%), produção de biogás (0,40 m<sup>3</sup>/kgSvadd) e produção de metano (68%).

O estudo de Massé *et al.* (2008) investigou a viabilidade da DA psicrófila em reatores bateladas de sequenciamento para CoDA de carcaças suínas moídas e dejetos suínos de 20 °C a 25 °C. Foram realizados testes com duas taxas de carregamento de carcaça equivalentes a 4 e 8 vezes a taxa de mortalidade normal em fazendas comerciais. Os resultados mostraram que a adição de carcaças de suínos não afetou a estabilidade dos reatores, e o desempenho dos reatores na CoDA não diferiu estatisticamente do controle em termos de produção e qualidade de biogás.

Teixeira *et al.* (2019) realizaram CoDA a partir de dejetos suínos e carcaças de suínos não abatidos em uma granja de escala comercial. Os resultados mostraram que a produção específica de biogás foi de 387 mL gSVadd<sup>-1</sup> para o dejetos e 1190 mL gSVadd<sup>-1</sup> para as carcaças. A CoDA resultou em um aumento significativo na produção de biogás, com incrementos de até 20,06% em relação à MonoDA.

Os estudos conduzidos por Rampazzo *et al.* (2018) e Bes *et al.* (2018) avaliaram a CoDA de carcaças suínas e dejetos suínos, com foco na detecção de microrganismos patogênicos. Os primeiros autores realizaram análises para *Salmonella spp.*, *Escherichia coli*, coliformes totais e ovos viáveis de helmintos e não encontraram *Salmonella spp.* nem ovos viáveis de helmintos, mas observaram um aumento de *Escherichia coli* e coliformes totais na saída do digestor. Por sua vez, Bes *et al.* (2018) avaliaram a remoção de carga orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos na CoDA, e destacaram que houve uma eficiência significativa na remoção de DQO (87,88%), DBO (83,57%) e ST (75%). Além disso, não registram a presença de *Salmonella spp.* nem ovos de helmintos na saída do digestor.

No estudo de Silva (2021), avaliou-se o pré-tratamento de carcaças suínas por hidrólise enzimática para desativar patógenos antes de usá-las na CoDA com dejetos suínos em reatores anaeróbios. Os resultados mostraram que o pré-tratamento foi eficaz na inativação das bactérias *E. Coli*. A produtividade de metano aumentou significativamente quando as carcaças suínas hidrolisadas foram adicionadas ao processo.

Em resumo, os estudos demonstraram que a DA de carcaças suínas não apenas ajudam a resolver problemas como a eliminação de resíduos, mas também oferece oportunidades significativas para geração de energia, redução de impactos ambientais e melhoria na saúde animal e humana. Portanto, essa prática desempenha um papel essencial para a sustentabilidade e eficiência da suinocultura moderna.

### **3.10 ENSAIO DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO**

O método PBM (*Biochemical Methane Potential* ou método de *Garbage Test*) é usado para avaliar o potencial de produção de metano de diferentes materiais orgânicos. Ele envolve a incubação de uma amostra de substrato em condições anaeróbias controladas e mede o

volume de metano produzido. Essa técnica é usada para estimar o potencial de produção de metano de resíduos agrícolas, lodo de estações de tratamento de água e esgoto e resíduos industriais (Holliger *et al.*, 2016).

O PBM também é usado para caracterizar e selecionar substratos adequados para a CoDA, para melhorar a eficiência de produção de biogás e aumentar a estabilidade do processo. Além disso, esses ensaios são fundamentais para determinar a degradação de diferentes substratos e o desenvolvimento de processos de DA mais eficientes e sustentáveis (Steinmetz *et al.*, 2016; Rincón *et al.*, 2018; Kunz *et al.*, 2019a).

O teste de Potencial de Produção de Biogás (PBB) avalia a viabilidade de resíduos como substratos para a DA, além de medir a degradação do substrato e a quantidade de biogás produzida. Ele envolve a incubação de uma pequena quantidade de substrato em condições controladas, e calcula o PBB com base no volume de biogás obtido e na massa de sólidos voláteis consumidos por unidade. O valor do PBM do metano é determinado ao se multiplicar o PBB pelo teor de CH<sub>4</sub> durante o teste (Steinmetz *et al.*, 2016; Negri *et al.*, 2020).

Substâncias que se degradam facilmente são convertidas em biogás, fazendo com que a curva de produção tenha um aumento acentuado de biogás. Substratos de difícil degradação (substâncias que contêm lignina e alguma gordura) apresentam perfis de degradação lenta. (VDI, 2006). Essas técnicas de ensaio de PBM e PBB são fundamentais para entender o potencial de produção de metano de diferentes substratos e para o desenvolvimento de processos de DA eficientes e sustentáveis.

Na análise da produção acumulada de biogás em diferentes tratamentos, utiliza-se a modelagem matemática Gompertz modificada proposta por Zwittering *et al.* (1990). Esse modelo descreve o crescimento exponencial inicial dos microrganismos envolvidos no processo de DA, seguido por uma desaceleração gradual à medida que a população bacteriana se aproxima de um limite máximo. Ele permite estimar parâmetros cruciais, como o tempo de latência necessário para atingir a produção máxima de biogás e a taxa máxima de produção.

### **3.11 BIOGÁS**

O biogás é um combustível renovável produzido a partir da decomposição anaeróbia de matéria orgânica, como resíduos agrícolas, dejetos animais, lodo de estações de tratamento de água e esgoto, resíduos alimentares e outros materiais orgânicos (Weiland, 2010; Lu *et al.*, 2016). Composto principalmente por metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), o biogás normalmente apresenta uma composição de metano entre 50% e 75% e dióxido de carbono entre 25% e 50%, além de pequenas quantidades de outros gases e vapor de água

(Lu *et al.*, 2016; Plugge, 2017). O metano gerado pode ser utilizado como combustível para geração de calor, eletricidade ou até mesmo como combustível veicular. Uma das principais vantagens do biogás é ser uma fonte de energia sustentável, que contribui para a redução das emissões de gases de efeito estufa e a gestão sustentável de resíduos (Weiland, 2010).

Espera-se que o biogás desempenhe um papel importante na matriz energética no futuro, com avanços tecnológicos e investimentos em pesquisa e desenvolvimento (Weiland, 2010; Lu *et al.*, 2016). Além disso, a aplicação do biogás pode se expandir para além da geração de energia, incluindo a produção de biometano, que é o biogás purificado e enriquecido com teor de metano acima de 95%. O biometano pode ser injetado diretamente na rede de gás natural, utilizado como combustível veicular de baixa emissão ou até mesmo como matéria-prima para a produção de produtos químicos e materiais sustentáveis.

### **3.12 BIOFERTILIZANTE**

O biofertilizante é outro produto formado a partir do processo de DA, e é resultado de um bom funcionamento do biodigestor. É definido como adubo orgânico líquido feito a partir de materiais fáceis de serem encontrados e é formado em um tempo relativamente curto (Fontenelle *et al.*, 2017). Ele é reconhecido por sua vasta aplicação na melhoria do crescimento de plantas e de hortaliças. Buligon (2021) avaliou o uso do biofertilizante proveniente da DA da AR da suinocultura como fonte de nutrientes para a cultura do milho de segunda safra e verificou que o uso de biofertilizante, para substituir total ou parcialmente a necessidade de nitrogênio para o milho de segunda safra, não afeta a produtividade da cultura.

Essas pesquisas evidenciam a viabilidade e os benefícios do biofertilizante como uma alternativa sustentável na agricultura, contribuem para a redução do uso de fertilizantes químicos e promovem a reciclagem de resíduos orgânicos. Além disso, o biofertilizante é uma fonte rica em nutrientes essenciais para as plantas, como nitrogênio, fósforo e potássio, e também contém outros elementos e microrganismos benéficos que auxiliam no desenvolvimento das culturas (Lu *et al.*, 2016; Fontenelle *et al.*, 2017).

O uso do biofertilizante proveniente da DA apresenta potencial para melhorar a sustentabilidade e a produtividade agrícola, bem como reduz a dependência de fertilizantes químicos e promove a gestão adequada de resíduos orgânicos (Fontenelle *et al.*, 2017; Lu *et al.*, 2016).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA ÁREA DA PESQUISA

Os ensaios de Mono e CoDA foram conduzidos no Laboratório de Análise de Resíduos Agroindustriais - LARA, localizado no Bloco H da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, no município de Cascavel, Paraná.

O município de Cascavel está situado na região Oeste do estado do Paraná, possui localização geográfica entre as coordenadas 24° 57' Sul de latitudes e 53° 27' Oeste de longitude. A altitude média é de 660m de elevação. Segundo a classificação Köpper-Geiger, o clima predominante da região é o Cfa, e subtropical úmido. Dessa forma, possui todas as estações úmidas, verão quente e com pouca frequência de geadas. A média de precipitação anual é de 1900mm e a temperatura média anual é de 20,5 °C. A umidade relativa do ar média é de 72,5% (Nitsche *et al.*, 2019).

### 4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS

As carcaças utilizadas no estudo foram obtidas de produtores de suínos localizados na região Oeste do Paraná. As instalações dos produtores incluíam um desidratador desenvolvido pela empresa Debona, localizada em Céu Azul, Paraná. Foram coletadas carcaças desidratadas e suas respectivas águas residuárias de Unidades de Crechário (UC), Unidades Produtoras de Leitões (UPL) e Unidades de Terminação (UT). Também foram coletadas carcaças cruas de uma unidade de UPL.

Os materiais coletados, tanto as águas residuárias quanto as carcaças, passaram por caracterização utilizando parâmetros físico-químicos. Essa caracterização incluiu as análises apresentadas na Tabela 3, com suas respectivas metodologias. Esses parâmetros foram analisados para avaliar as propriedades físicas e químicas dos materiais coletados.

Tabela 3 Análises de caracterização

Parâmetros	Metodologias utilizadas
pH e condutividade elétrica	TEDESCO <i>et al.</i> (1995)
Série de Sólidos (umidade, ST, SV, SF)	APHA (2005)
Carbono orgânico total	CARMO & SILVA (2012)
Nitrogênio Total Kjeldahl	APHA (2005)
Nitrogênio Amoniacal	APHA (2005)
Lipídios	BLIGH & DYER (1959)
Fósforo e Potássio	MALAVOLTA <i>et al.</i> (1997)
Ca, Na, Mn, Mg, Zn, Cu e Fe	EMBRAPA (2009)
DQO	APHA (2005)
Clostridium P.	NF EN ISO 7937 (2004)
Salmonella	NF EN ISO 6579 -1 (2017)/AMD1 (2020)
Coliformes totais	APHA (2015)

Coliformes termotolerantes	MAPA (2009)
Escherichia Coli	AOAC (2019)
Enterobactérias	NF ISO 21528-2 (2017)

Fonte: A autora (2023)

#### 4.3 ENSAIO DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO (PBM)

A determinação do potencial bioquímico de metano (PBM) foi realizada utilizando a MonoDA (águas residuárias) e CoDA (águas residuárias + respectivas carcaças) em batelada (Tabela 4), seguindo as diretrizes da norma VDI 4630 (2006).

Tabela 4 – Tratamentos ensaio de PBM

Tratamentos	Descrições
ARS UPL	Monodigestão de água residuária de UPL
ARS UC	Monodigestão de água residuária de UC
ARS UT	Monodigestão de água residuária de UT
CoDA UPL	Codigestão de água residuária de UPL + carcaça desidratada UPL
CoDA UC	Codigestão de água residuária de UC + carcaça desidratada UC
CoDA UT	Codigestão de água residuária de UT + carcaça desidratada UT
CoDA CARCAÇA CRUA	Codigestão de água residuária de UPL + carcaça crua UPL

Fonte: A autora (2023)

O substrato utilizado apresentou um teor de ST inferior a 10%, enquanto o inóculo apresentou um teor de SV que variou de 1,5% a 2,0% em relação ao conteúdo total do teste. A proporção entre os SV do inóculo e do substrato foi igual ou superior a 2,0.

Antes da realização do ensaio de PBM, os materiais foram triturados para uma melhor homogeneização da amostra. A Figura 4 representa como estava a amostra em sua chegada, o processo de trituração e a amostra triturada.

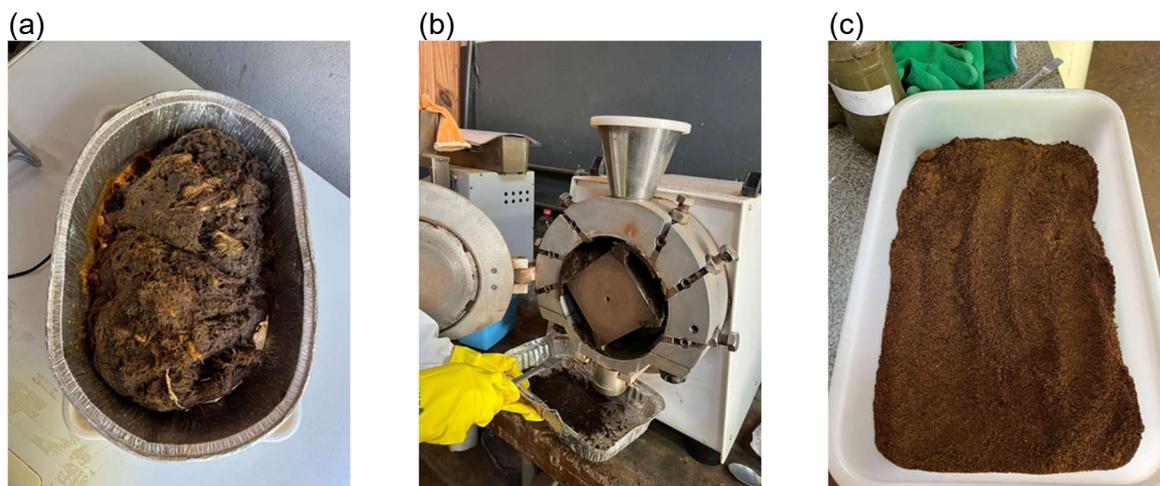


Figura 4 Amostra antes do processo de trituração (a), trituração (b) e amostra triturada (c).

Fonte: A autora (2023)

O ensaio foi conduzido em triplicata, foram utilizados frascos reatores de vidro âmbar (Figura 5) com capacidade de 1000 mL, dos quais entre 200 mL e 400 mL foram utilizados como volume útil, e entre 600 mL e 800 mL foram reservados para armazenamento do biogás (*headspace*). O ensaio foi realizado em temperatura mesofílica (37°C), até que a produção diária de biogás representasse menos de 1% da produção acumulada de biogás.



Figura 5 Frascos Duran utilizados no ensaio PBM

Fonte: A autora (2023)

Os tratamentos avaliados foram acompanhados por três frascos reatores adicionais, nos quais a atividade biológica do inóculo foi testada usando celulose microcristalina como amostra de referência, com o objetivo de validar a eficácia do inóculo utilizado nos ensaios. Além disso, foram preparados três frascos reatores contendo apenas inóculo, para descontar a produção endógena de biogás dos demais tratamentos. O inóculo utilizado nos ensaios de DA foi fornecido pelo Centro Internacional de Energias Renováveis - Biogás (CIBiogás), localizado em Foz do Iguaçu, Paraná.

O inóculo (Figura 6) consistia em uma mistura de lodo de biodigestor alimentado com dejetos de suínos, lodo de biodigestor alimentado com dejetos de bovinos e dejetos de bovinos, na proporção de 1:1/2:1/2 em base úmida, respectivamente.

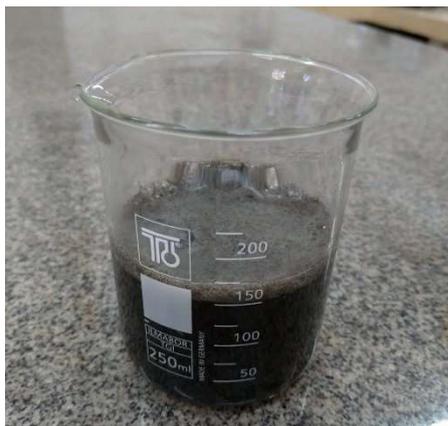


Figura 6 Inóculo para o ensaio de PBM

Fonte: A autora (2023)

Após a introdução da amostra, o oxigênio presente em cada frasco foi removido por meio da injeção de gás nitrogênio. Em seguida, os frascos foram vedados e conectados a um sistema de vedação tipo rosca, equipado com uma agulha conectada a uma mangueira de silicone contendo uma válvula abre/fecha. Duas ramificações do tipo cateter com sistema de fechamento foram adicionadas ao conjunto.

Essa configuração permitiu a medição da produção de biogás usando uma seringa de vidro específica para biogás e um manômetro, utilizado para corrigir as pressões internas e externas dos frascos reatores (Figura 7a). A coleta de amostras de biogás foi realizada utilizando uma seringa de vidro (Figura 7b), enquanto o manômetro (Figura 7c) foi utilizado para ajustar as pressões durante as medições.

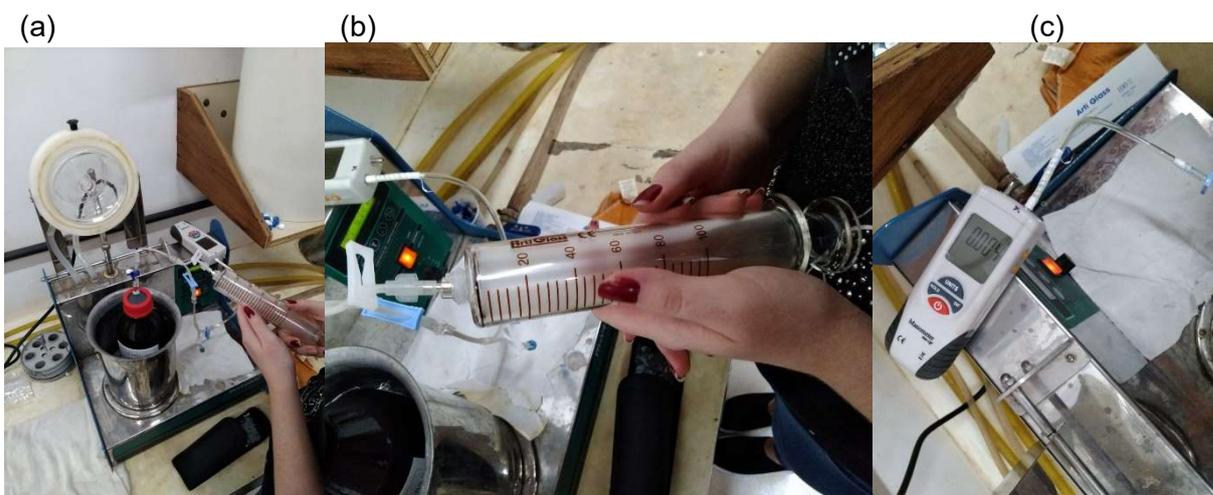


Figura 7 Sistema de aferição de medição de biogás (a), seringa de vidro (b) e manômetro digital (c)

Fonte: A autora (2023)

O volume de biogás produzido foi monitorado diariamente e padronizado nas condições normais de temperatura e pressão por meio da Equação 2.

