

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

ELVES DOS SANTOS FERREIRA

**CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS HORTIFRUTI, EFLUENTE DE
FECULARIA E EFLUENTE DE INDUSTRIA DE PROCESSAMENTO DE SANGUE
ANIMAL**

DISSERTAÇÃO

MEDIANEIRA

2023

ELVES DOS SANTOS FERREIRA

**CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS HORTIFRUTI, EFLUENTE DE
FECULARIA E EFLUENTE DE INDUSTRIA DE PROCESSAMENTO DE SANGUE
ANIMAL**

**ANAEROBIC CODEGESTION OF HORTIFRUIT RESIDUES, STARCH FACTORY
EFFLUENT AND ANIMAL BLOOD PROCESSING INDUSTRY EFFLUENT.**

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Tecnologias Ambientais da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientador: Dr. Eduardo Eyng.

Coorientador: Dr. Leandro Fleck.

MEDIANEIRA

2023



Esta licença permite que outros remixem, adaptem e criem a partir do trabalho licenciado para fins não comerciais, desde que atribuam ao autor o devido crédito e que licenciam as novas criações sob termos idênticos.



**Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Medianeira**



ELVES DOS SANTOS FERREIRA

**CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS HORTIFRUTI, EFLUENTE DE FECULARIA E EFLUENTE DE INDÚSTRIA DE
PROCESSAMENTO DE SANGUE ANIMAL**

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre Em Tecnologias Ambientais da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Tecnologias Ambientais.

Data de aprovação: 06 de Dezembro de 2023

Dr. Eduardo Eyng, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dra. Carla Cristina Bem, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Tiago Zoz, Doutorado - Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (Uems)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 06/12/2023.

Dedico este trabalho à minha família, pelo apoio incondicional.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus por me proporcionar saúde em tempos de pandemia e a oportunidade de integrar o Programa de Pós-Graduação pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Agradeço à minha família e aos meus amigos pelo apoio incondicional em todos os âmbitos possíveis, pois certamente, nada seria sem minha família.

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Eduardo Eyng por me guiar nesta etapa de minha vida. Graças ao seu conhecimento e paciência foi possível originar tal trabalho.

Agradeço ao meu coorientador Prof. Dr. Leandro Fleck, que desde a minha graduação vem prestando apoio aos meus projetos acadêmicos.

Àqueles os quais não foi possível citar, peço desculpas desde já, mas em meus pensamentos vocês foram essenciais para a realização deste trabalho.

Por fim, e não menos importante, o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

RESUMO

A busca por energia é um objetivo incansável do ser humano, uma vez que os recursos energéticos tradicionais são finitos. A biodigestão anaeróbia além de proporcionar o tratamento da biomassa pode ser uma fonte de energia renovável, uma vez que a produção de gás com alto teor de metano possui um elevado poder calorífico. Tendo em vista a complexidade da monodigestão anaeróbia dos resíduos hortifrutis, devido aos suas altas concentrações de açúcares, a codigestão traz o equilíbrio nutricional necessário para a realização do processo. Deste modo, o intuito desse trabalho foi avaliar a codigestão anaeróbia de resíduos hortifrúti (R_{HTF}) com efluente de indústria de processamento de sangue animal (E_{SBS}) e efluente de fecularia (E_F), buscando a proporção ideal de mistura de resíduos para maior eficiência do processo anaeróbio. A coleta dos substratos e a realização dos ensaios foi realizada no município de Mundo Novo, Mato Grosso do Sul. Foi utilizado um planejamento de misturas simplex-lattice com 10 ensaios experimentais e a definição da matriz do planejamento de misturas foi realizada com base nas análises físico-químicas de cada substrato. O processo de codigestão anaeróbia teve duração de 16 dias, sendo observada uma queda abrupta do pH no início do processo. O emprego da codigestão anaeróbia proporcionou uma remoção de DQO máxima de 93% e remoção de sólidos voláteis média de 50,88%. Observou-se um biogás com elevado poder calorífico, tendo na maioria dos ensaios uma variação dos teores de CH_4 de 58 a 94%. A utilização do planejamento de misturas se mostrou eficaz para a utilização de vários componentes, contudo, devido a variabilidade dos dados, não foi possível obter um modelo válido que explique o processo. Uma alternativa para reduzir a variabilidade e encontrar um ponto ótimo, está na realização dos ensaios da matriz do planejamento de misturas com repetições.

Palavras-chave: Biodigestão Anaeróbia; Eficiência Energética; Tratamento de Resíduos

ABSTRACT

The search for energy is a tireless objective for human beings, since traditional energy resources are finite. Anaerobic biodigestion, in addition to providing biomass treatment, can be a source of renewable energy, since the production of gas with a high methane content has a high calorific value. Considering the complexity of anaerobic monodigestion of fruit and vegetable waste, due to its high concentrations of sugars, co-digestion brings the nutritional balance necessary to carry out the process. Therefore, the aim of this work was to evaluate the anaerobic co-digestion of horticultural waste (RHTF) with effluent from the animal blood processing industry (ESBS) and starch factory effluent (EF), seeking the ideal proportion of waste mixture for greater efficiency. anaerobic process. The substrates were collected and the tests were carried out in the municipality of Mundo Novo, Mato Grosso do Sul. Simplex-lattice mixture planning was used with 10 experimental tests and the definition of the mixture planning matrix was based on the analyzes physicochemical characteristics of each substrate. The anaerobic codigestion process lasted 16 days, with an abrupt drop in pH observed at the beginning of the process. The use of anaerobic co-digestion provided a maximum COD removal of 93% and an average volatile solids removal of 50.88%. A biogas with a high calorific value was observed, with the majority of tests having a variation in CH₄ content from 58 to 94%. The use of mixture planning proved to be effective for the use of several components, however, due to data variability, it was not possible to obtain a valid model that explains the process. An alternative to reduce variability and find an optimal point is to carry out tests on the mixture planning matrix with repetitions.

Keywords: Anaerobic Biodigestion; Energy Efficiency; Waste Treatment

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Esquema do processo produtivo do processamento da raiz da mandioca	13
Figura 2 – Esquema do processo produtivo do processamento de sangue	15
Figura 3 – Diagrama do processo de digestão anaeróbia	17
Figura 4 – Taxa de crescimento das Arqueas metanogênicas em diferentes faixas de temperatura	21
Figura 5 – Relação amônio/amônia em função do pH	29
Figura 6 – Localização geográfica do município de Mundo Novo - MS.....	29
Figura 7 – Mistura entre os RHFT, EF e ESBS na codigestão anaeróbia	33
Figura 8 – Módulo experimental da codigestão anaeróbia utilizando RHFT, EF e ESBS.....	34
Figura 9 – Coleta de biogás produzido através da codigestão anaeróbia	35
Figura 10 – Linha do tempo do processo experimental.....	35
Figura 11 – Dinâmica do pH durante o processo de codigestão anaeróbia	39