Eq. (2)

$$V_0 = V * \frac{(P_L - P_W) * T_0}{P_0 * T}$$

Em que:

$V_0$  – Volume de biogás padronizado (mL);

$V$  – Volume de biogás registrado (mL);

$P_L$ - Pressão atmosférica no momento do registro (mbar);

$P_W$  – Pressão de vapor da água (mbar);

$T_0$  – Temperatura normalizada (273 K);

$P_0$  – Pressão normalizada (1,013 mbar);

$T$  – Temperatura ambiente (K).

A pressão de vapor de água ( $P_w$ ) também foi considerada, pois superestima entre 2 e 8% o volume do biogás produzido em condições normais de temperatura e pressão (Strömberg, Nistor, Liu, 2014). O cálculo da pressão de vapor de água foi realizado a partir da equação de Antoine (Equação 3), que considera a temperatura ambiente ( $T$ ).

Eq. (3)

$$P_w = 10^{8,1962 - \left(\frac{1730,63}{T - 39,724}\right)}$$

A Tabela 5 demonstra a caracterização inicial dos tratamentos para o ensaio de PBM.

Tabela 5 Caracterização dos tratamentos iniciais para o ensaio de PBM

Análises	Tratamentos												
	Monodigestão				Carcaça				Codigestões				
	Inóculos	ARS UPL	ARS UT	ARS UC	Carcaça crua	Carcaça desid UPL	Carcaça desid UC	Carcaça desid UT	CoDA UPL	CoDA UC	CoDA UT	CoDA carcaça crua	
ST	2,48	0,48	0,94	0,62	29,29	91,55	91,24	89,87	0,86	2,22	1,93	1,64	
SF	39,95	42,77	31,65	32,91	14,92	4,86	5,72	8,35	22,33	27,26	29,03	32,20	
SV	%	60,05	57,23	68,35	67,09	85,08	95,14	94,28	91,65	77,67	72,74	70,97	67,80
COT		33,36	31,79	37,97	37,27	47,27	52,85	52,38	50,92	43,15	40,41	39,43	37,67
LIPÍDIOS		1,27	3,20	2,87	1,87	6,19	12,83	7,48	7,04	6,71	3,09	3,25	3,84
N	g/Kg	-	5,17	5,90	6,01	10,42	8,32	10,33	10,88	7,18	7,95	7,60	6,42
P		12,95	28,22	17,36	36,24	34,01	20,06	7,53	7,17	8,91	8,87	9,01	9,81
K		250,31	540,38	315,58	318,59	188,34	78,19	84,40	87,33	295,92	271,06	296,85	503,66
Na		108,54	221,72	154,16	120,90	184,43	56,46	65,12	61,57	140,41	117,28	117,95	177,16
Ca		510,66	762,13	514,42	524,01	860,97	279,30	310,64	231,30	318,30	471,71	345,22	411,17
Cu	g/Kg	3,65	4,78	4,50	3,24	0,64	0,13	0,88	0,21	1,10	2,15	2,48	2,18
Fe		3,46	0,80	0,66	0,38	18,54	4,60	8,21	6,52	7,58	8,88	14,38	7,93
Mn		3,30	4,50	1,83	3,40	0,94	0,12	0,14	0,07	0,89	1,38	1,35	2,27
Mg		65,94	94,80	93,80	97,53	103,72	9,67	16,49	9,97	30,52	65,84	55,18	75,42
Zn		7,04	25,73	13,62	32,95	472,53	40,03	63,77	43,88	119,14	23,16	6,06	16,96
pH		7,59	6,98	6,84	6,90	6,27	6,08	5,69	5,57	7,75	7,36	7,47	7,45
CE (mS/cm)		14,88	3,79	5,19	4,84	1,54	1,77	2,32	2,31	4,03	5,23	5,63	4,44
C/N		-	6,15	6,44	6,20	4,54	6,35	5,07	4,68	6,01	5,08	5,19	5,87

ST: sólidos totais; SF: sólidos fixos; SV: sólidos voláteis; COT: carbono orgânico total; N: nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; Na: sódio; Ca: cálcio; Cu: cobre; Fe: ferro; Mn: manganês; Zn: zinco; CE: condutividade elétrica; C/N: relação carbono/nitrogênio.

Fonte: A autora (2023)

#### 4.4 CONDUÇÃO DO ENSAIO SEMICONTÍNUO

Para o início do ensaio em alimentação semicontínua, todos os reatores foram abastecidos com efluente de um biodigestor anaeróbio (Figuras 8a e 8b), operado em escala real e abastecido com a fração líquida da água residuária de uma unidade produtora de leitões, localizada em Cascavel, Paraná. O uso do efluente serviu como inóculo e foi uma estratégia para fornecer alcalinidade aos reatores.

Os reatores foram desgaseificados previamente, manejo fundamental para remover gases dissolvidos, como o dióxido de carbono e o metano, que podem interferir no desempenho dos reatores anaeróbios e prejudicar o processo de biodigestão.



Figura 8 Abastecimento dos reatores com inóculo

Fonte: A autora (2023)

O ensaio semicontínuo foi composto por quatro tratamentos apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 Descrição dos tratamentos de DA

Tratamentos	Descrições
T1	MonoDA com ARS UPL
T2	CoDA com ARS UPL + carcaças de suínos desidratadas
T3	CoDA com ARS UPL + carcaças de suínos <i>in natura</i>
T4	CoDA com ARS UPL + sobrecarga carcaças <i>in natura</i>

Fonte: A autora (2023)

Os reatores do ensaio semicontínuo foram confeccionados com tubos de PVC, com câmara digestora e um gasômetro, conforme demonstra a Figura 9. O volume de trabalho da câmara digestora é de 60 litros. O medidor de gás (gasômetro) foi composto por dois tubos de PVC: um com diâmetro externo de 300 mm, preenchido com água e outro com diâmetro de 230 mm, imerso para medir o deslocamento causado pelo gás gerado na câmara digestora.

Para auxiliar na determinação dos deslocamentos, foi fixada uma régua graduada de 30 cm na região externa do gasômetro (Damasceno, 2018).

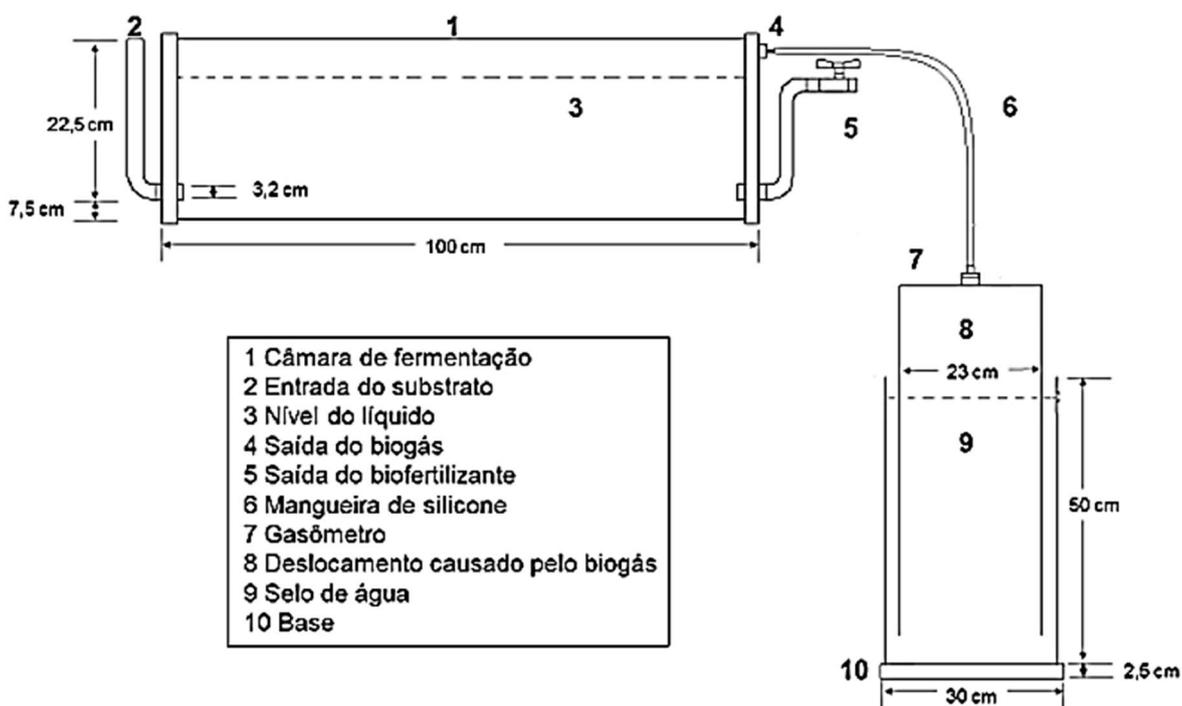


Figura 9 Desenho esquemático do corte transversal do reator modelo semi-contínuo

Fonte: Damasceno (2018)

Antes do início do experimento, realizou-se uma pesquisa com produtores de suínos e constatou-se que a quantidade de carcaças geradas corresponde a menos de 1% da quantidade de ARS gerada, portanto, adotou-se a quantidade de 1% de material sólido (carcaças desidratadas e carcaças *in natura*) com relação ao volume de ARS na CoDA.

O tempo de retenção hidráulica foi de 30 dias, portanto, como o volume útil dos reatores foi 60 litros, as alimentações/cargas diárias foram com 2000 mL. Como a quantidade de carcaça correspondeu a 1% da ARS, foram utilizados 20 gramas de carcaça desidratada e 1980mL de ARS (Figura 10a) para os tratamentos Codigestão com AR + carcaças de suínos desidratadas (Figura 10b) e Codigestão com AR + carcaças de suínos *in natura* (Figura 10c).

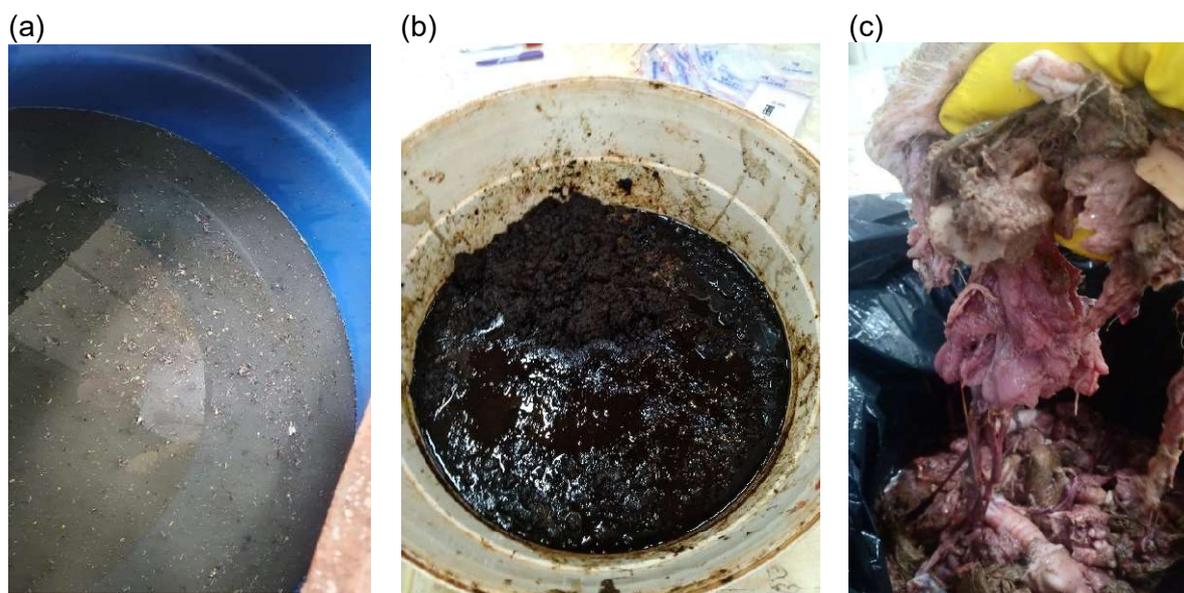


Figura 10 materiais utilizados no ensaio semicontínuo (a) água residuária UPL, (b) carcaça desidratada e (c) carcaça crua.

Fonte: A autora (2023)

Em consulta com o fabricante dos desidratadores, a empresa DEBONA relatou que é possível uma redução de até 80% de volume. Para equiparar a quantidade em volume entre carcaça desidratada e carcaça crua, fez-se um tratamento com 5X mais carcaça crua, ou seja, 100g de carcaça para 1900mL de ARS, equiparando-se em volume com a carcaça desidratada. A Tabela 7 mostra a relação entre ARS e carcaça para cada um dos tratamentos.

Tabela 7 – Relação entre ARS e carcaça em cada tratamento

Descrição	Quantidade água residuária (mL)	Quantidade carcaça (g)
MonoDA com ARS UPL	2000	-
CoDA com ARS UPL + carcaças de suínos desidratadas	1980	20
CoDA com ARS UPL + carcaças de suínos in natura	1980	20
CoDA com ARS UPL + sobrecarga carcaças in natura	1900	100

Fonte: A autora (2023)

Em um primeiro período, os reatores foram preenchidos com 60 litros de inóculo para aclimatar os microrganismos anaeróbios. Passado esse período de aproximadamente 30 dias, quando os reatores atingiram produção estacionária de biogás, foram iniciados os tratamentos com a Mono e CoDAs. A Figura 11 mostra o processo de abastecimento da Mono e CoDAs.

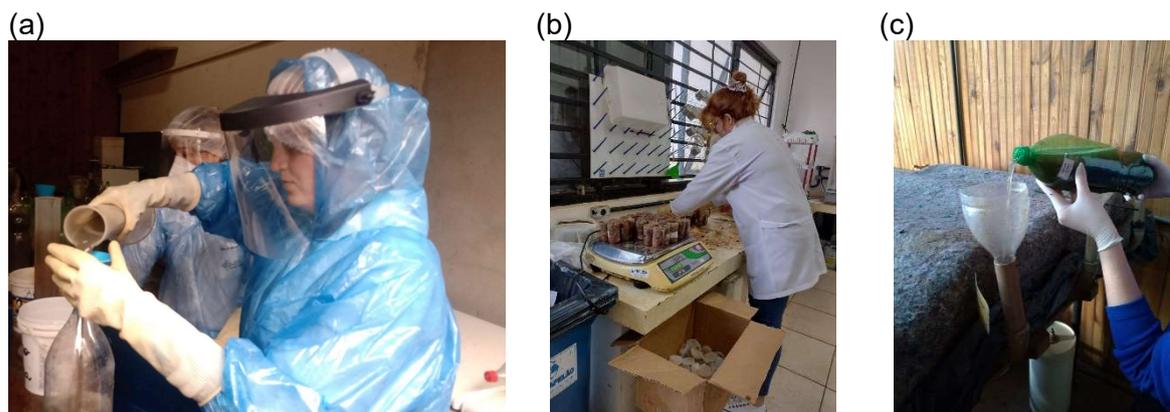


Figura 11 Abastecimento da Mono e CodA (a) enchimento de cargas com ARS (b) preparação de cargas carcaça crua e (c) processo de abastecimento dos reatores.

Fonte: A autora (2023)

A partir da estabilização da produção de biogás, foram coletadas amostras do biogás (Figura 12b) (análises cromatográficas instantâneas – uma amostragem por semana) e do biofertilizante (Figura 12a) (análises físico-químicas posteriores – três amostragens por semana). O volume de gás produzido foi padronizado nas condições normais de temperatura e pressão.

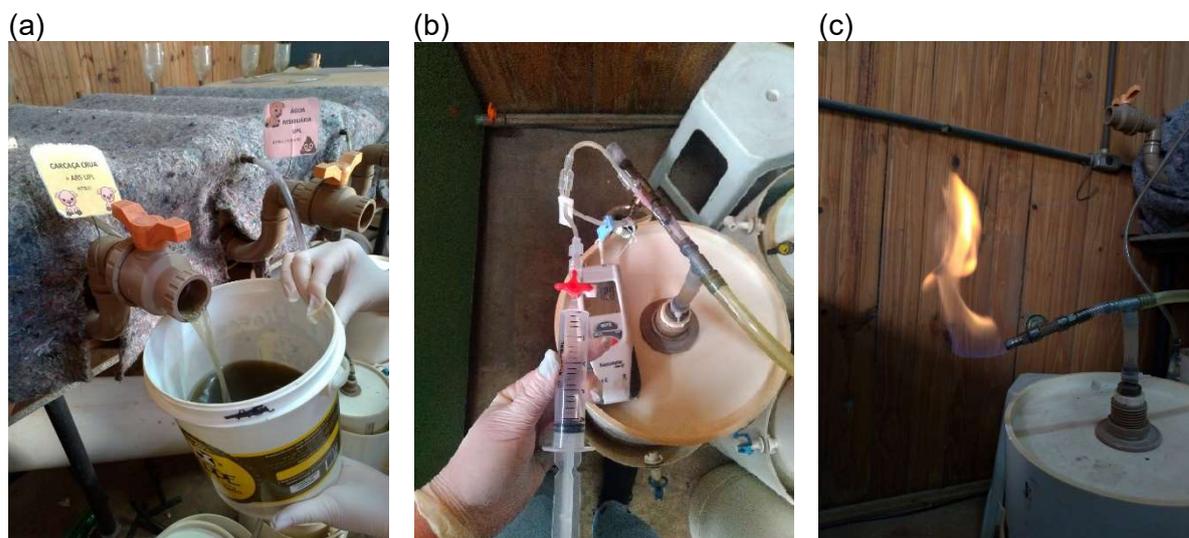


Figura 12 coletas de amostras (a) biofertilizante, (b) biogás e (c) teste de chama

Fonte: A autora (2023)

Alguns parâmetros foram monitorados tanto no afluente (alimentação) quanto no efluente (biofertilizante), com o intuito de acompanhar a eficiência de estabilização/sanitização do processo, bem como foram realizadas análises microbiológicas para caracterização em laboratório especializado.

#### 4.5 PARÂMETROS AVALIADOS

Os afluentes, os efluentes dos tratamentos, os resíduos triturados e o inóculo foram caracterizados a partir de análises físico-químicas.

A Tabela 8 apresenta os resultados das análises de caracterização dos materiais e das cargas montadas no início de cada tratamento.

Tabela 8 Caracterização dos materiais e cargas do ensaio semicontínuo

Parâmetros	Inóculos	ARS UPL	ARS UPL sobrec.	Carcaça desidrat.	Carcaça crua	CoDA ARS + carcaça crua	CoDA ARS + carcaça desidrat.	CoDA ARS + Carcaça crua Sobrec.
Umidade (%)	99,8	99,2	99,5	0,2	70,7	99,1	98,9	98,7
ST (%)	0,2	0,8	0,5	99,8	29,3	0,9	1,1	1,3
SF (%)	69,2	33,2	44,9	26,1	14,9	35,2	17,0	20,2
SV (%)	30,8	66,9	55,1	74,0	85,1	64,8	83,0	79,8
COT	17,1	37,1	30,6	41,1	47,3	36,0	46,1	44,3
N (g/kg)	2,3	3,8	5,1	9,3	10,2	6,0	6,3	6,4
P (g/kg)	99,0	150,7	124,5	50,0	156,5	108,7	169,4	89,6
K (g/kg)	1144,4	305,3	345,2	74,9	189,4	424,6	230,7	268,8
Na (g/kg)	260,5	157,8	116,0	47,9	173,4	171,5	88,9	108,4
Ca (g/kg)	440,3	489,4	434,4	236,6	862,5	396,5	824,1	587,1
Cu (mg/kg)	2141,5	4387,6	2648,4	44,3	3590,5	1813,3	760,0	1215,0
Fe (mg/kg)	7374,3	13004,7	14638,1	5244,3	52570,7	6889,1	6354,7	9047,0
Mn (mg/kg)	1766,0	5015,2	4446,1	43,7	20394,8	2313,7	977,1	1913,6
Mg (mg/kg)	103354,4	95360,3	77467,9	12324,5	982752,8	67457,5	37609,7	52484,0
Zn (mg/kg)	10192,2	38241,5	33283,5	650,3	64394,9	11664,0	7637,0	16520,2
C/N	7,6	9,8	6,1	4,4	4,6	6,0	7,3	7,0
pH	7,9	6,5	7,6	6,5	5,7	7,5	7,5	7,6
CE (mS/cm)	15,2	15,2	17,8	1,2	1,5	4,4	4,3	5,8
DQO (g/L)	-	14,7	13,7	-	-	16,6	22,1	23,1
LIPÍDIOS (%)	0,9	3,7	3,3	11,6	6,2	3,8	5,5	6,1

Fonte: A autora (2023)

##### 4.5.1 Determinação de sólidos totais, voláteis e carbono orgânico total

Os teores de ST (Figura 13a), sólidos voláteis (SV) e sólidos fixos (SF) (Figura 13b) foram determinados pelos métodos gravimétricos, baseados na secagem e ignição das amostras, segundo metodologia descrita por APHA (2005). Após a determinação dos ST, as amostras secas foram levadas para o forno mufla a 550 °C por duas horas. Após a queima, as amostras foram pesadas em balança de precisão de 0.001g, obtendo-se por diferença de peso, o conteúdo de SV. Este método permite a determinação gravimétrica de carbono orgânico total (COT), ao se dividir a porcentagem de sólidos voláteis por 1,8 (Carmo; Silva, 2012).

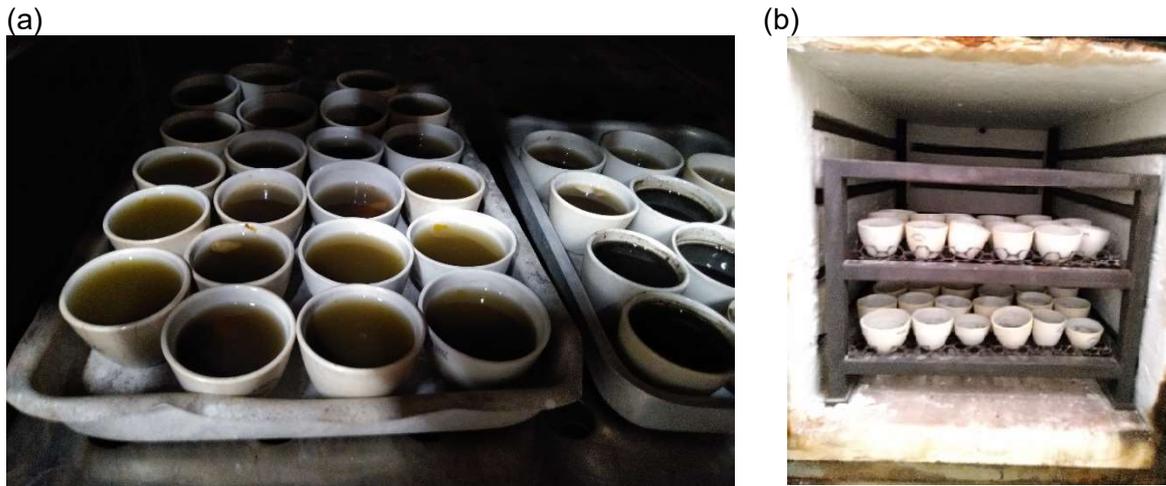


Figura 13 (a) Sólidos totais do material (b) Sólidos fixos e voláteis

Fonte: A autora (2023)

#### 4.5.2 Determinação do pH e condutividade elétrica

A determinação do pH e da condutividade elétrica das amostras sólidas (Figura 14a) foi realizada em extrato aquoso na relação 1:5 (0,01 kg de amostra para 0,05 L de água) e agitadas por 30 min (Figura 14b). Todavia, não aconteceu a diluição para amostras líquidas provenientes do ensaio da DA. A metodologia empregada é a proposta por Tedesco *et al.*, (1995). A leitura do pH foi realizada por meio de pHmetro (TECNAL®, modelo TEC-3MP) e da condutividade elétrica em um condutivímetro de bancada (MSTecnopon®, modelo mCA 150).

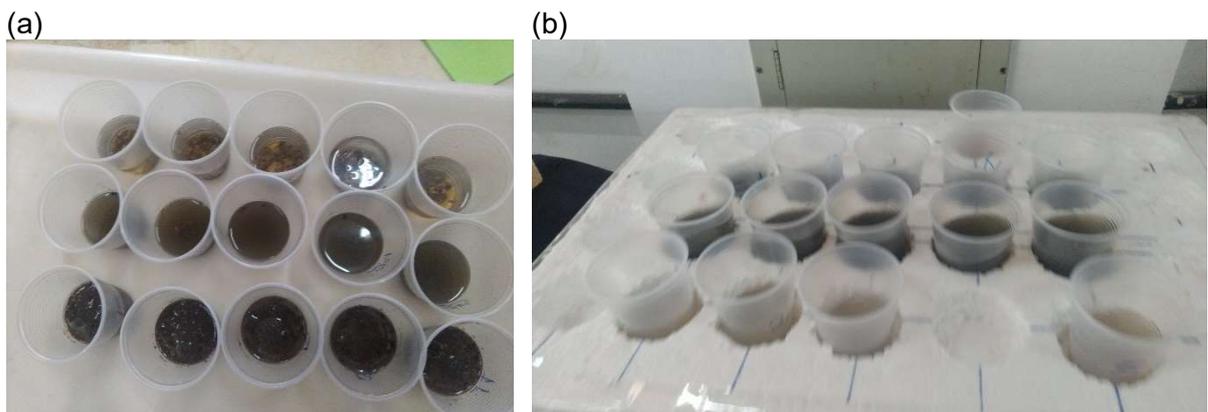


Figura 14 (a) preparação das amostras para pH e CE, (b) amostras em agitação

Fonte: A autora (2023)

#### 4.5.3 Alcalinidade e acidez volátil

A alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) (Figuras 15a e 15b) e acidez volátil (AV) (Figura 15c) foram determinadas pelo método titulométrico (Ripley *et al.*, 1986). A

relação AV/AT foi calculada ao se dividir a AV pela soma das AP e AI, isto é, alcalinidade total (AT).

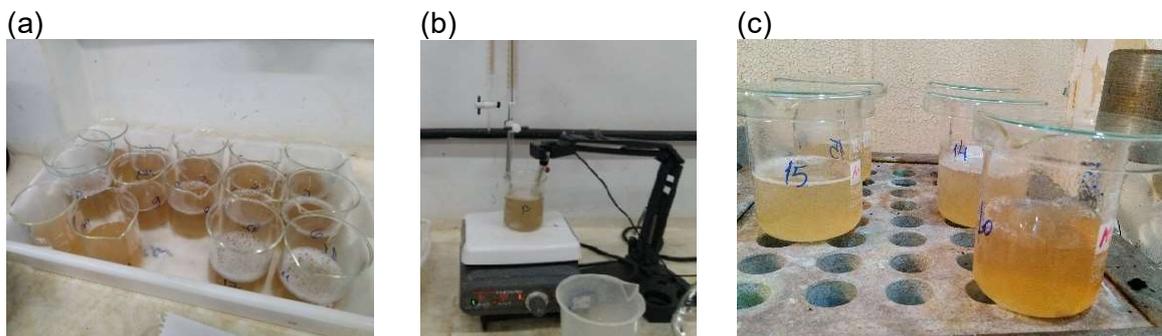


Figura 15 (a) amostras filtradas (b) alcalinidade parcial e intermediária, (C) acidez volátil.

Fonte: A autora (2023)

#### 4.5.4 Determinação de macronutrientes primários, secundários, micronutrientes e metais

Para a melhor homogeneização das amostras, todos os biofertilizantes foram secos em estufa a 40°C até atingirem peso constante (Figura 16a). Depois desta etapa, o material seco foi triturado, macerado e armazenado em sacos plásticos (Figura 16b), até o momento das análises. Para a preservação das características originais do Nitrogênio total e amoniacal, as amostras dos processos foram conservadas em *freezer* até o momento das análises.

As Figuras 16c e 16d demonstram o processo de pesagem para as análises de N, P, K, macronutrientes secundários e micronutrientes.



Figura 16 (a) biofertilizantes secos, (b) biofertilizantes triturados, (c) pesagem, (d) preparação para análises.

Fonte: A autora (2023)

O Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) foi determinado por meio da digestão das amostras com ácido sulfúrico, seguida da destilação m que foi utilizado o destilador de Kjeldahl e feita a titulação com  $H_2SO_4$  0,0025 mol (APHA, 2005). A concentração de nitrogênio amoniacal foi determinada de acordo com *Standard Methods* (APHA, 2005), sem realizar digestão da

amostra. A concentração de amônia livre foi calculada levando-se em consideração a concentração de nitrogênio amoniacal do reator ( $N-NH_4^+$ , em  $mg L^{-1}$ ), o pH do substrato do reator e a temperatura do substrato ( $T$ , em  $^{\circ}C$ ) (Anthonisen *et al.*, 1976). O amônio é calculado a partir da subtração da amônia livre do nitrogênio amoniacal. O nitrogênio orgânico é determinado a partir da subtração do nitrogênio amoniacal do NTK. O processo para a análise de NTK e nitrogênio amoniacal é demonstrado na Figura 17.

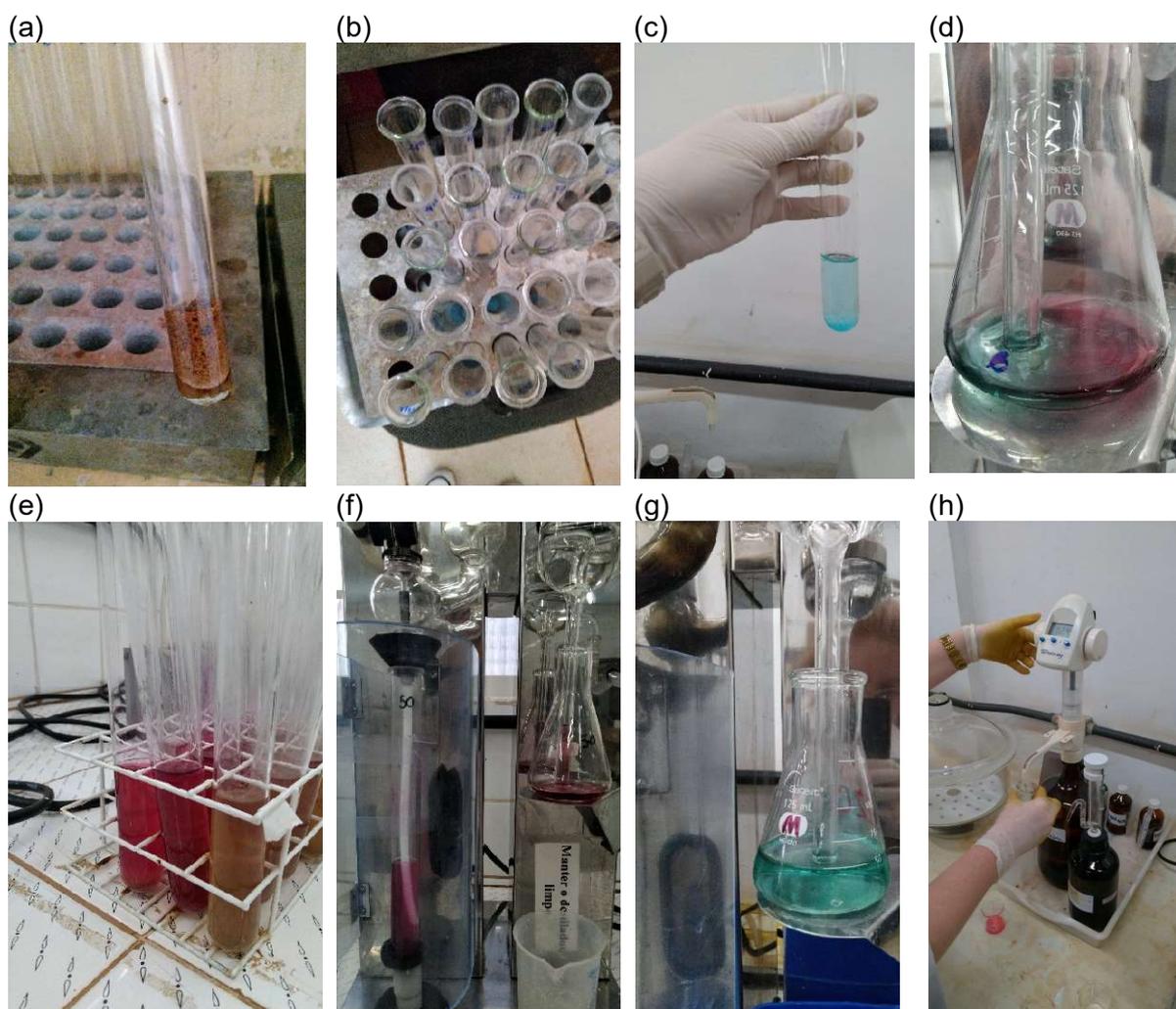


Figura 17 (a) amostra preparada para aquecimento, (b) amostra no bloco, (c) amostra pronta para destilação, (d) amostra em processo de destilação, (e) amostras preparadas para nitrogênio amoniacal, (f e g) amostras em processo de destilação, (h) titulação.

Fonte: A autora (2023)

A determinação de Fósforo (P) e Potássio (K) foi realizada mediante a digestão das amostras em solução nítrico-perclórica (3:1) com fonte externa de calor, seguida de diluição e filtração. O P é detectado via absorvância no comprimento de onda 725 nm por espectrofotômetro UV-VIS Hach®. O K é quantificado em fotômetro de chama (Malavolta *et al.*, 1997). Na mesma digestão nítrico-perclórica, os macronutrientes secundários e

micronutrientes (Ca, Na, Mn, Mg, Zn, Cu, Fe) foram determinados por espectrômetro de absorção atômica (Shimadzu®, modelo AA-6300) (EMBRAPA, 2009).

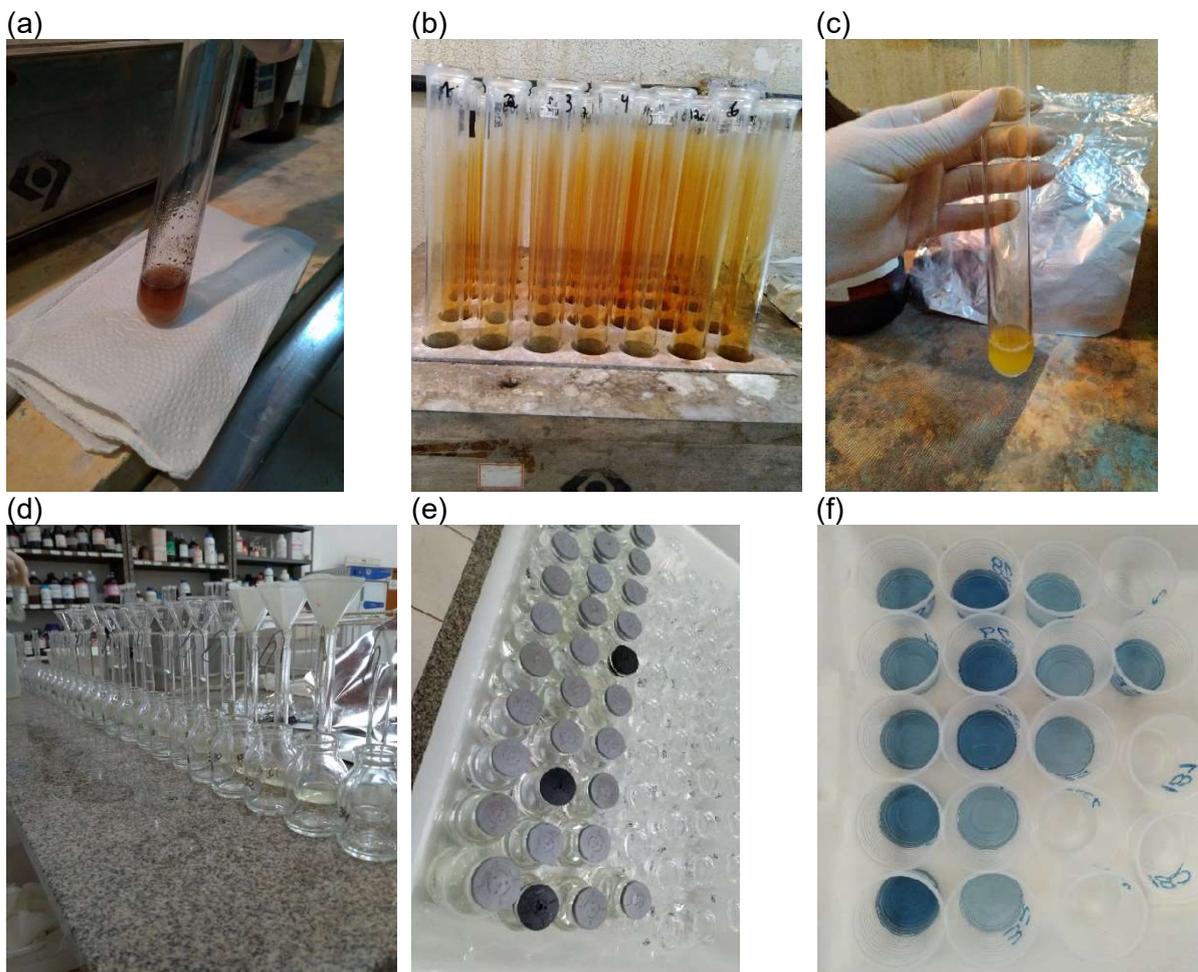


Figura 18 P, K, macronutrientes secundários e micronutrientes (a) amostra em pré-digestão nítrico-perclórica, (b) amostras em processo de digestão, (c) amostras digeridas, (d) filtragem, (e) amostras filtradas para uso na análise de P, K, macronutrientes secundários e micronutrientes (f) preparação das amostras para leitura em espectrofotômetro.