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização dos parâmetros físico-químicos dos resíduos hortifruti estudados por diferentes autores	12
Tabela 2 - Caracterização dos parâmetros físico-químicos dos efluentes de fecularia estudados por diferentes autores	14
Tabela 3 – Caracterização dos parâmetros físico-químicos dos efluentes de abatedouros estudados por diferentes autores	16
Tabela 4 – Efeito da relação AI/AP sobre a carga orgânica do biodigestor	23
Tabela 5 – Aplicações da digestão anaeróbia em diferentes trabalhos	24
Tabela 6 – Composição do hortifruti utilizado na codigestão anaeróbia	30
Tabela 7 – Metodologias utilizadas para a caracterização dos substratos E_F , E_{SBS} e R_{HFT}	31
Tabela 8 – Proporção DQO:N dos substratos utilizados na codigestão anaeróbia ...	31
Tabela 9 – Matriz experimental do planejamento de mistura com as frações codificadas e reais para codigestão anaeróbia	32
Tabela 10 – Caracterização dos Resíduos hortifrutis (R_{HFT}), efluente de fecularia (E_F), efluente oriundo do processamento de sangue animal (E_{SBS}) utilizados para o processo de codigestão anaeróbia.....	37
Tabela 11 – Caracterização das misturas utilizadas para o processo de codigestão anaeróbia	38
Tabela 12 – Eficiência das remoções de DQO e SV.....	41
Tabela 13 – Eficiência da conversão em nitrogênio amoniacal.....	42
Tabela 14 – Composição de H_2S e CH_4	43
Tabela 15 – Análise de efeitos para remoção de DQO, ST, SV, conversão em nitrogênio amoniacal e concentrações de CH_4 e H_2S	44
Tabela 16 – Análise de variância para remoção de DQO, ST, SV, conversão em nitrogênio amoniacal e concentrações de CH_4 e H_2S	45

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
UEMS	Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
AVT	Ácido Voláteis Totais
C/N	Relação Carbono/Nitrogênio
pH	Potencial Hidrogeniônico
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
SF	Sólidos Fixos
SST	Sólidos em Suspensão Totais
SSF	Sólidos em Suspensão Fixos
SSV	Sólidos em Suspensão Voláteis
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Al/AP	Relação de Alcalinidade Intermediária/Alcalinidade Parcial
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
DA	Digestão Anaeróbia
MO	Matéria Orgânica
RPM	Rotações por Minuto
NTK	Nitrogênio Kjeldahl
PET	Polietileno Tereftalato
R _{HFT}	Resíduos Hortifrutis
E _F	Efluente de Fecularia
E _{SBS}	Efluente de Processamento de Sangue Bovino e Suíno
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
DCCR	Delineamento Composto Central Rotacional
ANOVA	Análise de Variância

LISTA DE SÍMBOLOS

C	Carbono
N	Nitrogênio
HCN	Ácido Cianídrico
CaCO ₃	Carbonato de Cálcio
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de Carbono
H ₂ S	Sulfeto de Hidrogênio
N	Nitrogênio
P	Fósforo
NH ₄ ⁺	Íon amônia
NH ₃	Amônia Livre
NaOH	Hidróxido de Sódio
H ₂ SO ₄	Ácido Sulfúrico

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	8
2 OBJETIVO GERAL	10
2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	10
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	11
3.1 Geração de resíduos orgânicos	11
3.2 Produção e processamento de mandioca e geração de efluente líquido	12
3.3 Indústria de processamento de sangue animal	14
3.4 Digestão Anaeróbia	16
3.4.1 Hidrólise	18
3.4.2 Acidogênese	18
3.4.3 Acetogênese	19
3.4.4 Metanogênese	19
3.4.5 Sulfetogênese	19
3.4.5 Fatores limitantes da digestão anaeróbia	20
3.4.5.1 Temperatura	21
3.4.5.2 Potencial hidrogeniônico, alcalinidade e ácidos graxos voláteis	22
3.4.6 Aplicações da digestão anaeróbia	23
3.6 Planejamento de Mistura	25
3.6.1 Pseudocomponentes	27
4 MATERIAL E MÉTODOS	29
4.1 Local de estudo	29
4.2 Coleta e caracterização dos substratos e do inóculo	29
4.3 Planejamento experimental	31
4.4 Módulo experimental	32
4.5 Análise estatística	36
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	37
5.1 Análises Preliminares	37
5.2 Caracterização das misturas dos substratos	38
5.2 Monitoramento do pH	39
5.3 Remoção de DQO e SV	40
5.4 Concentração de Nitrogênio Amoniacal	41
5.5 Caracterização do Biogás	42

5.6 Análise estatística do Planejamento de misturas	43
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	47
REFERÊNCIAS	48

1 INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos vêm ganhando destaque ao longo dos anos, tendo em vista a sua enorme geração que é relacionada ao crescimento populacional e a demanda alimentícia global.

No contexto da produção de alimentos, os resíduos hortifruti, que são constituídos principalmente por frutas, legumes e vegetais, se destacam na elevada geração diária de rejeitos em supermercados e atacados, podendo acarretar na proliferação de vetores de doenças, maus odores, entre outras formas de poluição. A geração de rejeito está relacionada à qualidade dos hortifrutis que chegam aos estabelecimentos e do tempo de venda que se tem antes de se tornarem perecíveis.

Ao se aprofundar na literatura sobre a temática de geração e gerenciamento de rejeitos alimentares, é evidenciado o termo “Economia Circular” como uma alternativa para esta problemática, em que é proposto o desenvolvimento econômico que evite a geração de resíduos, buscando a otimização do processo de fabricação menos dependente de matéria-prima virgem, ou seja, priorizando insumos mais duráveis, recicláveis e renováveis (ABDALLA; SAMPAIO, 2018). Nesse sentido, o processo de digestão anaeróbia vem sendo difundida no mundo para o tratamento de resíduos orgânicos.

O processo de digestão anaeróbia consiste na degradação da matéria orgânica através de um conjunto de microrganismos anaeróbios que convertem esta matéria em biogás. A digestão anaeróbia pode ser utilizada como uma fonte de energia renovável, uma vez que a produção de gás com alto teor de metano possui um elevado poder calorífico.

A digestão anaeróbia utilizando apenas resíduos hortifruti é um processo desafiador, não trazendo em muitos casos resultados satisfatórios. Isso acontece pelo fato que substrato apresenta um elevado teor de açúcares, o que promove a acidificação da biomassa, resultando no deficit de atividade metanogênica. Adicionalmente, os resíduos hortifruti são ricos em carboidratos, o que pode causar um acúmulo de ácidos voláteis totais (AVT) nos reatores, resultando na inibição das bactérias metanogênicas (EDWIGES, 2018).

Para solucionar as deficiências apresentadas é possível fazer a combinação com outros substratos, este processo é chamado de codigestão anaerobia. Este processo possibilita que haja o equilíbrio nutricional e o aumento da diversidade

bacteriana no biodigestor anaeróbio. Dentre algumas das opções estão os dejetos suínos, bovinos, efluentes de abatedouros, entre outros.

Algumas das vezes torna-se inviável a realização da codigestão devido ao custo empregado para a obtenção de substrato que compreenda as carências nutricionais dos resíduos. Este custo está relacionado à logística, sendo que os empreendimentos geradores destes resíduos podem estar distantes dos bioreatores.