Fonte: A autora (2023)

#### 4.5.5 Relação C/N

A relação C/N foi calculada a partir da razão entre o COT e NTK.

#### 4.5.6 Composição do biogás

A composição do biogás ( $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ ) foi determinada por cromatógrafo de gás (modelo CG-2010, Shimadzu®, Kyoto, Japão), equipado com um detector de condutividade térmica (GC/TCD), utilizando argônio como gás de arraste em coluna Carboxen® 1010 Plot (30 m, 0,53 mm). As temperaturas do injetor e do detector foram mantidas a 220 e 230 °C,

respectivamente. A coluna foi aquecida a uma taxa de  $46\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$  até um intervalo de 130 a  $135\text{ }^{\circ}\text{C}$  (Penteado et al., 2013). A calibração do cromatógrafo foi realizada com gás padrão de biogás contendo  $2 \pm 0,02\%$  de oxigênio,  $8 \pm 0,1\%$  de nitrogênio,  $55 \pm 1,0\%$  de metano e  $35 \pm 0,7\%$  de dióxido de carbono e gás padrão de hidrogênio.

#### 4.5.7 Análises microbiológicas

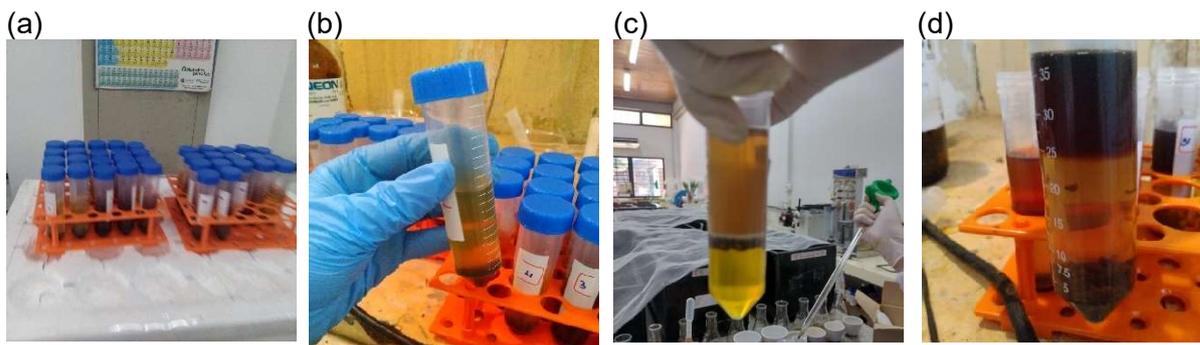
As análises microbiológicas para identificação de possíveis patógenos remanescentes ao efluente gerado na DA foram realizadas em laboratório especializado.

A caracterização visou à constatação de *Clostridium P.* (NF EN ISO 7937:2004), *Salmonella* (NF EN ISO 6579 -1:2017/AMD1:2020), Coliformes totais (APHA, 2015) e temotolerantes (MAPA, 2009), *Escherichia Coli* (AOAC, 2019) e Enterobactérias (NF ISO 21528-2:2017).

As análises microbiológicas foram realizadas antes do processo de DA, com as coletas de amostras de ARS, carcaça crua e carcaça desidratada, separadamente. Ao final do processo de DA, realizaram-se as análises nos biofertilizantes da ARS, carcaça crua, carcaça desidratada e sobrecarga.

#### 4.5.8 Composição de lipídios

As análises de lipídios foram realizadas seguindo a metodologia proposta por Bligh & Dyer (1959). O método consiste em uma extração líquido-líquido utilizando uma mistura de clorofórmio, metanol e água. A amostra contendo os lipídios foi homogeneizada com a mistura de solventes, formando uma fase orgânica (clorofórmio) que contém os lipídios e uma fase aquosa (metanol e água) que contém outros componentes. A fase orgânica foi separada e evaporada para remover os solventes, deixando os lipídios concentrados. Em seguida, os lipídios foram purificados e puderam ser utilizados para análises posteriores. O processo de preparação é demonstrado na Figura 19.



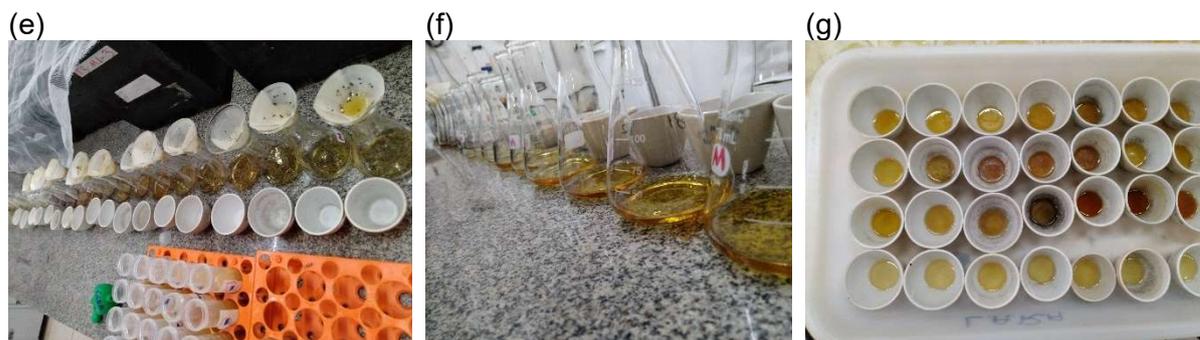


Figura 19 (a) amostras preparadas, (b) amostras com mistura de clorofórmio, metanol e água antes da agitação, (c e d) separação de fases, (e) processo de filtragem, (f) fase orgânica separada, (g) preparação para evaporação da fase orgânica e concentração dos lipídios.

Fonte: A autora (2023)

#### 4.5.9 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO foi realizada seguindo o método colorimétrico para análise de Demanda Química de Oxigênio (DQO), descrito no livro "*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*" (APHA, 2005), que é baseado no princípio de que a DQO pode ser determinada pela quantificação da redução do dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ ) em meio ácido.

A amostra foi tratada com uma solução de dicromato de potássio em presença de ácido sulfúrico diluído. A matéria orgânica presente na amostra reage com o dicromato de potássio, que resultou em sua redução para cromato ( $Cr^{3+}$ ). Essa redução é proporcional à quantidade de matéria orgânica presente na amostra, e pode ser quantificada pela medida da absorbância em um espectrofotômetro.

Uma vez que a matéria orgânica na amostra foi oxidada pelo dicromato de potássio, ocorreu mudança na cor da solução. A absorbância da solução foi medida em espectrofotômetro com comprimento de onda de 600 nm. A absorbância foi comparada com uma curva padrão construída utilizando soluções de DQO conhecidas. A partir dessa curva, foi possível determinar a concentração de DQO na amostra. A Figura 20 demonstra parte do processo da análise de DQO.

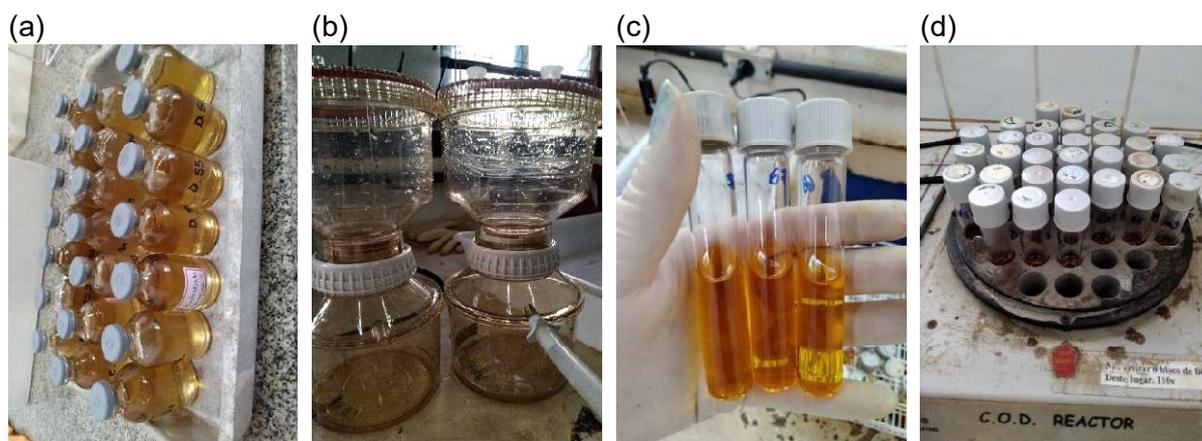


Figura 20 Processo de análise de DQO (a) amostras brutas, (b) filtragem, (c) amostras em solução de dicromato de potássio em presença de ácido sulfúrico diluído, (d) amostras no bloco digestor.

Fonte: A autora (2023)

#### 4.5.10 Índice de germinação

O índice de germinação foi realizado com o biofertilizante proveniente do ensaio semicontínuo, segundo recomendações propostas por Zuconni *et al.* (1981), com algumas adaptações:

##### 1. Preparação das placas de Petri:

- Placas de Petri de 9,5 mm de diâmetro foram reservadas (cinco placas para cada semana, com cinco semanas de tratamento, sendo 25 placas para cada tratamento).
- Cada conjunto de placa de Petri + papel filtro foi embrulhado em papel madeira para esterilização em autoclave.
- Cerca de 50 mL dos biofertilizantes foram centrifugados a 3.500 rpm por 30 minutos.
- O sobrenadante foi filtrado em membrana de fibra de vidro com porosidade de 0,45 $\mu$ m para obter um extrato concentrado.
- O extrato obtido foi diluído com água destilada em concentrações de 10%, 5% e 1%. Entretanto, apenas a diluição de 1% foi considerada.

##### 2. Montagem do ensaio:

- O papel filtro em cada placa foi umedecido com 3 mL do extrato diluído.
- Foram adicionadas dez sementes de agrião de forma uniforme em cada placa.

##### 3. Controle:

- Foi realizado um ensaio de controle em quintuplicata utilizando apenas água destilada.

##### 4. Incubação:

- Cada conjunto de placa de Petri foi embrulhado em plástico filme para evitar a desidratação.

- As placas foram colocadas em uma câmara de germinação (BOD) a 23 °C, sem fotoperíodo, por 48 horas.

#### 5. Avaliação:

- Ao final do teste, foi avaliado o número estimado de sementes germinadas e foi feita a medição do comprimento da radícula.

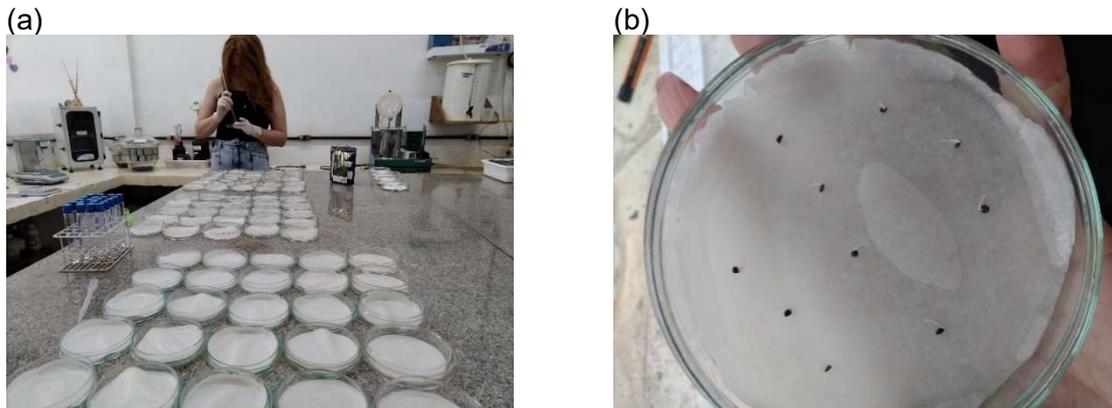


Figura 21 Índice de germinação (a) preparação, (b) resultado do IG

Fonte: A autora (2023)

- A Equação 4 foi utilizada para realizar a análise dos dados.

$$IG = \left( \frac{Gt}{Gc} * 100 \right) * \left( \frac{Lt}{Lc} \right) \quad \text{Eq. (4)}$$

IG - índice de germinação (%);

Gt - número de sementes germinadas no tratamento (adimensional);

Gc- média de sementes germinadas no controle (adimensional);

Lt- Comprimento médio das raízes germinadas no tratamento (cm);

Lc- Comprimento médio das médias das raízes germinadas no controle (cm).

A interpretação dos resultados foi realizada com base em Belo (2011), o qual apresentou a classificação dividida em faixas, conforme a Tabela 9.

Tabela 9 Classe toxicológica do índice de germinação

% Germinação	Classe Toxicológica
Menor que 30%	Muito Fitotóxico
Entre 30 e 60%	Fitotóxico
Entre 60 e 80%	Moderadamente fitotóxico
Entre 80 e 100%	Não fitotóxico
Acima de 100%	Fitoestimulante

Fonte: Belo (2011)

#### 4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os experimentos de PBM (item 4.3) e de alimentação semicontínua (item 4.4) foram conduzidos de acordo com delineamento experimental inteiramente casualizado. Realizou-se o teste de Tukey, com nível de significância de 5%.

Além disso, o estudo empregou uma análise de variância (Anova) para avaliar as diferenças entre os tratamentos nos experimentos de PBM e de alimentação semicontínua.

No experimento de PBM, o arranjo estatístico contou com sete tratamentos e três repetições, totalizando 21 unidades experimentais. No experimento com reatores semicontínuos, o arranjo estatístico contou com 4 tratamentos e 30 repetições (para a variável resposta produção específica de biogás/metano) e cinco repetições para a variável resposta qualidade do biofertilizante, totalizando 120 e 20 unidades experimentais, respectivamente.

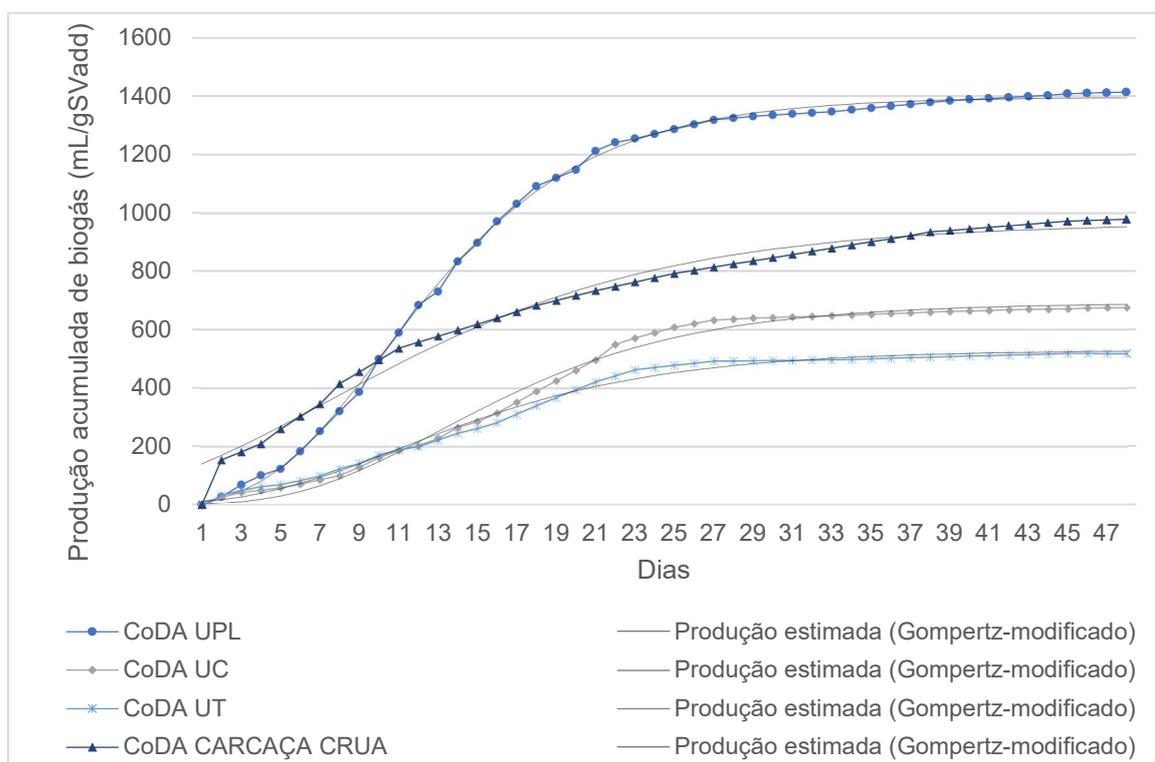
A análise multivariada, especificamente a Análise de Componentes Principais (ACP), foi empregada para investigar as relações entre os macro e micronutrientes no experimento ensaio semicontínuo. A ACP permitiu a exploração de interações complexas e correlações entre esses nutrientes, fornecendo *insights* sobre como eles influenciam mutuamente o processo de produção de biogás ou metano.