O emprego da técnica de codigestão com os resíduos hortifruti é uma técnica que pode mitigar a problemática encontrada por duas indústrias no município de Mundo Novo, no Mato Grosso do Sul, em relação ao gerenciamento de seus efluentes gerados.

A indústria de processamento de sangue animal transforma o sangue coletado em proteína em pó (hemoglobina e plasma), comumente utilizados como alimentos e ingredientes para nutrição animal. Tendo em vista que os resíduos de sangue são ricos em gorduras e proteínas, o tratamento desse é caracterizado por apresentar alguns problemas operacionais que afetam negativamente o desempenho do sistema de digestão anaeróbia. Estes problemas são causados pela formação de diferentes substâncias, como por exemplo, a formação de espuma, amônia e ácidos graxos voláteis de cadeia longa, entre outros.

A mandioca (*Manihot esculenta Crantz*) é a principal matéria-prima para a produção de amido. Os resíduos oriundos do processo produtivo da fécula possuem um elevado teor de matéria orgânica, sendo também, potencialmente tóxico, pois é constituído de glicosídeos cianogênicos e ácido cianídrico. Os resíduos gerados no processo são ricos em carboidratos e possuem uma baixa concentração de nitrogênio, necessitando a complementação através da codigestão para que seja ajustada a relação C/N e o conteúdo de cianeto seja diluído.

É possível notar que cada resíduo possui sua particularidade, tendo em vista que a codigestão pode trazer o equilíbrio nutricional, acredita-se que a proporção de mistura entre os resíduos constitui uma incógnita que nem sempre é trivial para se determinar, exigindo, portanto, estudos mais aprofundados neste âmbito.

2 OBJETIVO GERAL

Avaliar a codigestão anaeróbia de resíduos hortifrúti com efluente de indústria de processamento de sangue animal e efluente de fecularia, buscando a proporção ideal de mistura de resíduos para maior eficiência do processo anaeróbio.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar os substratos hortifruti, efluente de indústria de processamento de sangue animal e efluente de fecularia;
- Avaliar o desempenho do biodigestor anaeróbio no tratamento simultâneo dos resíduos orgânicos;
- Aplicar o Planejamento de Misturas para definir as proporções de mistura ideais de cada substrato.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 GERAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

O acelerado desenvolvimento industrial observado nas últimas décadas tem como consequência direta a geração de elevadas quantidades de resíduos orgânicos, que acabam excedendo a capacidade natural de reciclagem através da biosfera terrestre (JIA et al., 2013). Os resíduos orgânicos são considerados a quarta maior fonte de energia do mundo, sendo inferior ao carvão, petróleo e gás natural (YANG et al., 2019). Todo ano são produzidos aproximadamente 173 bilhões de toneladas de resíduos orgânicos, dos quais em sua maioria podem ser reciclados em produtos com valor agregado (YUAN et al., 2021).

A estimativa de perda de alimentos no mundo chega a 13,3%, o qual ocorre na colheita, no transporte, no armazenamento, no atacado e no seu processamento (FAO 2022). Do ponto de vista ambiental, a perda de alimentos torna-se uma problemática crônica em virtude aos danos causados direta e indiretamente ao meio ambiente, tais como: a emissão de gases de efeito estufa, poluição do solo e da água, proliferação de vetores, forte odor e perdas econômicas.

Neste sentido, os resíduos hortifruti merecem destaque especial, pois são produzidos em grande escala em atividades agrícolas, centrais de abastecimento e supermercados, representando perdas econômicas quando não reutilizados para fins energéticos (PAVI et al., 2017). Os mercados de hortifruti atualmente são um dos maiores geradores de resíduos sólidos orgânicos no Brasil, desperdiçando anualmente grande quantidade de biomassa que poderia ser aproveitada com o tratamento desses resíduos.

Segundo Scano et al. (2014), devido a características específicas, frutas e vegetais são rapidamente degradados pela ação biológica, principalmente quando apresentam algum dano mecânico em sua estrutura ou estão excessivamente maduros, podendo resultar em sérios danos ambientais.

Através de uma pesquisa aprofundada, é possível identificar similaridades das características físico-químicas dos hortifrutis, sendo relatado por diferentes autores um resíduo com pH ácido e teores de nitrogênio que variam de 1,64 e 2,3%. As características gerais estão dispostas na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização dos parâmetros físico-químicos dos resíduos hortifruti estudados por diferentes autores

Parâmetros	TRUJILLO-REYES et al. (2023)	HABIBA; HASSIB & MOKTAR (2009)	BOUALLAGUI et al. (2004)	SANTOS et al. (2020)
pH	4,5	5,04	4,2	4,2
Umidade (%)	89,1	-	-	70,9
ST	109,4 (g Kg ⁻¹)	6,8 g L ⁻¹	11,0 (%)	29,0 (%)
SV	94,9 (g Kg ⁻¹)	56,1 g L ⁻¹	87,0 (%)	96,0 (%)
C (%)	44,8	72	50,9	46,5
N (%)	2,3	2	2,3	1,64
DQO	151,3 (g O ₂ Kg ⁻¹)	65 g L ⁻¹	-	21.679 mg L ⁻¹
Carboidratos	44,0 mg L ⁻¹	-	-	-

Legenda: DQO= Demanda Química de Oxigênio; N= Nitrogênio; C=Carbono; ST= Sólidos Totais; SV= Sólidos Voláteis;; pH= Potencial hidrogeniônico.

Fonte: Autoria própria (2023)

3.2 PRODUÇÃO E PROCESSAMENTO DE MANDIOCA E GERAÇÃO DE EFLUENTE LÍQUIDO

A *Manihot Esculenta Crantz* é uma espécie de mandioca da família *Euphorbiace*, considerada uma das culturas mais relevantes do mundo (GOMES, 2010). A mandioca é uma planta rústica que se adapta facilmente em solos pobres de nutrientes e condições climáticas adversas (GUIMARÃES et al., 2022). Com base nessa característica, a mandioca se constitui como uma cultura de plantio predominante para pequenos produtores (LIMA et al., 2020). No ano de 2021 foram produzidas 18,49 milhões de toneladas de mandioca no Brasil, para o ano de 2022, de acordo com o Levantamento Sistemático da Produção (LSPA), do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), houve uma queda de 2,65% da produção de mandioca (CONAB, 2022).