A modelagem de Gompertz foi aplicada no ensaio de PBM para descrever o comportamento da produção de biogás e metano ao longo do tempo. O modelo de Gompertz é uma função matemática que descreve o crescimento exponencial de microrganismos, e foi utilizado para compreender o comportamento dos reatores ao longo do ensaio, permitindo a análise da taxa de produção e a capacidade máxima de produção de biogás ou metano.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 ENSAIO DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO (PBM)

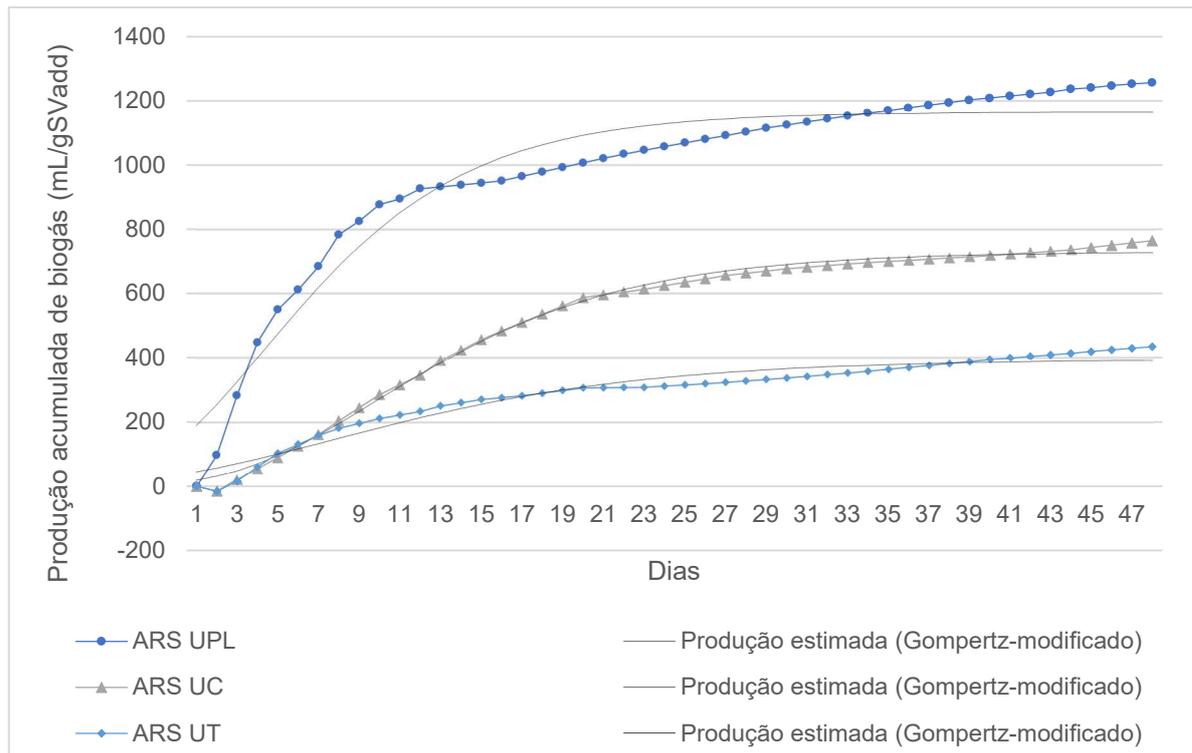
As Figuras 22 e 23 trazem os resultados de produção acumulada de biogás das ARS e das mesmas em CoDA com as respectivas carcaças desidratadas ou crua de cada segmento da suinocultura.



CoDA UPL: Codigestão de água residuária de UPL + carcaça desidratada UPL; CoDA UC: Codigestão de água residuária de UC + carcaça desidratada UC; CoDA UT: Codigestão de água residuária de UT + carcaça desidratada UT; CoDA CARCAÇA CRUA: Codigestão de água residuária de UPL + carcaça crua UPL

Figura 22 Gompertz da produção acumulada de biogás das CoDAs

Fonte: A autora (2023)



ARS UPL: Monodigestão de água residuária de UPL;ARS UC: Monodigestão de água residuária de UC; ARS UT: Monodigestão de água residuária de UT

Figura 23 Gompertz da produção acumulada de biogás das CoDAs

Fonte: A autora (2023)

Na análise da produção acumulada de biogás em diferentes tratamentos, utilizou-se a modelagem matemática Gompertz modificada, proposta por Zwietering *et al.* (1990). O melhor comportamento para o gráfico estimado é ficar o mais próximo possível dos resultados reais. Quanto mais próximo o gráfico estimado estiver dos dados observados, maiores serão a precisão e a confiabilidade do modelo (Zwietering *et al.*, 1990). Todos os resultados se aproximaram do estimado, com pequenos desvios da produção estimada, validando o modelo.

Para todos os tratamentos, o tempo de latência até atingir a produção máxima foi superior a 21 dias. O período de latência prolongado ocorre devido à complexidade dos resíduos compostos por proteínas, lipídios e carboidratos. Esses compostos exigem tempo adicional para serem quebrados em substratos mais simples, utilizáveis pelas bactérias anaeróbias. A composição nutricional e as características físicas dos resíduos também influenciam o período de latência (Zhang & Ji, 2015; Tápparo *et al.*, 2021). No que diz respeito à produção acumulada de biogás, tanto a ARS UPL quanto a carga UPL mostraram um desempenho superior em relação aos outros resíduos (UC e UT).

A Tabela 10 traz a produção específica de biogás e metano dos tratamentos do ensaio de PBM.

Tabela 10 Produção específica de biogás e metano do ensaio de PBM

Tratamentos	Produção específica biogás (mL/gSTadd)	Produção específica biogás (mL/gSVadd)	Produção específica metano (mL/gSTadd)	Produção específica metano (mL/gSVadd)
CoDA UPL	1084,9 <sup>A</sup>	1414,1 <sup>A</sup>	795,4 <sup>A</sup>	1036,7 <sup>A</sup>
CoDA UC	491,2 <sup>B<sup>C</sup></sup>	675,2 <sup>C</sup>	341,8 <sup>BC</sup>	469,9 <sup>C</sup>
CoDA UT	367,7 <sup>C</sup>	518,1 <sup>C</sup>	263,4 <sup>BC</sup>	371,2 <sup>C</sup>
CoDA carcaça crua	667,1 <sup>BC</sup>	984,0 <sup>ABC</sup>	354,7 <sup>BC</sup>	523,2 <sup>BC</sup>
ARS UPL	727,1 <sup>BC</sup>	1256,9 <sup>AB</sup>	542,7 <sup>AB</sup>	938,2 <sup>AB</sup>
ARS crechário	576,8 <sup>BC</sup>	859,7 <sup>BC</sup>	415,7 <sup>BC</sup>	619,6 <sup>BC</sup>
ARS terminação	348,3 <sup>C</sup>	509,6 <sup>C</sup>	245,5 <sup>C</sup>	359,2 <sup>C</sup>
CV	20,6	22,0	24,5	25,8

C.V.: coeficiente de variação; letras iguais = médias estatisticamente iguais a 95% de significância.

Fonte: A autora (2023)

A CoDA entre a ARS e a carcaça desidratada da UPL demonstrou ter maior produção específica de metano em comparação com os resíduos provenientes de UC e UT. Isso foi observado tanto em termos de mL/gSTadd quanto em mL/gSVadd. Quanto à produção específica de biogás em mL/gSVadd, os resíduos da UPL, como ARS UPL, CoDA UPL desidratada e CoDA carcaça crua UPL, apresentaram os maiores valores. Já para a produção específica de biogás em mL/gSTadd, a CoDA UPL obteve os melhores resultados. Existem várias razões possíveis para essa maior produção de biogás pelos resíduos provenientes da UPL em comparação com UC e UT.

Os resultados sugerem que os parâmetros iniciais dos tratamentos tiveram influência na produção de metano pelos resíduos de UPL. Verificou-se que o pH inicial teve um efeito significativo na produção de metano durante a DA, e, em todos os casos, o pH inicial dos tratamentos com resíduos de UPL foi ligeiramente maior em comparação aos tratamentos com resíduos de UC e UT.

A condutividade elétrica (CE) está relacionada ao teor de sais presentes na mistura líquida dos materiais. Valores elevados de CE podem resultar na redução do pH e promover um ambiente ácido (Silva *et al.*, 2012; Abreu *et al.*, 2015). No caso dos resíduos de UC e UT, que apresentaram uma CE mais elevada e um pH mais baixo, isso contribuiu para uma menor produção de biogás e metano.

O sistema digestivo dos leitões em fase inicial de desenvolvimento é imaturo e o resultado são fezes com alta proporção de matéria orgânica facilmente degradável, incluindo restos não digeridos de alimentos e fezes líquidas. Essa característica fornece um substrato mais eficiente para DA, com maior proporção de matéria facilmente fermentável nas fezes de leitões em fase inicial em comparação com UT. Nesta fase, a dieta e o sistema digestivo dos animais estão mais desenvolvidos e contêm menos materiais fermentáveis (Lima *et al.*, 2014; Souza *et al.*, 2021). Pela análise inicial das águas residuárias, percebe-se a maior

concentração de nutrientes (K, Na, Ca, Cu, Fe, Mn), comprovando a imaturidade do sistema digestivo dos leitões.

## 5.2 ENSAIO SEMICONTÍNUO

### 5.2.1 Produção de biogás

A Tabela 11 apresenta os resultados quanto à produção de biogás e metano no ensaio semicontínuo.

Tabela 11 Produção de biogás e metano do ensaio semicontínuo

Tratamentos	Biogás (L/kgSTadd)	Biogás (L/kgSVadd)	Prod.Metano (L/kgSTadd)	Prod.Metano (L/kgSVadd)
CoDA ARS + carcaça crua (CC)	629 <sup>C</sup>	969 <sup>B</sup>	472 <sup>C</sup>	727 <sup>C</sup>
CoDAARS + carcaça desidratada (CD)	980 <sup>A</sup>	1182 <sup>A</sup>	713 <sup>A</sup>	860 <sup>A</sup>
MonoDAARS UPL (ARS)	577 <sup>D</sup>	839 <sup>C</sup>	437 <sup>D</sup>	635 <sup>D</sup>
CoDAARS + Sobrecarga carcaça crua (SCC)	922 <sup>B</sup>	1156 <sup>A</sup>	653 <sup>B</sup>	819 <sup>B</sup>
CV%	8,57	8,41	8,57	8,43

Fonte: A autora (2023)

C.V.: coeficiente de variação; letras iguais = médias estatisticamente iguais a 95% de significância.

A CoDA da ARS com carcaça desidratada (CD) apresentou desempenho notável na produção de biogás e metano, a qual foi estatisticamente equivalente à CoDA da ARS com sobrecarga de carcaça crua (SCC) em termos de produção de biogás (L/kgSVadd). A expectativa era a de que SCC se igualasse à CD, já que os pesos *in natura* do material dos dois tratamentos estavam sendo equiparados. Esses resultados sugerem que a desidratação da carcaça pode ser uma abordagem viável e eficiente para melhorar o rendimento do biogás na DA, tornando-se uma opção atrativa para a gestão de resíduos orgânicos. Além disso, a desidratação inativa patógenos acrescentou valor à abordagem (Nicoloso *et al.*, 2017).

A desidratação da carcaça aumenta a concentração de matéria orgânica por peso e favorece a produção de biogás na DA. Além disso, a redução de substâncias inibidoras com a desidratação permite que os microrganismos trabalhem de maneira mais eficiente, resultando em maior produção de biogás em comparação com a carcaça crua (Nicoloso *et al.*, 2017; Soares *et al.*, 2017; Tápparo *et al.*, 2021).

O tratamento que utilizou carcaça desidratada como componente inicial apresentou a maior proporção de SV, um pH um pouco acima da neutralidade (7,5) e a CE em comparação com os demais tratamentos. Esses fatores desempenharam um papel fundamental no aumento da produção de biogás e metano.

A alta concentração de SV na carcaça desidratada proporcionou maior disponibilidade de matéria orgânica para a fermentação anaeróbia, assim, o processo tornou-se mais eficiente na produção de biogás. Esses sólidos são facilmente degradados pelos microrganismos presentes no biodigestor, resultando na maior produção de gases, incluindo o metano.

O pH alcalino, em torno de 7,5, é favorável à atividade dos microrganismos metanogênicos, os quais são responsáveis pela produção do metano durante a DA. Esse pH proporciona um ambiente adequado para o crescimento e a atividade desses microrganismos, para que, assim, ocorra um aumento na taxa de produção de metano (Gunes *et al.*, 2019; Soares *et al.*, 2017).

A menor CE na CoDA ARS + carcaça desidratada favoreceu o crescimento dos microrganismos metanogênicos, pois indicou uma menor quantidade de íons e compostos dissolvidos que poderiam inibir seu desenvolvimento. A ausência de substâncias inibitórias permitiu que esses microrganismos alcançassem um desempenho ideal, o que contribuiu para uma maior produção de biogás e metano (Silva *et al.*, 2012; Abreu *et al.*, 2015).

Em suma, a combinação de maior proporção de SV, pH alcalino e menor CE no tratamento com carcaça desidratada proporcionou condições ideais para a atividade microbiana e, conseqüentemente, aumentou significativamente a produção de biogás e metano no processo de DA.

### 5.2.2 pH, condutividade elétrica, alcalinidade e acidez

Os resultados referentes ao pH, à CE, alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI), relação AI/AP, alcalinidade total (AT), acidez volátil (AV) e à relação AV/AT estão apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 Resultados de pH, CE, AI, AP, AI/AP, AT, AV e AV/AT

Tratamentos	pH	CE (mS/cm)	AP (mg/L)	AI (mg/L)	AI/AP	AT (mg/L)	AV (mg/L)	AV/AT
MonoDA ARS UPL	8,39 <sup>B</sup>	4,78 <sup>C</sup>	2077,33 <sup>C</sup>	605,33 <sup>C</sup>	0,29 <sup>B</sup>	2682,66 <sup>C</sup>	351,04 <sup>C</sup>	0,132 <sup>AB</sup>
CoDA ARS + carcaça crua	8,35 <sup>B</sup>	5,47 <sup>B</sup>	2770,66 <sup>C</sup>	910,66 <sup>B</sup>	0,32 <sup>AB</sup>	3681,33 <sup>B</sup>	423,84 <sup>BC</sup>	0,115 <sup>B</sup>
CoDA ARS + carcaça desidratada	8,52 <sup>A</sup>	5,17 <sup>BC</sup>	2386,66 <sup>BC</sup>	808,00 <sup>B</sup>	0,33 <sup>A</sup>	3194,66 <sup>BC</sup>	489,6 <sup>B</sup>	0,156 <sup>A</sup>
CoDA ARS + Sobrecarga carcaça crua	8,51 <sup>A</sup>	8,59 <sup>A</sup>	4894,66 <sup>A</sup>	1183,33 <sup>A</sup>	0,24 <sup>C</sup>	6078,00 <sup>A</sup>	686,72 <sup>A</sup>	0,112 <sup>B</sup>
CV (%)	1,35	9	15,2	22,41	14,64	15,59	23,57	25,39

Fonte: A autora (2023)

C.V.: coeficiente de variação; letras iguais = médias estatisticamente iguais a 95% de significância.

Os resultados dos biofertilizantes demonstraram valores de pH acima de 8, o qual está próximo da faixa favorável de pH para o desenvolvimento de bactérias metanogênicas na DA

(6,0 a 8,0, com valor ótimo em torno de 7,0) (Belli Filho, 1995; Ogejo & Li, 2010; Gunes *et al.*, 2019; Soares *et al.*, 2017; Rajaonison *et al.*, 2020). A estabilidade observada ao longo do experimento sugere que os microrganismos se adaptaram bem ao substrato, favorecendo a produção de metano.

Os tratamentos apresentaram valores de pH superiores no efluente em relação ao processo inicial. Estes resultados estão em consonância com os de outros estudos que também mostraram aumento de pH após a DA. O aumento de pH é resultado da degradação de compostos orgânicos durante a DA, a qual promove a geração de hidroxilas e contribui para a estabilização do sistema (Quadros *et al.*, 2010; Yang *et al.*, 2015; Zhai *et al.*, 2015; Andrade, 2019).

Quanto à relação AI/AP, observou-se que o biofertilizante da CoDA ARS + carcaça desidratada apresentou valores estatisticamente maiores, na faixa entre 0,3 e 0,4, que representa a maior taxa de produtividade de CH<sub>4</sub> (Kunz *et al.*, 2019b). Tanto o biofertilizante da CoDA ARS + carcaça desidratada quanto o da CoDA ARS + carcaça crua encontraram-se dentro da faixa de 0,3 a 0,4, indicando estabilidade no processo anaeróbio. É possível que ambos os biofertilizantes possuam uma relação AI/AP ideal para favorecer a produção de metano durante a DA. Valores de AI/AP inferiores a 0,3 indicam instabilidade do processo e sugerem que os reatores da MonoDA ARS e CoDA ARS + carcaça crua sobrecarga trabalharam em subcarga (Ripley *et al.*, 1986; Rajagopal *et al.*, 2014; Kunz *et al.*, 2019b).

A AV refere-se à concentração de ácidos presentes em um sistema anaeróbio, enquanto a AT representa a capacidade do sistema para neutralizar esses ácidos. Quando a relação AV/AT ultrapassa o valor crítico de 0,5, é um indicativo de desestabilização do processo, e pode resultar em uma série de problemas operacionais e redução da eficiência do reator (Silva, 1977). Todos os tratamentos apresentaram uma relação AV/AT inferior a 0,5, indicando estabilidade do processo. Mesmo que o tratamento da CoDA ARS + carcaça desidratada tenha sido estatisticamente superior aos outros tratamentos, o dado registrado por esse tratamento ficou inferior a 0,5.

A CE do tratamento com CoDA ARS + sobrecarga de carcaça crua foi a maior resposta obtida neste trabalho, e pode ser considerada como um ponto negativo. O aumento na CE pode estar relacionado ao acúmulo de sais presentes na carcaça crua, pois indica uma maior quantidade de íons e compostos dissolvidos, que podem inibir o crescimento e a atividade dos microrganismos benéficos da DA (Silva *et al.*, 2012; Abreu *et al.*, 2015).