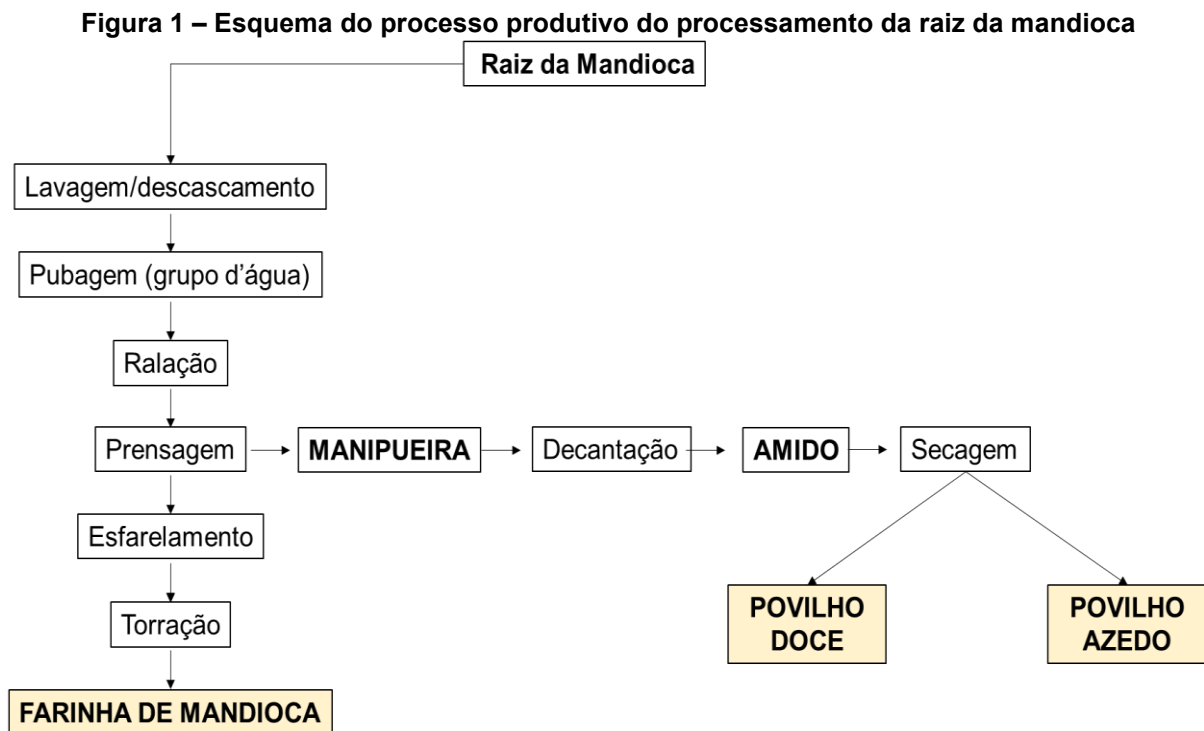
O estado do Mato Grosso do Sul possui características agroclimáticas favoráveis para o cultivo da mandioca, além de favorecer o desenvolvimento econômico local (SOUZA et al., 2020).

Uma problemática envolvida no processamento da mandioca está no seu potencial toxicológico. Isso acontece devido aos glicosídeos cianogênicos presentes, conhecidos como linamarina e lotaustralina (ASSIS LINHARES; SEIXAS; MAIA, 2019). Os glicosídeos cianogênicos entram em contato com as enzimas linamarases (as quais degradam estes compostos) logo após a ruptura da estrutura celular da raiz da mandioca. Como resultado, ocorre a liberação de ácido cianídrico (HCN), sendo

uma das substâncias tóxicas da mandioca, capaz de resultar em casos de extremo envenenamento e bloqueio do transporte de oxigênio em seres vivos, caso ingerido ou inalado (PEREIRA et al., 2017; FLECK 2017).

O processamento industrial de mandioca possui uma relação direta com a geração de elevada quantidade de efluente, o qual ocasionalmente impacta aos recursos naturais. A quantidade de efluente gerado depende exclusivamente do processo industrial adotado; por exemplo, segundo Costa et al. (2022), na extração do amido são necessários no mínimo 6.100 litros de água por tonelada de mandioca processada, sendo que a maior parte da água utilizada é dirigida ao processo de lavagem da raiz.

De maneira simplificada o processo produtivo do amido de mandioca pode ser ordenado em etapas básicas: recepção da raiz, lavagem e descascamento, trituração, extração da fécula, moagem e secagem. Na Figura 1 é apresentado um fluxograma completo do processamento da raiz da mandioca.



Fonte: Adaptado de Sanchez et al. (2017)

A composição do efluente gerado através do processamento da mandioca é variável e dependerá de fatores como a variedade da mandioca, o processo adotado pela indústria, época do ano em que a mandioca é cultivada e as condições climáticas locais (SCHLLEMER, 2013). Através da Tabela 2 é possível observar a composição

química relatada por outros autores, no que se refere o processamento da mandioca para a produção de farinha ou de fécula.

Tabela 2. Caracterização dos parâmetros físico-químicos dos efluentes de fecularia estudados por diferentes autores

Parâmetro	Sun et al. (2012)	Cremonoz et al. (2013)	Fleck et al. (2017)	Andrade (2020)	Costa et al. (2022)
DQO (mg L ⁻¹)	10.496	4.800	6.014	69.830	14.043,2 – 141.030
DBO (mg L ⁻¹)	6.300	1.680	1.400	-	1.968 – 44.624
NT (mg L ⁻¹)	524,5	105±16	247	-	425,3 – 5.100
ST (mg L ⁻¹)	-	3.800	6.581	42,27	4450 - 92.900
Cianeto Total (mg L ⁻¹)	2,3	3,5	-	13,2	-
P (mg L ⁻¹)	94	-	82,50	-	0,4 - 3000
pH	4,50 – 4,92	5,3±0,7	4,02±0,02	4,5±0,1	3,4 – 6,8
Turbidez (NTU)	3.910	-	-	-	1.148 – 1.524

Legenda: DQO= Demanda Química de Oxigênio; DBO= Demanda Bioquímica de Oxigênio; NT= Nitrogênio Total; ST= Sólidos Totais; P= Fósforo; pH= Potencial hidrogeniônico.

Fonte: A autoria própria (2023)

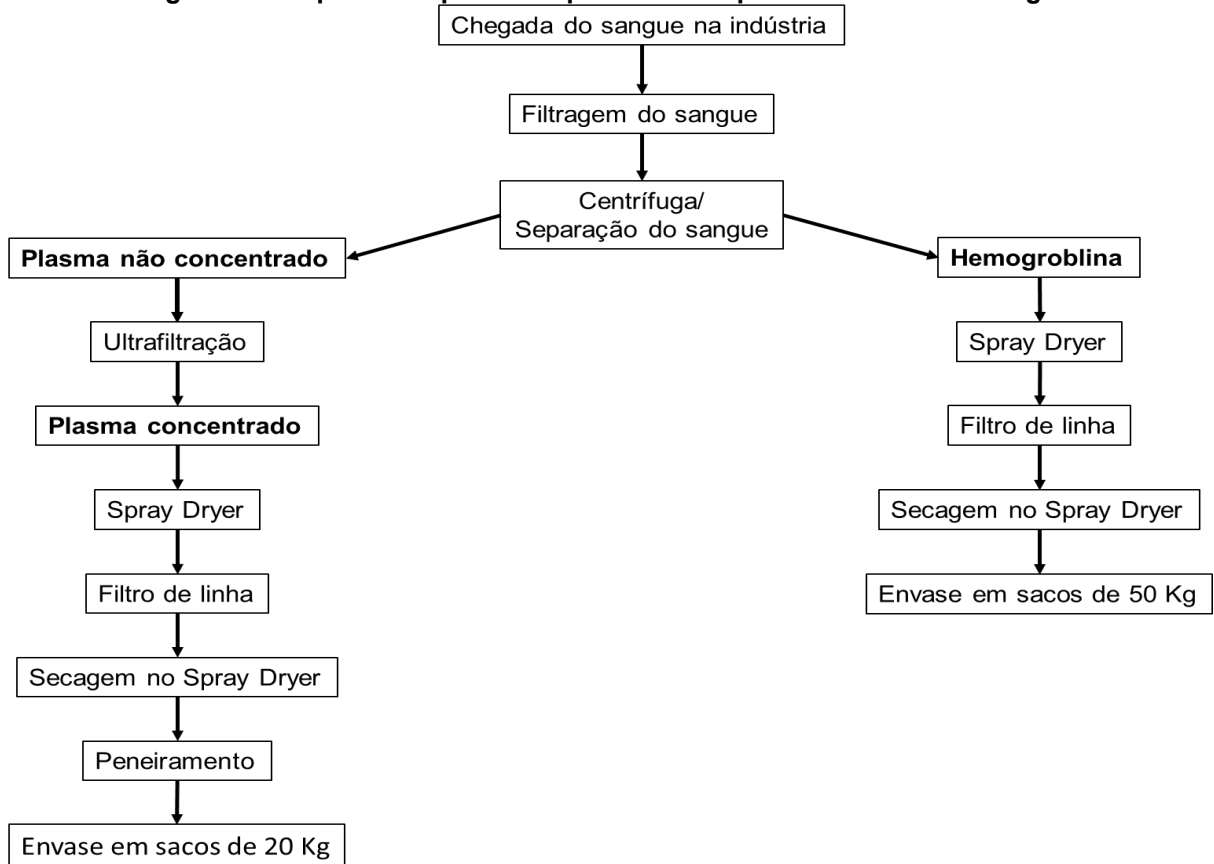
3.3 INDUSTRIA DE PROCESSAMENTO DE SANGUE ANIMAL

Sobre o setor de atividades agrícolas, podemos citar a geração de resíduos da pecuária, que vai desde a criação de gados, aves e porcos (dejetos) até o abate (rumem bovino, sangue bovino, conteúdo estomacal de suínos, sangue de suínos, entre outros efluentes líquidos). O sangue animal pode ser vendido à indústrias para seu devido processamento, o qual consiste na separação de seus componentes (plasma, albumina, fibrina, hemoglobina, etc), ou também, enviado para graxarias, para a produção de farinha de sangue, usualmente utilizada na preparação de rações animais (PACHECO; YAMANAKA, 2008).

A etapa de processamento de sangue começa pela coleta do sangue no frigorífico, sendo feita uma análise preliminar antes do carregamento. Ao chegar na indústria, este sangue passa por um processo de filtração, em seguida fica armazenado em um tanque de estocagem. Este sangue passa por um processo de centrifugação, no qual, ocorre a separação em plasma e hemoglobina.

O plasma e a hemoglobina passam por uma secagem por atomização (spray drying) individualizada, neste processo o produto passa por uma corrente de ar quente, produzindo a evaporação instantânea das gotículas em partículas sólidas (RASPE; TAGIARIOLLI, 2020). O processo se encerra com o envase do plasma e da hemoglobina em sacos de 20 e 25 Kg, respectivamente. O processo industrial pode ser visualizado através do fluxograma ilustrado pela Figura 2.

Figura 2 – Esquema do processo produtivo do processamento de sangue



Fonte: Autoria própria (2023)

No âmbito de efluentes líquidos com potencial para reaproveitamento, a água residuária proveniente do abate de suínos merece especial destaque, devido à sua composição. Neste sentido, Almeida et al. (2015) afirmam que, como resultado do processo industrial, a indústria frigorífica gera elevada quantidade de efluente líquido, cuja composição é influenciada por diferentes fatores como, por exemplo, produtos fabricados, quantidade e tipo de carne processada, infraestrutura disponível e quantidade de água consumida nos processos de higienização.

O estudo sobre o tratamento de efluente de processamento de sangue animal é relativamente novo, e por isso, suas características físico-químicas são inéditas. As características físico-químicas dos efluentes são baseadas na geração direta dos frigoríficos, os quais, além do sangue, possuem víceras, ossos, gorduras, pelagem (MOFIJUR et al., 2021)

Com base nesta variedade, através da Tabela 3 é possível observar a composição química relatada por outros autores, no que se refere os abatedouros.

Tabela 3. Caracterização dos parâmetros físico-químicos dos efluentes de abatedouros estudados por diferentes autores

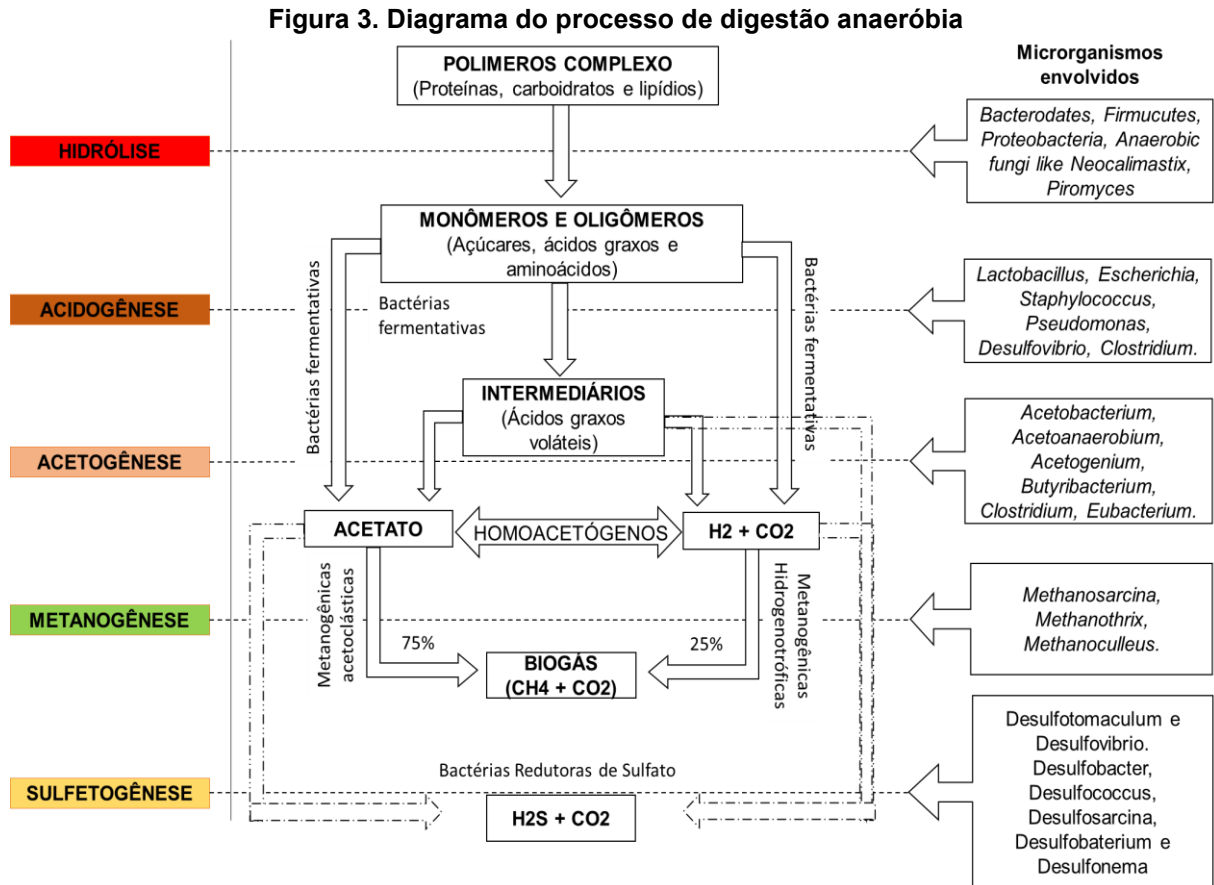
Parâmetro	Unidade de Medida	RODRÍGUES- ABALDE et al. (2019)	Castro et al. (2019)	MUSA e IDRUS (2020)	Adou et al. (2020)
DQO	mg L ⁻¹	13.181	3.835	32.000	11931
DBO	mg L ⁻¹	-	1.889	17.158	6750
NT	mg L ⁻¹	-	730,6	1865	1467
ST	mg L ⁻¹	551,7	-	-	-
Proteína	g Kg ⁻¹	110,6	-	11.637,6	-
P	mg L ⁻¹	-	99,8	-	-
pH	-	-	7,4	6,09	6,86
Alcalinidade	CaCO ₃ mg/L ⁻¹	-	-	582	3068
Óleos e Graxas	mg L ⁻¹	-	1.127	1024	-
AGV	g Kg ⁻¹ como ácido acético	2,5 g COD Kg ⁻¹	-	-	-