### 5.2.3 Série de sólidos

A Tabela 13 traz os resultados quanto às análises da série de sólidos (Sólidos totais – ST e sólidos voláteis – SV) dos biofertilizantes provenientes do ensaio semicontínuo de DA.

Tabela 13 Eficiência de remoção de sólidos

Tratamentos	ST (%)	SV(%)	
MonoDA ARS UPL (ARS)	Afluente	0,80	66,9
	Efluente	0,24	32,3
	Eficiência De Remoção (%)	70,0	51,7
CoDA ARS + carcaça crua (CC)	Afluente	0,90	64,8
	Efluente	0,26	40,9
	Eficiência De Remoção (%)	71,1	36,9
CoDA ARS + carcaça desidratada (CD)	Afluente	1,10	83,0
	Efluente	0,33	51,5
	Eficiência De Remoção (%)	70,0	37,9
CoDA ARS + Sobrecarga carcaça crua (SCC)	Afluente	1,30	79,8
	Efluente	0,36	56,3
	Eficiência De Remoção (%)	72,3	29,5

Fonte: A autora (2023)

A análise dos biofertilizantes revelou uma variação nas concentrações de ST, variando de 0,24% a 0,36%. Os biofertilizantes da MonoDA ARS UPL e CoDA ARS + carcaça crua apresentaram as menores concentrações de ST, enquanto os biofertilizantes da CoDA ARS + carcaça desidratada e CoDA ARS + Sobrecarga carcaça crua exibiram os maiores teores de ST.

A CoDA ARS + sobrecarga carcaça crua foi realizada após o tratamento com 1% de carcaça crua (CoDA ARS + carcaça crua). Durante esse ensaio, notou-se um acúmulo de carcaça no biodigestor que não estava sendo degradada, que resultou em pedaços de carcaça ainda intactos no biofertilizante. Esse acúmulo pode ter contribuído para a maior concentração de ST no biofertilizante da CoDA ARS + sobrecarga carcaça crua.

Devido à maior quantidade de ST no biofertilizante da CoDA ARS + sobrecarga carcaça crua, também foi observada uma maior porcentagem de SV que chegou a 56,26%. Essa porcentagem elevada indica a presença de uma grande fração de material orgânico a ser degradado e transformado em biofertilizante/biogás. O mesmo se aplica ao biofertilizante da CoDA ARS +carcaça desidratada, que também demonstrou um potencial significativo para a produção de biogás, evidenciado pela grande quantidade de matéria orgânica a ser degradada. Por outro lado, o biofertilizante da MonoDA ARS apresentou o maior valor de SF devido à presença de substâncias inorgânicas ou compostos insolúveis que não são

transformados em biogás. Em contraste, o biofertilizante da CoDA ARS + carcaça desidratada, que apresentou a maior produção de biogás, exibiu a menor concentração de SF, ou seja, indicou uma maior quantidade de matéria orgânica disponível para ser transformada em biogás.

Em todos os tratamentos, foi notada uma diminuição nos níveis de ST e SV. Essa redução nos ST está intimamente ligada à decomposição da fração orgânica, representada pelo consumo de SV durante o processo de DA. Em um estudo com CoDA com carcaças suínas e vinhaça, Dai *et al.* (2015) também encontraram eficiência na redução de SV, com aproximadamente 55% de redução.

Ao examinarmos o processo de DA, ficou evidente que os SV, isto é, a fração orgânica presente na biomassa, assumem o papel de constituintes principais do meio, que servirão como substrato para os microrganismos converterem em biogás (Orrico Júnior *et al.*, 2011). Conseqüentemente, os teores de SV presentes no afluente do biodigestor e a eficiência na redução desses componentes durante o processo de DA, juntamente com a subsequente conversão em subprodutos, estão diretamente associados ao desempenho do sistema de DA no tratamento de efluentes (resultando na produção de biofertilizantes) e na geração de biogás. Essa observação indica que, em todos os tratamentos, o processo de DA demonstrou eficiência.

#### 5.2.4 Macro e micronutrientes

Uma análise multivariada de componentes principais foi conduzida com o propósito de reduzir a dimensão original dos dados e facilitar a compreensão das análises efetuadas. Para essa análise, foram empregadas as variáveis N (g/kg), N Amoniacal (mL/L), P, K, Na e Ca (g/kg), bem como Cu, Fe, Mn, Mg e Zn (mg/kg).

Com apenas duas componentes principais, foi possível explicar 72,70% dos dados. Conforme apontado por Ferreira (2008), em diversos cenários nos quais a abordagem dos componentes principais é empregada, quando pelo menos 70% da variância é capturada pelos primeiros componentes principais, tornou-se possível substituir as variáveis originais sem incorrer em uma perda considerável de informações. A Figura 24 apresenta o gráfico *Biplot* para os dois componentes principais.

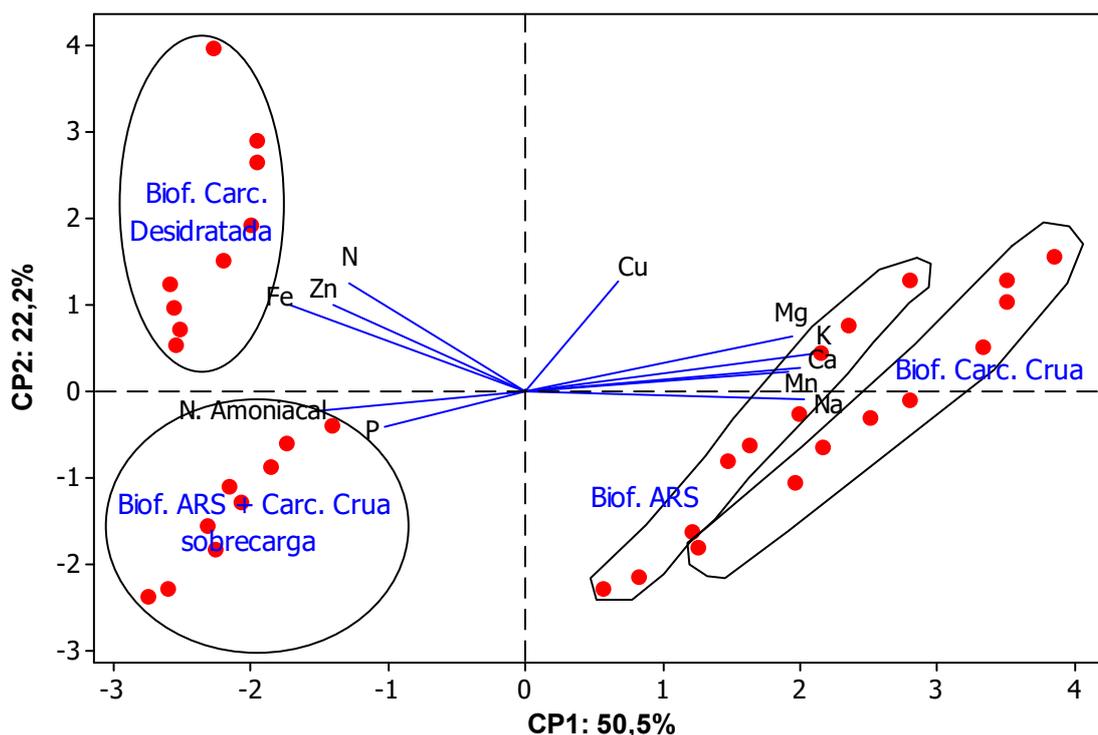


Figura 24 Gráfico *Biplot* de análise de componentes principais das variáveis examinadas na DA

A análise multivariada proporcionou uma visão abrangente do comportamento das variáveis e dos tratamentos em um plano, bem como das associações mais fortes ou mais fracas entre eles. Foi observado que os tratamentos "biofertilizante com carcaça desidratada" e "biofertilizante da sobrecarga", localizados nos quadrantes esquerdos do gráfico, apresentaram uma proximidade maior com as variáveis N, N amoniacal, P, Fe e Zn. Por outro lado, os biofertilizantes "ARS" e "carcaça crua" exibiram maior proximidade com as variáveis Cu, Mg, K, Ca, Mn e Na.

A análise evidencia que N, Zn e Fe possuem uma correlação significativa entre eles, bem como N amoniacal e P se correlacionam. Também fica evidenciada a correlação entre K, Cu, Mg, Ca, Mn e Na. O mesmo comprova-se pela Tabela 14 abaixo.

Tabela 14 Macro e micronutrientes dos biofertilizantes no ensaio semicontínuo

Biofertilizantes	MonoDA ARS UPL (ARS)	CoDA ARS + carcaça crua (CC)	CoDA ARS + carcaça desidratada (CD)	CoDA ARS + Sobrecarga carcaça crua (SCC)	CV (%)
N (g/kg)	3,04 <sup>BC</sup>	273,0 <sup>C</sup>	4,80 <sup>A</sup>	3,12 <sup>B</sup>	11,9
N amon (mg/L)	116,0 <sup>B</sup>	149,6 <sup>B</sup>	185,4 <sup>B</sup>	335,3 <sup>A</sup>	36,7
P (g/kg)	25,6 <sup>B</sup>	20,6 <sup>C</sup>	23,1 <sup>BC</sup>	37,2 <sup>A</sup>	11,9
K (g/kg)	1213,5 <sup>A</sup>	1014,6 <sup>A</sup>	745,6 <sup>B</sup>	701,9 <sup>B</sup>	24,6
Na (g/kg)	456,8 <sup>A</sup>	472,5 <sup>A</sup>	351,0 <sup>B</sup>	417,7 <sup>AB</sup>	19,4

Ca (g/kg)	552,9 <sup>A</sup>	465,2 <sup>B</sup>	385,5 <sup>B</sup>	410,6 <sup>B</sup>	18,8
Cu (mg/kg)	903,3 <sup>AB</sup>	1331,9 <sup>A</sup>	1336,5 <sup>A</sup>	731,2 <sup>B</sup>	53,6
Fe (mg/kg)	3852,6 <sup>C</sup>	3293,9 <sup>C</sup>	7019,8 <sup>A</sup>	5198,9 <sup>B</sup>	16,0
Mn (mg/kg)	1461,1 <sup>A</sup>	842,21 <sup>B</sup>	733,5 <sup>B</sup>	745,6 <sup>B</sup>	17,7
Mg (mg/kg)	81620,0 <sup>A</sup>	80524,0 <sup>A</sup>	61701,4 <sup>A</sup>	59579,5 <sup>A</sup>	32,6
Zn(mg/kg)	4542,4 <sup>B</sup>	3595,7 <sup>B</sup>	9189,5 <sup>A</sup>	6602,3 <sup>AB</sup>	56,9

Fonte: A autora (2023)

C.V.: coeficiente de variação; letras iguais = médias estatisticamente iguais a 95% de significância

O biofertilizante proveniente da CoDA ARS + carcaça desidratada proporcionou maiores teores de N e, no caso da CoDA ARS + sobrecarga carcaça crua, maiores teores de P. Apesar da eficácia da DA na remoção de matéria orgânica em resíduos suínos, quantidades significativas de N e P permanecem devido à absorção mínima pelos microrganismos durante a degradação (Ma *et al.*, 2018). As concentrações elevadas de N e K no biofertilizante de origem suína resultam da dieta dos suínos e da difícil acessibilidade dos microrganismos aos compostos, por isso demandam tratamento adicional (Cheng *et al.*, 2018).

O N no biofertilizante é predominantemente amoniacal, solúvel em água e ocorre como amônia (NH<sub>3</sub>) ou íon amônio (NH<sup>4+</sup>) nos efluentes. O biofertilizante proveniente da CoDA ARS + sobrecarga carcaça crua exibiu os maiores teores de N amoniacal, o qual, em concentrações elevadas, pode inibir bactérias metanogênicas e tornar-se tóxico (Béline *et al.*, 2017; Clauwaert *et al.*, 2017).

A grande maioria (Cu, Mg, Ca, Mn e Na) dos micro e macronutrientes secundários apresentou-se em maiores concentrações no biofertilizante proveniente da CoDA ARS + carcaça crua, enquanto o Zn e o Fe tiveram maiores concentrações no biofertilizante proveniente da CoDA ARS + carcaça desidratada.

No caso da CoDA ARS + carcaça crua, os resíduos mantêm uma maior quantidade de K, Ca, Mg, Fe e Mn devido à própria composição dos tecidos animais e à alimentação dos suínos. Além disso, durante a DA, alguns nutrientes podem ser liberados e concentrados no biofertilizante, por conseguinte, contribuem para as maiores concentrações observadas. Por outro lado, o processo de desidratação da carcaça pode resultar em uma redução das concentrações de certos elementos, já que parte da água presente nos resíduos é removida. Isso pode levar a um aumento relativo na concentração dos outros componentes, como N e P, nos resíduos desidratados (Bes, 2018; Cheng *et al.*, 2018).

### 5.2.5 Relação C/N

Os valores de nitrogênio, carbono orgânico total e a relação C:N inicial e final dos biofertilizantes produzidos podem ser observados na Tabela 15.

Tabela 15. Relação C/N biofertilizantes do ensaio semicontínuo

Tratamentos	N (g/kg)	COT (g/kg)	Relação C/N inicial	Relação C/N final
MonoDA ARS UPL	3,04 <sup>BC</sup>	17,38 <sup>D</sup>	9,8	5,7
CoDA ARS UPL + carcaça crua	2,73 <sup>C</sup>	22,70 <sup>C</sup>	6	8,3
CoDA ARS UPL + carcaça desidratada	4,79 <sup>A</sup>	28,62 <sup>B</sup>	7,3	6,0
CoDA ARS UPL + sobrecarga carcaça crua	3,12 <sup>B</sup>	31,25 <sup>A</sup>	7	10,0
CV (%)	11,89	9,71	-	-

Fonte: A autora (2023)

C.V.: coeficiente de variação; letras iguais = médias estatisticamente iguais a 95% de significância

Na relação C/N, o carbono desempenha o papel de fonte de energia para o metabolismo e crescimento dos microrganismos, enquanto o N é essencial para a síntese celular, conforme mencionado por Oliveira *et al.* (2022). Nos quatro tratamentos analisados, a relação C/N inicial já se encontrava abaixo do considerado ideal, com valores que variaram entre 6 e 9,8, o que aumenta o risco de inibição por amônia. A presença de elevados níveis de amônia podem ser tóxicos para os microrganismos metanogênicos, além de resultar em uma disponibilidade insuficiente de fontes de carbono, conforme destacado por Tápparo *et al.* (2018) e Li *et al.* (2019).

Nos biofertilizantes provenientes CoDA ARS + carcaça desidratada, foi observada uma redução na relação C/N, resultante da diminuição tanto do teor de carbono quanto de nitrogênio. Em contrapartida, ocorreu um aumento na relação C/N nos tratamentos que envolviam carcaça crua. Essa elevação da relação C/N nos tratamentos com carcaça crua pode ser atribuída à degradação preferencial dos compostos orgânicos ricos em N pelos microrganismos participantes do processo. Esse cenário pode impactar negativamente o processo de DA, tornando-o mais lento e reduzindo a produção de biogás.

#### 5.2.6 Análises microbiológicas

A Tabela 18 apresenta os resultados das análises microbiológicas realizadas nos materiais estudados. Notavelmente, as amostras da carcaça desidratada, mesmo antes de serem submetidas ao processo de desidratação (DA), exibiram números consideravelmente menores de microrganismos em comparação com os outros dois materiais analisados. Adicionalmente, tanto nas amostras de ARS quanto nas carcaças desidratadas, não foram detectadas quaisquer presenças de *Salmonella*.

Tabela 16 Análises microbiológica do material antes da DA

Material / Amostra	ARS UPL			Carcaça crua			Carcaça desidratada		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Coliformes term. 45°	17000	15000	14000	3100	3600	1600	<10	<10	<10
Coliformes totais	40000	38000	37000	11000	2100	8200	<10	<10	<10
<i>Escherichia coli</i>	17000	15000	14000	1400	6900	3500	<10	<10	<10
<i>Clostridium p.</i>	-	-	-	<10	<10	<10	<10	<10	<10
<i>Enterobacteriaceas</i>	-	-	-	22000	3600	9500	<10	<10	<10
<i>Salmonella</i>	A	A	A	P	P	P	A	A	A

Fonte: A autora (2023)

Unidades:

Coliformes termotolerantes a 45°, coliformes totais, *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens* e *enterobacteriacea*: UFC/g ou UFC/100mL (UFC: Unidade formadora de colônias). *Salmonella spp.*: 25g. A: ausente; P: presente.

*Salmonella* é um gênero de bactérias patogênicas comuns que representam um risco significativo para a saúde de animais e seres humanos. A contaminação de lotes de suínos pode atuar como um reservatório para a disseminação dessa bactéria ao longo da cadeia alimentar. É importante destacar que a presença de *Salmonella* em lotes de suínos pode acarretar implicações importantes para a indústria de produção de alimentos, tais como surtos de doenças em humanos e perdas econômicas significativas (Gast & Porter, 2020; El-Saadony *et al.*, 2022). Nesse contexto, a ausência de *Salmonella* nas carcaças desidratadas demonstra a efetividade do processo de desidratação em reduzir ou eliminar a presença dessa bactéria patogênica. Tal fato é essencial para garantir a segurança microbiológica dos produtos provenientes da suinocultura e, conseqüentemente, salvaguardar a saúde pública. Desse modo, a indústria de suinocultura pode aprimorar a qualidade de seus produtos e mitigar os riscos potenciais à saúde dos consumidores.

A Tabela 19 demonstra os resultados das análises microbiológicas dos biofertilizantes.

Tabela 17 Análises microbiológicas biofertilizantes do ensaio semicontínuo

Material / Amostra	MonoDA ARS UPL			CoDA ARS UPL + carcaça crua			CoDA ARS UPL + carcaça desidratada			CoDA ARS UPL + sobrecarga carcaça crua		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Coliformes term. 45°	<10	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Coliformes totais	1900	830	5100	24	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
<i>Escherichia coli</i>	3	1	6	12	9	15	<1	<1	<1	<1	1	<1
<i>Clostridium p.</i>	6600	<1	2300	18	2800	<1	<1	1100	1700	5600	<1	<1
<i>Enterobacteriaceas</i>	2000	5500	6100	<1	22	22	<1	<1	<1	<1	<1	<1
<i>Salmonella</i>	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A

Fonte: A autora (2023)

Unidades:

Coliformes termotolerantes a 45°, Coliformes totais, *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens* e *enterobacteriacea*: UFC/g ou UFC/100mL (UFC: Unidade formadora de colônias). *Salmonella spp.*: 25g. A: ausente; P: presente.