Legenda: DQO= Demanda Química de Oxigênio; DBO= Demanda Bioquímica de Oxigênio; NT= Nitrogênio Total; ST= Sólidos Totais; P= Fósforo; pH= Potencial hidrogeniônico; AGV= Ácidos Graxos Voláteis.

Fonte: Autoria própria (2023)

3.4 DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia (DA) é um processo biológico de múltiplos estágios complexos, compostos por vários grupos de microrganismos, os quais interagem com a matéria orgânica (MO) na ausência de oxigênio convertendo-o em biogás. O biogás é composto principalmente pelo gás metano (CH₄) e o dióxido de carbono (CO₂) (AWHANGBO et al., 2020), sendo originado por meio de quatro etapas da digestão anaeróbia: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura 3).



Fonte: Adaptado CHERNICHARO (1997); CHEN et al. (2016); ARCHANA et al. (2023)

A DA é um processo que requer fases de degradações individuais a serem realizadas de forma equilibrada entre si. Para que o processo ocorra com êxito é necessário haja um estudo preliminar das características do substrato a ser tratado, sendo um fator determinante para operacionalidade do reator.

Segundo Chernicharo (1997) o nitrogênio é o nutriente inorgânico mais necessário em maiores concentrações para o desenvolvimento microbiológico. Para o autor, assumindo-se que os nutrientes presentes em uma biomassa apresentem-se disponíveis para as bactérias, pode-se usar as seguintes relações:

- a) biomassa com baixo coeficiente de produção celular ($Y \sim 0,05 \text{ gSSV/gDQO}^{-1}$):

$$\text{DQO} : \text{N} : \text{P} = 1000 : 5 : 1$$

- b) biomassa com elevado coeficiente de produção celular ($Y \sim 0,15 \text{ gSSV/gDQO}^{-1}$):

DQO : N : P = 300 : 5 : 1

Tendo em vista a relação ideal de DQO: N: P, é notável que alguns substratos possuem carência nutricional, o que inviabiliza o processo de conversão de forma individualizada, por isso, torna-se necessário a mistura de resíduos com o intuito de equilibrar a biomassa, este processo é chamado de codigestão anaeróbia (KHITOUS et al., 2022).

3.4.1 Hidrólise

A hidrólise é a primeira etapa da digestão anaeróbia, na qual é degradado compostos de alta massa molecular, transformando-os em proteínas mais simples (monômeros) e solúveis. As bactérias hidrolíticas excretam enzimas extracelulares nesta etapa, e o tempo de degradação da matéria orgânica depende de fatores como pH, composição dos substratos, diâmetro da partícula, temperatura e tempo de retenção hidráulica, sendo que o tempo de duração da etapa pode levar de algumas horas para carboidratos a alguns dias para proteínas e lipídeos (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019).

3.4.2 Acidogênese

Segundo Liu et al. (2012), esta fase é considerada a mais rápida do processo de digestão anaeróbia, na qual os monômeros formados pelas bactérias hidrolíticas na fase anterior são convertidos em metabólicos intermediários. Os subprodutos gerados nesta etapa são: os ácidos graxos voláteis (acético, propiônico, butírico, valérico), ácido láctico, dióxido de carbono, álcool (pela ação das leveduras) e hidrogênio, gerados pela ação das bactérias fermentativas (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019). Segundo Horan et al. (2018), a relação sintrófica entre os microrganismos que produzem e os que consomem ácido, como por exemplo, os metanogênicos, é um elemento fundamental para equilibrar o desempenho do processo de DA.

3.4.3 Acetogênese

A acetogênese tem como objetivo transformar os demais produtos gerados pela acidogênese em substratos para a etapa posterior, a metanogênese. As bactérias acetogênicas desta fase estabelecem relação de sintrofia com as arqueas metanogênicas e também com bactérias homoacetogênicas para a conversão de compostos intermediários em compostos mais simples como, por exemplo, acetato, hidrogênio e dióxido de carbono (KUMAR; SAMADDER, 2020; KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019).

3.4.4 Metanogênese

A etapa final do processo de digestão anaeróbia é denominada de metanogênese. Nela ocorre a conversão de compostos orgânicos em metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), resultantes da ação de microrganismos metanogênicos (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019), classificados dentro do domínio Archea. Esses microrganismos são divididos em dois grupos: a) arqueas metanogênicas acetoclásticas (ex. *Methanosarcina*): utilizam acetato como fonte de carbono e energia para a geração de CO_2 e CH_4 , sendo responsáveis por aproximadamente 70% da produção de CH_4 , a partir do metil do ácido acético; b) arqueas metanogênicas hidrogenotróficas (ex. *Methanobacterium* e *Methanospirillum*): utilizam gás carbônico como fonte de carbono eceptor final de elétrons e hidrogênio como fonte de energia. Este grupo de microrganismos são procariotas exclusivamente anaeróbios (CHERNICHARO, 1997).

3.4.5 Sulfetogênese

Compostos a base de enxofre e sulfato são utilizados como aceptores de elétrons durante a oxidação de compostos orgânicos, tendo a produção de sulfetos como subproduto. Ao decorrer deste processo, o sulfato, sulfito e outros compostos sulfurados são reduzidos a sulfeto, isso acontece devida a ação de um grupo de

bactérias anaeróbias estritas, também chamadas de bactérias redutoras de sulfato, ou bactérias sulforedutoras (Chernicharo, 1997).