O *Clostridium perfringens* aumentou durante a DA devido à sua natureza anaeróbica e à capacidade de produzir toxinas, crescer em altas temperaturas e formar esporos. Essa bactéria é uma causa comum de doenças alimentares bacterianas. Carnes e aves são frequentemente associadas a surtos de infecções alimentares causadas por essa bactéria, principalmente quando ocorre o manuseio inadequado de temperatura (Labbe & Juneja, 2017).

A DA teve um efeito significativo na redução da carga bacteriana em relação aos coliformes (termotolerantes e totais), *E. coli* e enterobactérias demonstrando sua eficácia na eliminação desses microrganismos indesejados nos tratamentos analisados. Além disso, a presença inicial da *Salmonella* na carcaça crua foi eliminada após o processo de DA. Esse resultado indica que a DA foi efetiva em erradicá-la, um resultado de extrema relevância para garantir a segurança microbiológica dos alimentos e produtos de origem animal.

Outros autores também encontraram redução de microrganismos patogênicos na CoDA entre carcaças suínas e dejetos suínos. Bes (2018) e Rampazzo *et al.* (2018) relataram a ausência de *Salmonella spp* e ovos de helmintos após a DA, no caso de Rampazzo *et al.* (2018), houve aumento de *Escherichia coli* e coliformes totais no biofertilizante. Esses resultados reforçam a importância da DA como uma medida eficaz para reduzir a carga bacteriana e controlar patógenos em resíduos e substratos orgânicos. Há também a contribuição para a produção de alimentos mais seguros e com menor risco para a saúde pública. A DA pode ser considerada uma importante ferramenta na gestão de resíduos e no processamento de subprodutos de origem animal, pois ajuda a mitigar os potenciais riscos associados à contaminação microbiológica.

Entretanto, a presença de *Salmonella* na carcaça crua é um indicativo de que a manipulação deste material antes de ser adicionado no biodigestor pode comprometer a saúde dos funcionários. Além disso, requer limpeza diária do triturador para evitar a disseminação dessa bactéria.

### 5.2.7 Índice de germinação

O monitoramento da qualidade do biofertilizante pode ser realizado por meio da análise do IG (Tabela 20). Vale reforçar que estudos já relataram a aplicação daquele na literatura, e há exemplos como os trabalhos de Albuquerque *et al.* (2012) e Da Ros *et al.* (2018). Pesquisadores como Damasceno *et al.* (2019) também investigaram a CoDA de substratos e observaram que os biofertilizantes com maiores proporções de lodo de flotador em relação à batata doce apresentam maior teor de nutrientes e maior valor agrônômico, sem problemas associados à fitotoxicidade.

Tabela 18 Índice de germinação dos biofertilizantes do ensaio semicontínuo

Tratamentos	IG
MonoDA ARS UPL	92,10 <sup>A</sup>
CoDA ARS UPL + carcaça crua	84,53 <sup>A</sup>
CoDA ARS UPL + carcaça desidratada	94,23 <sup>A</sup>
CoDA ARS UPL + sobrecarga carcaça crua	97,73 <sup>A</sup>
CV (%)	19,82

Fonte: A autora (2023)

C.V.: coeficiente de variação; letras iguais = médias estatisticamente iguais a 95% de significância

Adicionalmente, é importante considerar os parâmetros pH e CE, que exercem influência direta sobre a germinação das sementes. Damasceno (2018) verificou uma correlação significativa entre o pH e o IG dos biofertilizantes, ou seja, houve indícios de que a redução do pH nos tratamentos de CoDA resultou na diminuição do IG. Por outro lado, a salinidade representada pela CE também afeta negativamente a germinação das sementes, assim como o crescimento das raízes e parte aérea (Jara-Samaniego *et al.*, 2017; Zhong *et al.*, 2017).

Para a qualidade do biofertilizante, a relação AV/AT dentro dos valores referenciais é um indicador de equilíbrio e estabilidade durante o processo de degradação do substrato. Esse equilíbrio implica ausência de excesso de ácidos orgânicos, a fim de evitar a redução do pH e problemas na germinação das sementes. Os valores da relação AV/AT não afetaram o IG, os quais corroboram com a constatação de Da Ros *et al.* (2018), que não verificaram impacto relevante da capacidade tampão na qualidade final do biofertilizante.

Em virtude dos resultados obtidos, conclui-se que todos os biofertilizantes analisados, conforme a classificação de Belo (2011), se mostraram não fitotóxicos, o que é um aspecto relevante para seu uso em sistemas hidropônicos e outras aplicações agrícolas.

## 6 CONCLUSÕES

A MonoDA ARS e a CoDA ARS + carcaça desidratada UPL possuem o maior potencial bioquímico de metano e biogás.

A CoDA ARS + carcaça desidratada tem melhor desempenho de produção de biogás e metano se comparada com a MonoDA ARS e a CoDA ARS + carcaça crua.

A DA é uma medida eficaz para reduzir carga bacteriana e controlar patógenos presentes nas carcaças cruas, desidratadas e ARS.

A CoDA ARS + carcaça desidratada foi destaque para diversos parâmetros físico-químicos e de estabilidade do processo como pH, relação Al/AP, relação AV/AT, N, Zn e Fe.

A DA de carcaças desidratadas não apenas reduziu a quantidade de água e volume do material, mas otimizou a eficácia da DA e ajudou a inativar patógenos presentes nas carcaças. Além disso, a diminuição de patógenos contribuiu para a produção de um biofertilizante mais seguro, que minimizou riscos à saúde pública e ao meio ambiente.

## 7 REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10004: Resíduos Sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro, 2004.

ABPA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatório anual de 2023**. Associação Brasileira de Proteína Animal, São Paulo, 2023.

ABREU, J. L. de S.; CANDEIA, R. A.; FARIAS, E. T. do R.; GOMES, D. J. Estudo de caso: biodigestão anaeróbia de resíduos suínos com inoculação de meios de cultura. *In: I Congresso Nacional de Engenharia de Petróleo Gás Natural e Biocombustíveis*. Campina Grande-PB. 13 a 15/mai. 2015.

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

ADAPAR – Agência de Defesa Agropecuária do Paraná. **Programa “Vigilância para febre aftosa”**. Disponível em: < <http://www.adapar.pr.gov.br/Pagina/Febre-Aftosa/>>. Acesso em: jun.2023.

AGLER M. T.; WRENN B. A.; ZINDER S. H.; ANGENENT L. T. Waste to bioproduct conversion with undefined mixed cultures: the carboxylate platform. **Trends Biotechnol**. 2011

ALBURQUERQUE, J. A.; FUENTE, C. DE L.; FERRER-COSTA, A.; CARRASCO, L.; CEGARRA, J.; ABAD, M.; BERNAL, M. P. Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues. **Biomass Bioenerg**. v. 40, p.181-189, 2012.

AMARAL, A. C. do; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; SCUSSIATO, L. A.; TÁPPARO, D. C.; GASPARETO, T, C. Influence of solid-liquid separation strategy on biogas yield from a stratified swine production system. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 229-235, 2016.

ANDRADE, M. R. de. **Análise do potencial fitotóxico do biofertilizante proveniente da codigestão anaeróbia de restos alimentares e grama**. 2019. 18 f. Monografia (especialização em tecnologias da cadeia produtiva do biogás) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2019.

ANTHONISEN, C.; LOEHR, R. C.; PRAKASAM, T. B. S.; SRINATH, E. G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 48, n. 5, p.835-852, 1976.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 18 ed., Washington, 2005.

ARANTES, M. K. M.; SILVA, J.; OLIVEIRA, A. Influência do tempo de retenção hidráulica no tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 2, p. 145-151, 2013.

AVELINO, M. F.; RODRIGUES, L.; ALMEIDA, S. Influência do tempo de retenção hidráulica no desempenho de biodigestores anaeróbios operados em escala piloto. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 2, p. 383-392, 2016.

BARROS, E. C.; NICOLOSO, R.; OLIVEIRA, P.A.V.; CORRÊA, J. C. **Potencial agrônômico dos dejetos de suínos**. Embrapa Suínos e AvesFôlder/Folheto/Cartilha (INFOTECA-E), Concórdia, 1. ed, p. 52, dez., 2019.

BÉLINE, F. RODRIGUES-MENDEZ, R.; GIRAULT, R.; LE BIHAN, Y.; LESSARD, P. Comparison of existing models to simulate anaerobic digestion of lipid-rich waste. **Bioresource Technology**, v. 226, p. 99-107, 2017.

BELLI FILHO, P. **Stockage et odeur des dejections animales – cas di lisier de porc**. 250f. Tese de Doutorado. Université de Rennes. 1995.

BELO, S. R. S. **Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem**. 2011. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Ambiente da Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Coimbra, 2011.

BES, K. **Avaliação da eficiência de um novo sistema de codigestão anaeróbia para destinação de animais mortos e dejetos suínos**. 2018. 45 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Educação Superior do Oeste, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia. Chapecó - SC, Brasil, 2018.

BLIGH, E.G.; DYER, W.J. A rapid method of total lipid extraction and purification. **Can. J. Biochem. Physiol**, v. 37, n. 8, p. 911-917, 1959.

BRASIL. MAPA. **Suinocultura de baixa emissão de carbono**: tecnologias de produção mais limpa e aproveitamento econômico dos resíduos da produção de suínos/MAPA. Brasília: Secretaria de Mobilidade Social, do Produtor Rural e do Cooperativismo, 2016.

BRASIL. MAPA. **Maternidade suína**: boas práticas para o bem-estar na suinocultura /MAPA. Brasília: Secretaria de Mobilidade Social, do Produtor Rural e do Cooperativismo, 2018.

BÜHRING, G. M. B.; SILVEIRA, V. C. P. O biogás e a produção de suínos do Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 5, n. 2, p. 222-237, 2016.

BULIGON, E. L. **Valorização agrônômica da água residuária de suinocultura**: uso de biofertilizante na cultura do milho de segunda safra. 2021. 58 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, campus de Cascavel, 2021.

CAO, L.; KEENER, H.; HUANG, Z.; LIU, Y.; , RUAN, R.; XU, F. Effects of temperature and inoculation ratio on methane production and nutrient solubility of swine manure anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 299, p. 122-552 ,mar., 2020.

CARMO, D. L. do; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 4, p. 1211-1220, 2012.

CARON, L.; COLDEBELLA, A.; CORBELLINI, L. G.; SANTOS FILHO, J. I. dos; MORES, N.; PELLEGRINI, D. da C. P. **Avaliação qualitativa de risco da disseminação de doenças pelo transporte de suínos mortos**. Embrapa Suínos e Aves-Documentos (INFOTECA-E), p. 103, abr., 2018.

CEPEA - CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA; CNA - CONFEDERAÇÃO NACIONAL DA AGRICULTURA E PECUÁRIA. **Após alcançar patamar recorde em 2021, PIB do agronegócio recua 4,22% em 2022**. Piracicaba, SP, p. 20, mar., 2023.

CHENG, D. L.; NGO, H. H.; GUO, W. S.; LIU, Y. W.; ZHOU, J. L.; CHANG, S. O.; et al. Bioprocessing for elimination antibiotics and hormones from swine wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 1664-1682, abril, 2018.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Editora UFMG, 2007.

CHO, K. H.; KIM, J. H.; KIM, S. H. Effects of total solids and temperature on anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge. **Waste Management**, v. 45, p. 15-22, 2015.

CHOONG, Y. Y.; NORLI, I.; ABDULLAH, A. Z.; YHAYA, M. F. Impacts of trace element supplementation on the performance of anaerobic digestion process: a critical review. **Bioresource Technology**, v. 209, p. 369-379, 2016.

CLAUWAERT, P.; MUYS, M.; ALLOUL, A.; PAEPE, J.; LUTERO, A.; SUN, X.; et al. Nitrogen cycling in bioregenerative life support systems: challenges for waste refinery and food production processes. **Progress in Aerospace Sciences**, v. 91, n. April, p. 87-98, mai., 2017.

DA ROS C.; LIBRALATO G.; CHIRARDINI A. V.; RADAELLI M.; CAVINATO C. Assessing the potential phytotoxicity of digestate from winery wastes. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 150, p. 26-33, 2018.

DAI, X.; CHEN, S.; XUE, Y.; DAI, L.; LI, N.; TAKAHASHI, J. Hygienic treatment and energy recovery of dead animals by high solid co-digestion with vinasse under mesophilic condition: feasibility study. **J. Hazard. Mater.** v. 297, p. 320-328, 2015

DAMASCENO, F. M. **Codigestão anaeróbia do lodo obtido em abatedouros de frangos e batata-doce: valorização energética e agrônômica**. 2018. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2018.

DAMASCENO, F. M.; CHIARELOTTO, M.; RESTREPO, J. C. P. S.; BULIGON, E. L.; MENDONÇA COSTA, L. A. DE; LUCAS JUNIOR, J. de; COSTA, M. S. S. de M. Anaerobic co-digestion of sludge cake from poultry slaughtering wastewater treatment and sweet potato: Energy and nutrient recovery. **Renewable Energy**, v. 133, p. 489- 499, 2019.

DE LUCA, S. Q. J.; HUSSAR, G. J.; PARADELA, A. L.; BELI, E. Estudo da eficiência de um sistema de tratamento de efluentes líquidos de suinocultura. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 14, n. 1, 2017.

EL-SAADONY, M. T.; SALEM, H. M.; EL-TAHAN, A. M.; ABD EL-MAGEED, T. A.; SOLIMAN, S. M.; KHAFAGA, A. F.; et al. The control of poultry salmonellosis using organic agents: an updated overview. **Poultry Science**, v. 101, n. 4, p. 101-116 , 2022.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Embrapa solos, Embrapa Informática Agropecuária. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2 ed. Brasília: EMBRAPA, 2009. 627p.

FATONEBE, G.; AGUIAR, A. C. S. V. C.; ALVEZ, L. C.; RODRIGUES, R. A.; REIS, R. F.; SOTO, F. R. M. Caracterização físico-química, microbiológica e poder calorífico de lodo originário de efluente suíno. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 14, n.3, p. 753-765, 2021.

FERREIRA, D. F. **Estatística multivariada**. Lavras: Ed. UFLA, 2008.

FERREIRA, R. A. **Suinocultura**: Manual Prático de Criação. Editora Aprenda Fácil. Viçosa, MG. 2017. 2ª edição. 442p.

FRINHANI, E. M. D.; RESTELATTO, N. da R. Validação do método para determinação de alcalinidade total em água. **Unoesc & Ciência - ACET**, [S. l.], v. 6, n. 1, p. 99-106, 2015.

FONTENELLE, M. R.; LIMA, C. E. P.; ZANDONADI, D. B.; BRAGA, M. B. **Biofertilizante hortbio**: propriedades agronômicas e instruções para o uso, Brasília, DF, 2017.

GAST, R. K.; PORTER Jr., R. E. Salmonella infections. *In*: SWAYNE, D. E. et al. (Eds.). **Diseases of Poultry**, 14 ed. 2020. cap.16, p. 1504.

GUNES, B.; STOKES, J.; DAVIS, P.; CONOLLY, C.; LAWLER, J. Pre-treatments to enhance biogas yield and quality from anaerobic digestion of whiskey distillery and brewery wastes: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 113, p. 109-281, out., 2019.

HOLLIGER, C.; FRUTEAU DE LACLOS, H.; HAFNER, S. D.; KOCH, K.; WEINRICH, S. A.; ASTALS, S.; et al. Towards a standardization of biomethane potential tests. **Water Science and Technology**, v. 74, n. 11, p. 2515-2522, 2016.

HORWAT, D. E. G.; POLTRONIERI, P. T.; NACK, D. C. R. D.; BRUM, J. S. Characterization of small swine properties in a metropolitan area of Brazil. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 20, n. 2. p. 128-133, 2021.

JARA-SAMANIEGO, J.; PÉREZ-MURCIA, M. D.; BUSTAMANTE, M. A.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; PAREDES, C.; LÓPEZ, C.; et al. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: suitability of the obtained composts for seedling production. **Journal of Cleaner Production**, v. 141, p. 1349-1358, 2017.

JIANG, G., ZHANG, Y., TIAN, Y., WEN, Z., & XIE, L. Nutrient effects on anaerobic digestion: a review. **Journal of Cleaner Production**, v. 225, p. 959-972, 2019.

KHANAL, S. K. **Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production**: principles and applications. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons, 2019.

KIRBY, M. E.; THEODOROU, M. K.; BRIZUELA, C. M.; HUNTINGTON, J. A.; POWLES, J.; WILKINSON, R. G. The anaerobic digestion of pig carcass with or without sugar beet pulp, as a novel on-farm disposal method. **Waste Management**, v. 75, p. 251-260, 2018.

KRABBE, E. L. Destino de carcaça de animais mortos. *In*: Simpósio Brasil Sul de Suinocultura, 10., Brasil Sul Pig Fair, 9., 2017, Chapecó. **Anais...** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, p. 92-103, 2017.

KUNZ, A.; FIGUEIREDO, R. S.; ROSA, L. M.; SANT'ANNA, G. L.; BARROS, L. L. Biogas production from agricultural biomasses in Brazil: Current state and perspectives. **Renewable Energy**, v. 133, p. 1122-1134, 2019a.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; DO AMARAL, A. C. **Fundamentos da DA, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Embrapa Suínos e Aves-Livro científico (ALICE), p. 209, 2019b.

KUNZ, A.; TÁPPARO, D. C.; NICOLOSO, R. da S.; STEINMETZ, R. L. R.; KRABBE, E. V.; **Considerações técnicas sobre o uso de carcaças de animais mortos não abatidos em processos de DA**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2021. 12 p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 579).

LABBE, R. G.; JUNEJA, V. K. *Clostridium perfringens*. Cap. 10. In: DODD, C. E. R.; ALDSWORTH, T.; STEIN, R. A.; CLIVER, D. O.; RIEMANN, H. P. **Foodborne Diseases**, 3. ed. Academic Press, p. 235-242, 2017.

LENG, L.; YANG, P.; SINGH, S.; ZHUANG, H.; XU, L.; CHEN, W. H.; et al. A review on the bioenergetics of anaerobic microbial metabolism close to the thermodynamic limits and its implications for digestion applications. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 1095-1106, 2018.

LETTINGA, G.; CAMPO, J.; VAN LIER, J.; ZEEMAN, G.; HUISSHOFF POL, L. W. The role of anaerobic digestion in the future of wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 10, p. 1-8, 1997.