As bactérias sulforedutoras são um grupo versátil de microrganismos, que são capazes de consumir um amplo gama de substratos, podendo ser incluído toda a cadeia de ácidos graxos voláteis, metanol, etanol, açúcares, aminoácidos e vários compostos fenólicos. Segundo Chernicharo (1997), existem dois grandes grupos de bactérias sulforedutoras, sendo elas:

[...] * bactérias sulforedutoras que oxidam seus substratos de forma incompleta até o acetato. A esse grupo pertencem os gêneros *Desulfobulbus*, *Desulfomonas* e a maioria das espécies dos gêneros *Desulfotomaculum* e *Desulfovibrio*.

* bactérias sulforedutoras que oxidam seus substratos completamente até o gás carbônico. A esse grupo pertencem os gêneros *Desulfobacter*, *Desulfococcus*, *Desulfosarcina*, *Desulfobacterium* e *Desulfonema* (Chernicharo, 1997, p. 37).

Com a ausência de sulfato nos substratos, a digestão anaeróbia ocorre normalmente, contudo, tendo a presença de sulfato em um substrato pode provocar uma alteração nas rotas metabólicas, pois as bactérias sulforedutoras passam a competir com as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas pelos substratos disponíveis, esta etapa pode ser observada na Figura 3.

3.4.5 Fatores limitantes da digestão anaeróbia

O sucesso da degradação de resíduos depende de algumas condições ambientais, como: temperatura, umidade, pH, alcalinidade e tempo de retenção hidráulica (TRH) (WU et al., 2021).

Também, devem ser levados em consideração as características de cada substrato, pois o mesmo condicionará a eficiência do processo. Nesse âmbito, é importante observar o teor de sólidos totais, ácidos graxos voláteis, alcalinidade, e se o substrato é constituído de lignocelulose (GUERRI, 2018). A lignocelulose é um componente importante para a proteção dos vegetais, ela é uma estrutura complexa formada por lignina, celulose, hemicelulose, pectina e outros elementos que limitam o processo de digestão anaeróbia (BASTOS et al., 2021).

3.4.5.1 Temperatura

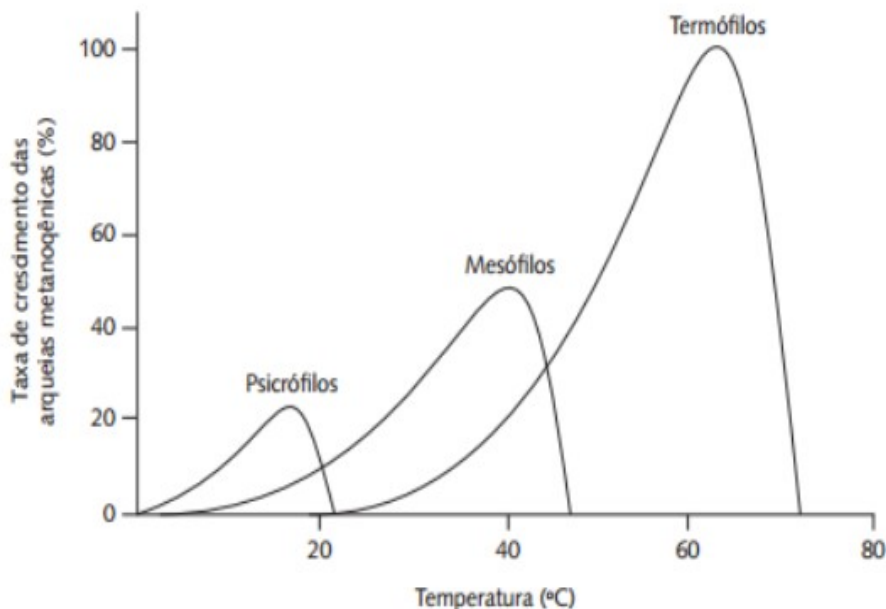
A temperatura é um fator físico relevante para o crescimento microbiano, sua faixa delimita a seleção dos grupos de bactérias. Leva-se em consideração que os microrganismos não possuem mecanismos para controlar sua temperatura interna, com isso dependem exclusivamente da interação com a temperatura ambiente externa (CHERNICHARO, 1997; SOARES; FEIDEN; TAVARES, 2017).

Existem três faixas de temperaturas que são associadas ao crescimento microbiano, sendo:

- Faixa psicrófila: entre 0°C e \cong 20°C;
- Faixa mesófila: entre 20°C e \cong 45°C;
- Faixa termófila: entre 45°C e 70°C.

É possível de haver o crescimento de microrganismos nas três faixas citadas, não podendo ser ultrapassado os limites mínimos da faixa psicrófila e máximos da termófila (CHERNICHARO, 1997), conforme apresentado na Figura 4.

Figura 4. Taxa de crescimento das Arqueas metanogênicas em diferentes faixas de temperatura



Fonte: Angelidaki (2004)

Entretanto, a temperatura pode influenciar de forma direta nas etapas da digestão anaeróbia, como por exemplo na etapa de hidrólise, pois se um reator

anaeróbio é operado em faixa psicrófila haverá a redução na atividade enzimática das bactérias hidrolíticas ocasionará na limitação da velocidade re reação do processo, tendo em vista que as outras etapas dependerão desta etapa inicial (GUERRI; SOUZA; KUCZMAN, 2017).

Por outro lado, o aumento da temperatura pode ter um efeito positivo na taxa metabólica dos microrganismos, entretanto, também resulta em maiores concentrações de amônia livre (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008).

3.4.5.2 Potencial hidrogeniônico, alcalinidade e ácidos graxos voláteis

O potencial hidrogeniônico (pH) tem influência direta com o nível de atividade metabólica dos microrganismos metanogênicos. As bactérias produtoras de metano têm um crescimento satisfatório nas faixas entre 6,6 e 7,4, contudo é possível obter estabilidade na formação de metano em uma faixa ampla de 6,0 e 8,0 (CHERNICHARO, 1997). O processo de digestão anaeróbia é dinâmico, com isso o pH torna-se volátil a ponto de ocorrer bruscas alterações, principalmente na etapa inicial da DA.

Na fase fermentativa ocorre a digestão ácida, fazendo com que haja a queda do pH, contudo as bactérias produtoras de ácidos são mais tolerantes ao pH baixo, estas bactérias possuem melhor desenvolvimento entre a faixa de 5,0 e 6,0. Por outro lado, diante de um pH de 4,5 é afetada a atividade de todos os microrganismos implicados no processo, como resultado, ter-se-á o azedamento da biomassa do reator (GUERRI; SOUZA; KUCZMAN, 2017; CHERNICHARO, 1997).

Uma estratégia para a manutenção do processo de DA é o tamponamento e monitoramento indireto dos ácidos produzidos através da relação alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP). A alcalinidade intermediária consiste em valores equivalentes à alcalinidade por bicarbonato, enquanto que a alcalinidade parcial são os valores obtidos dos ácidos voláteis (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2022).