LI, Y.; CHEN, Y.; WU, J. Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review. **Applied Energy**, v. 240, p. 120-137, abr., 2019.

LI, Y.; ZHANG, R.; LIU, X. Influence of total solid concentration on anaerobic digestion of dry organic wastes. **Bioresource Technology**, v. 163, p. 351-358, 2014.

LIMA, G. J. M. M.; MANZKE, N. E.; MORÉS, N. Manejo nutricional dos leitões nas fases de maternidade e creche e seus efeitos no desempenho. In: Pork Expo, 2014, Foz do Iguaçu, PR. **Anais...** Foz do Iguaçu: Pork Expo, p. 264-268, 2014.

Lu, X.; HUANG, J.; LI, S. Biogas production from anaerobic digestion of food waste: a review. **Waste Management**, v. 57, p. 389-399, 2016.

MA, H.; GUO, Y.; QIN, Y.; YOU LI, Y. Nutrient recovery technologies integrated with energy recovery by waste biomass anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 269, [s.n.], p. 520-531, dez, 2018.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997, 319 p.

MARAÑÓN, E.; CASTRILLÓN, L.; QUIROGA, G.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; GÓMEZ, L.; GARCÍA, M. M. Co-digestion of cattle manure with food waste and sludge to increase biogas production. **Waste Management**, n. 32, p.1821-1825, 2012.

MASSÉ, D. I.; MASSE, L.; HINCE, J. F.; POMAR, C. Psychrophilic anaerobic digestion biotechnology for swine mortality disposal. **Bioresource Technology**. v. 99, p. 7307-7311, 2008.

MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; ROMERO-GUIZA, M. S.; FONOLL, X.; PECES, M.; ASTAIS, S. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 36, p. 412-427, ago., 2014.

MEISINGER, D. J. **National Swine Nutrition Guide**. Des Moines. 2. ed. US: Pork Center of Excellence, 2010.

MENDONÇA, H. V.; OTENIO, M. H.; PAULA, V. R. Digestão anaeróbia para produção de energia renovável. **Revista em Agronegócio e Meio ambiente**, v. 14, n. 3, p. 793-805, 2021.

MIRMOHAMADSADEGHI, S.; KARIMI, K.; TABATABAEI, M.; AGHBASHLO, M. Biogas production from food wastes: a review on recent developments and future perspectives. **Bioresource Technology Reports**, v. 7, n. 100, 2019, 202p.

MOESTED, J.; MULLER, B.; WESTERHOLM, M.; SCHNURER, A. Ammonia threshold for inhibition of anaerobic digestion of thin stillage and the importance of organic loading rate. **Microbial Biotechnology**, v. 9, p.180-194, 2016.

MORAIS, N. W. S.; COELHO, M. M. H.; SILVA, F. S. S.; PEREIRA, E. L.; SANTOS, A. B. Caracterização físico-química e determinação de coeficientes cinéticos aeróbios de remoção da matéria orgânica de águas residuárias agroindustriais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 3, p. 489-500, 2020.

NEGRI, C., BACENETTI, J., FIALA, M. Anaerobic digestion of food waste for bio-energy production in China and Southeast Asia: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 133, p. 110-138, nov., 2020.

NICOLOSO, R. S.; LIMA, G. J. M. M.; KRABBE, E. L.; MORÉS, N.; OLIVEIRA, P. A. V. de; KUNZ, A.; COSTA, O. A. D.; CARON, L.; ÁVILA, V. S. de; BARROS, E. C.; OLIVEIRA, M. M. de. **Tecnologias para destinação de animais mortos na granja**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2017. 34 p.

NITSCHKE, P. R.; CARAMORI, P. H.; RICCE, W. S.; PINTO, L. F. D. **Atlas Climático do Estado do Paraná**. Londrina: IAPAR, 2019.

OGEJO, J. A.; LI, L. Enhancing biomethane production from flush dairy manure with turkey processing wastewater. **Applied Energy**, v. 10, 2010.

OLIVEIRA, G. B. **Avaliação de duas estratégias de partida em biodigestores do tipo cstr utilizando lodos de sistemas de tratamento de efluentes da suinocultura**. Orientador: Prof. Dr. Airton Kunz. 2018. 74 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2018.

OLIVEIRA, J. D. DE; ORRICO, A. C. A.; LEITE, B. K. V.; SCHWINGEL, A. W.; ORRICO JUNIOR, M. A. P.; AVILA, M. R. DE; et al. Anaerobic co-digestion of swine manure and forage at two harvesting ages. **Ciência Rural**, v. 52, n. 4, 2022.

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

PALHARES, J. C. P; GEBLER, L. **Gestão ambiental na agropecuária**. Brasília, DF: Embrapa, 2014, v. 2, 490 p.

PARANÁ. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Resolução Sema n. 021, de 30 de junho de 2009. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. **Diário Oficial [do] Estado do Paraná**, Curitiba, PR, 30 jun. 2009.

PENTEADO, E. D.; LAZARO, C. Z.; SAKAMOTO, I. K.; ZAIAT, M. Influence of seed sludge and pretreatment method on hydrogen Production in packed-bed anaerobic reactors, **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 38, n. 14, p. 6137-6145, 2013.

PLUGGE, C. M. Biogás. **Microbial Biotechnology**, v. 10, n. 5, p. 1128-1130, 2017.

POULSEN, T. G. Anaerobic digestion. *In: Solid waste management*. Aalborg University, 2003.

QUADROS, D. G. DE; OLIVER, A. DE P. M.; REGIS, U.; VALLADARES, R.; SOUZA, P. H. F. DE; FERREIRA, E. DE J. Biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos e ovinos em reator contínuo de PVC flexível. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.326-332, 2010.

RAJAGOPAL, R.; MASSÉ, D. I.; SAADY, N. M. C. Low-temperature anaerobic codigestion of swine carcass and swine manure: Impact of high swine carcass loading rate. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, Sherbrooke, v. 57, p. 1-6, oct., 2014.

RAJAONISON, A.; RABESAHALA, I. A. F. A.; TIANA, H. Recent advance in anaerobic codigestion technology: a review. **Modern Applied Science**, Antananarivo, v. 14, n. 6, p. 90-109, mai., 2020.

RAMPAZZO, L.; BES, K.; ROSA, G.; BRISOLA, M. C.; BITNER, D. S.; FRIGO, A.; COSTA, E. J. S.; STEFANI, L. M. Análise da remoção de microrganismos patogênicos utilizando a co-digestão anaeróbica de dejetos e animais mortos de origem suína. *In: Anais da 55ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia e 28º Congresso Brasileiro de Zootecnia*, 2018, 5 p.

RAPOSO, F.; BANKS, C. J.; SIEGERT, I.; HEAVEN, S. Influence of inoculum to substrate ratio on the anaerobic digestion of tomato waste. **Bioresource Technology**, v. 216, p. 301-309, 2016.

RINCÓN, B.; BORJA, R.; BANKS, C. J. Anaerobic digestion: a way to valorize waste biomass and transform it into a renewable source. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 90, p. 201-230, 2018.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digester of high-strength waste. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 58, n. 5, p. 406-411, 1986.

ROMERO-GÜIZA, M. S.; VILA, J.; MATA-ALVAREZ, J.; CHIMENOS, J. M.; ASTALS, S. The role of additives on anaerobic digestion: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 58, p. 1486-1499, 2016.

SANTOS, B. S.; COSTA, P. F.; EYNG, E.; CÂMARA, C. D. **Avaliação da eficiência de um sistema de tratamento por wetland construído aplicado ao efluente de um frigorífico de suínos**. Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas, v. 37, n. 2, p. 13-22, 2016.

SANTOS, S. K.; MELLO, C. A.; JUNIOR, A. C. Efeito do tempo de retenção hidráulica no tratamento anaeróbio de efluentes de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 10, p. 971-976, 2015.

SEGANFREDO, M. A. **Os dejetos suínos e seus riscos ambientais**. Concórdia: Embrapa, p. 9, 2007.

SERRANO, L.; PAULA, V. R.; RIBEIRO, J. B.; SILVA, M. R.; FREITAS, C.; OTENIO, M. H. A compostagem de carcaças de animais mortos elimina microrganismos patogênicos. **Pubvet**, v.14, n.2, p.1-11, 2020.

SIDDIQUE, MNI & WAHID, ZA. Conquistas e perspectivas da co-DA: uma revisão. **Journal of cleaner production**, v.194, p.359-371, 2018.

SILVA, M. O. S. A. **Análises físico-químicas para controle das estações de tratamento de esgoto**. São Paulo: Cetesb, 1977. 226 p.

SILVA, W. T. L. da; KUROKI, V.; MARTELLI, L. F. de A.; MAGNONI JÚNIOR, L. Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbio para fins de avaliação de eficiência e aplicação como fertilizante agrícola. **Revista Química Nova**, v. 35, n. 1, p. 35-40, 2012.

SILVA, L. C.; FERREIRA, M. A.; SANTOS, R. C.; SILVA, R. C. Impactos ambientais da disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos: estudo de caso em um município do estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 3, p. 423-431, 2017.

SILVA, T. S.; SILVA, P. A. S.; LEITE, J. M.; FILGUEIRA, N. C.; VARANDA, T. S. Avaliação e tratamento de efluente de suinocultura- estudo de caso no município de Marabá-Pará. **Brazilian Journal of Business**, v. 1, n. 3, p. 1078-1086, 2019.

SILVA, A. S.; MORAIS, N. W. S.; COELHO, M. M. H.; PEREIRA, E. L.; SANTOS, A. B. Potentialities of biotechnological recovery of methane, hydrogen and carboxylic acids from agro-industrial wastewaters. **Bioresource Technology Reports**, v. 10, p.100-406, 2020.

SILVA, J. F. F. **Codigestão de Dejetos e Carcaças Suínas Hidrolisadas**. 2021. 97 f. Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Cascavel, 2021.

SOARES, C. M. T.; FEIDEN, A.; TAVARES, S. G. Fatores que influenciam o processo de DA na produção de biogás. **Nativa**, Sinop, v. 5, p. 522-528, dez., 2017.

SOUZA, A. B. M.; ARAÚJO, L. R. S.; BEZERRA, B. M. O.; ANDRADE, T. S.; MELO, M. V. C.; SILVA, I. N. G.; EVANGELISTA, J. N. B. Avaliação parasitológica de fezes diarreicas e não diarreicas em leitões na fase pré-inicial. **Ciência Animal**, v. 31, n. 1, p. 1-8, 2021.

STEINMETZ, R. L. R.; MEZZARI, M. P.; SILVA, M. L. B.; KUNZ, A.; AMARAL, A. C.; TÁPPARO, D. C.; SOARES, H. M. Enrichment and acclimation of an anaerobic mesophilic microorganism's inoculum for standardization of PBM assays. **Bioresource Technology**, v. 219, [s.n.], p. 21-28, nov., 2016.

STROMBERG, S., NISTOR, M., LIU, J. Towards eliminating systematic errors caused by the experimental conditions in Biochemical Methane Potential (PBM) tests. **Waste Management**, v. 34, p. 1939-1948, 2014.

TÁPPARO, D. C., VIANCELLI, A., DO AMARAL, A. C., FONGARO, G., STEINMETZ, R. L. R., MAGRI, M. E.; et al. Sanitary effectiveness and biogas yield by anaerobic co-digestion of swine carcasses and manure. **Environmental Technology**, v. 41, p. 682-690, 2018.

TÁPPARO, D. C.; RODRÍGUEZ-LÁZARO, D.; HERNÁNDEZ, M.; CAMARGO, A. F.; BONATTO, C.; MAIA, G.; ROGOVISKI, P.; DADAMURO, R. D.; et al. Wastewater treatment for bioenergy purposes using a metaproteomic approach. **Wastewater Treatment**. Elsevier, 2021.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; WOLKWEISS, S. J. **Analysis of soil, plants and other materials**, UFRS, Porto Alegre, 2 ed., 1995.

TEIXEIRA, E. G.; SILVA, J. F. F.; FAVRETTO, R.; TAPPARO, D.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A. Geração de energia elétrica a partir do biogás produzido por codigestão de dejetos e carcaças de suínos mortos não abatidos. In: **Anais da 13ª Jornada de Iniciação Científica (JINC)**, Concórdia, 23 de outubro de 2019, p. 20-21. Fundação Universidade do Contestado: Embrapa Suínos e Aves, 2019.

TURCO, M.; AUSIELLO, A; MICOLI, L. Processes of biogas production: anaerobic digestion and thermal gasification. **Springer International Publishing**, p. 1-29, 2016.

VDI 4630. **Fermentation of organic materials**: characterisation of the substrates, sampling, collection of material data, fermentation tests. VDI-Handbuch Energietechnik, 2006, 92 p.

WEILAND, P. Biogas production: current state and perspectives. **Appl. Microbiology Biotechnology**, v. 85, p. 849-860, 2010.

YANG, L.; HUANG, Y.; ZHAO, M.; HUANG, Z.; MIAO, H.; XU, Z.; RUAN, W. Enhancing biogas generation performance from food wastes by high solids thermophilic anaerobic digestion: effect of pH adjustment. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 105, p. 153-159, 2015.

YE, W.; LU, J.; YE, J.; ZHOU, Y. The effects and mechanisms of zero-valent iron on anaerobic digestion of solid waste: a mini-review. **Journal of Cleaner Production**, Shanghai, v. 278, n. 130, p. 123-130, jan., 2021.

YONG, Z.; DONG, Y.; ZHANG, X.; TAN, T. Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production. **Renewable Energy**, v. 78, p. 527-530, 2015.

ZHAI, N.; ZHANG, T.; YIN, D.; YANG, G.; WANG, X.; REN, G.; FENG, Y. Effect of initial pH on anaerobic co-digestion of kitchen waste and cow manure. **Waste Management**, v. 38, p. 126-131, 2015.

ZHANG, G.; ZHANG, Y.; ZHANG, J.; ZHANG, J.; LI, Y.; FAN, L. Influence of potassium on the performance and microbial community of the anaerobic digestion of rice straw. **Bioresource Technology**, v. 221, p. 368-375, 2016.

ZHANG, L.; ZHANG, K.; GAO, W.; ZHAI, Z.; LIANG, J.; DU, L.; FENG, X. Influence of temperature and pH on methanogenic digestion in two-phase anaerobic co-digestion of pig manure with maize straw. **Journal of Residuals Science & Technology**, v. 13, p. 27-32, 2016.

ZHANG, Y.; ZHANG, L.; ZHANG, X.; WANG, Q.; YANG, G.; XU, H.; XIE, L. The impact of phosphorus on anaerobic digestion. **Chemosphere**, v. 186, p. 1135-1141, 2017.

ZHANG, Z.; JI, J. Waste pig carcasses as a renewable resource for production of biofuels. **Sustainable Chemistry & Engineering**, v. 3, n. 2, p. 204-209, 2015.

ZHONG, Y.; HUANG, Z.; WU, L. Identifying critical factors influencing the safety and quality related behaviors of pig farmers in China. **Food Control**, Hangzhou, v. 73, [s.n.], p. 1532-1540, 2017.

ZUCCONI, F.; MONACO, A.; FORTE, M.; DE BERTOLDI, M. Phytotoxicity of compost. **Compost Science & Utilization**, v. 22, n. 4, p. 15-20, 1981.

ZWIETERING M. H.; JONGENBURGER I.; ROMBOUTS F. M. VAN 'T RIET, K. Modeling of the bacterial growth curve. **Appl. Environ. Microbiol.**, n. 6, p. 1875-1881, 1990.

## APÊNDICES

### Apêndice A: Matriz de correlação multivariada do ensaio semicontínuo

Variable	N (g/kg)	Namoniacal (mg/L)	P (g/kg)	K (g/kg)	Na (g/kg)	Ca (g/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Mg (mg/kg)	Zn (mg/kg)
N (g/kg)	1.00										
NAMONIACAL (mg/L)	0.10	1.00									
P (g/kg)	-0.05	<b>0.84*</b>	1.00								
K (g/kg)	-0.27	-0.61*	-0.40	1.00							
Na (g/kg)	-0.59*	-0.23	-0.12	<b>0.77*</b>	1.00						
Ca (g/kg)	-0.35	-0.29	-0.02	<b>0.90*</b>	<b>0.86*</b>	1.00					
Cu (mg/kg)	0.41	-0.31	-0.52*	0.47	0.23	0.27	1.00				
Fe (mg/kg)	<b>0.93*</b>	0.43	0.28	-0.46	-0.66*	-0.43	0.23	1.00			
Mn (mg/kg)	-0.24	-0.55*	-0.16	<b>0.85*</b>	0.66*	<b>0.87*</b>	0.10	-0.40	1.00		
Mg (mg/kg)	-0.18	-0.41	-0.28	<b>0.87*</b>	<b>0.82*</b>	<b>0.83*</b>	0.57*	-0.35	0.68*	1.00	
Zn (mg/kg)	<b>0.78*</b>	0.57*	0.44	-0.34	-0.37	-0.19	0.23	<b>0.86*</b>	-0.29	-0.14	1.00

\*Há correlação significativa com nível de significância de 5%; **Negrito** significa correlação alta; **Negrito e sublinhado** significa correlação quase perfeita.

**Apêndice B: Score das variáveis na multivariada do ensaio semicontínuo**

Variable	Factor 1	Factor 2
N (g/kg)	0.54	-0.80
NAMONIACAL (mg/L)	0.65	0.14
P (g/kg)	0.44	0.25
K (g/kg)	-0.93	-0.30
Na (g/kg)	-0.86	0.05
Ca (g/kg)	-0.85	-0.18
Cu (mg/kg)	-0.29	-0.81
Fe (mg/kg)	0.73	-0.64
Mn (mg/kg)	-0.82	-0.14
Mg (mg/kg)	-0.83	-0.41
Zn (mg/kg)	0.59	-0.64

**Apêndice C: Valores dos  $\lambda$  na multivariada do ensaio semicontínuo**

Numbers	Eigenvalues	% Total	Cumulative	Cumulative
		variance	Eigenvalue	%
1	5.55	50.49	5.55	50.49
2	2.50	22.71	8.05	73.20
3	1.86	16.88	9.91	90.08
4	0.73	6.60	10.63	96.68
5	0.14	1.28	10.78	97.96
6	0.10	0.91	10.88	98.86
7	0.07	0.59	10.94	99.46
8	0.03	0.30	10.97	99.76
9	0.02	0.16	10.99	99.92
10	0.01	0.06	11.00	99.98
11	0.00	0.02	11.00	100.00