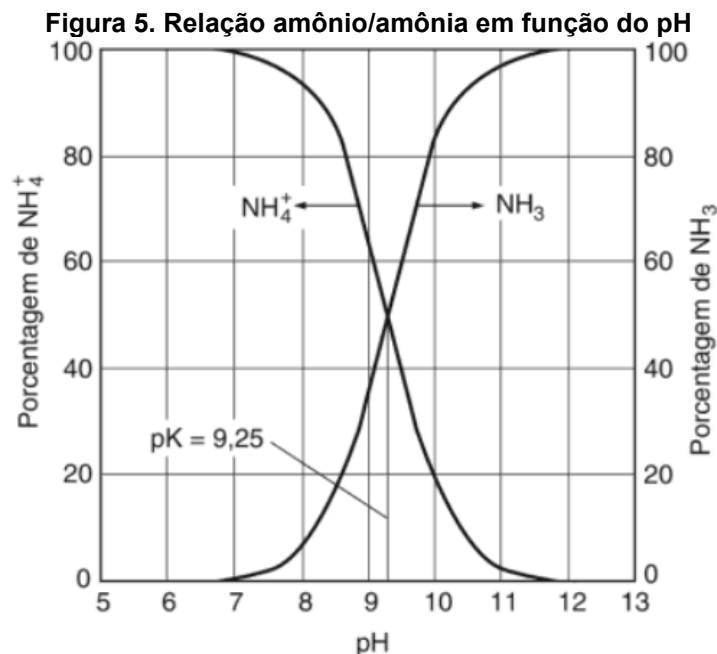
O valor ótimo de AI/AP pode variar conforme as características do reator e substrato, contudo, conforme apresentado na Tabela 4 o acompanhamento do processo pode ser feito através das seguintes faixas:

Tabela 4. Efeito da relação AI/AP sobre a carga do biodigestor

Relação AI/AP	Característica do reator
>0,4	Reator em sobrecarga
0,3 – 0,4	Faixa ótima
<0,3	Reator em subcarga

Fonte: Mézes et al., (2011)

Outro ponto importante sobre o pH é sobre sua influencia da composição do íon amônia (NH_4^+) e amônia livre (NH_3), que podem ser agentes inibidores quando presentes em altas concentrações. Conforme observado na Figura 5, quando há o aumento do pH >7,0, a concentração do íon de hidrogênio diminui e aumenta-se a concentração de amônia livre (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008).



Fonte: Metcalf e Eddy (2016)

3.4.6 Aplicações da digestão anaeróbia

Entende-se que cada resíduo possui sua peculiaridade, e por isso seu comportamento em um biodigestor anaeróbio pode ser imprevisível, outro ponto de destaque são as condições ambientais outrora citadas. Na tabela 5 são apresentadas as aplicações da digestão anaeróbia em diferentes trabalhos.

Tabela 5. Aplicações da digestão anaeróbia em diferentes trabalhos

(continua)

Substrato	Tipo de reator	TRH	Temperatura	pH	Rend. biogás	Remoção de DQO	Autores
Efluente do processamento de carne vermelha	CSTR	120 dias	23°C - 33°C	6,88 – 7,01	Teor médio de 71,12% de CH ₄	-	SCHMIDT et al., 2019
Efluente de matadouros	Batelada	60 dias	32±3°C	6,86 – 8,3	112 mL ⁻¹ d ⁻¹	82,22%	ADOU et al. (2020)
Resíduos de polpa de pêsego e maçã	CSTR	213 dias	30°C – 37°C	7,4 ± 0,2	Teor de CH ₄ de 70%	Remoção de até 99%	CARVALHEIRA et al. (2018)
Codigestão anaeróbia de lodo ativado de Estação de Tratamento de águas residuárias + resíduos de hortifrutis	Digestor anaeróbio em dois estágios (termofílico e mesofílico)	20 dias	55 ± 2°C (fase 1); 37 ± 2°C (fase 2)	4,3 – 7,4	79 mL g ⁻¹ SV	73,8 ± 1,2	AMBROSE et al. (2020)
Resíduos hortifrutis	Batelada	10 a 20 dias	55°C, 20°C e 35°C	3,5 – 7,8	Teor de metano máximo de 65%	-	BOUALLAGUI et al. (2004)
Casca de maracujá, bagaço de laranja e bagaço de caju	UASB	30 dias	37°C	6,5 – 7,5	Teor de metano de 63 a 69%	79,6%	SANTOS et al. (2020)
Codigestão da polpa de mandioca com esterco suíno	CSTR	15 dias	37°C	5,9 – 7,5	391 mL g ⁻¹ SV	57%	PANICHNUMSIN et al. (2010)

Tabela 5. Aplicações da digestão anaeróbia em diferentes trabalhos
(conclusão)

Substrato	Tipo de reator	TRH	Temperatura	pH	Rend. biogás	Remoção de DQO	Autores
Efluente de processamento de mandioca	Batelada	13 dias	28°C – 45°C	6,8 – 7,2	Teor de metano 55,2 a 71%	96,82%	FLECK et al. (2017)
Codigestão de resíduos alimentares e lodo de esgoto	Batelada	35 dias	25°C – 40°C	5,5 – 6,5 (fase 1); 6,5 – 7,5 (fase 2)	Geração cumulativa de 1.349,4 mL	54% (fase 1); 78% (fase 2)	PARANJPE ; SAXENA;J AIN (2023)
Efluente de cervejaria	Digestor anaeróbio em dois estágios	203 dias	16°C – 35°C	Mantido em 7,2	Teor de metano >60%	-	CHEN et al. (2022)
Efluente de cervejaria	UASB	15 dias	24°C – 30,5°C	4,6 – 7,3	Teores de metano de 60 a 69%	78,97%	ENITAN et al. (2018)

3.6 PLANEJAMENTO DE MISTURA

Ao se trabalhar com variáveis independentes, tem-se uma vasta gama de configurações de uma mesma mistura, em que uma proporção de um dos constituintes pode ser satisfatória em uma ocasião, e em outro momento, tornar-se irrelevante. Encontrar um ponto ideal de operação em um processo pode levar muito tempo e esforço se não for bem definido, por isso, o planejamento experimental pode reduzir o número de experimentos ou repetições, melhorando a qualidade da informação obtida através dos resultados (RODRIGUES; LEMMA, 2014).

Para compreender um planejamento de mistura, leva-se em consideração a proporção de cada componente. Diferentemente de um Delineamento Composto Central, no qual os fatores influenciam no processo, como por exemplo, se dobrar os níveis dos fatores de um processo de digestão anaeróbia, teríamos como consequência uma alteração no rendimento e na propriedade final do digestato. No caso da mistura, se dobrar os valores dos componentes, não mudará o valor absoluto

do processo total, porém, será possível ter um melhor aproveitamento de cada componente (BARROS-NETO; SCARMINIO; BRUNS, 2010).

Nesse sentido os planejamentos de misturas são comumente utilizados quando o foco do estudo é lidar com a combinação entre os níveis das proporções, sendo as respostas resultantes das interações da proporção das variáveis (NOVAES et al., 2018). A metodologia pode ser demonstrada por Ndomou et al. (2023), que utilizou o planejamento de misturas simplex-lattice para determinar a proporção de mistura otimizada de óleos de amendoim (*Arachis hypogea*), oleína, estearina e gergelim (*Sesamim indicum L.*), para limitar a oxidação térmica de seus lipídios. Os resultados para a otimização indicaram que a combinação do óleo permitiu preservar melhor a qualidade química dos lipídios durante os tratamentos térmicos .

Um estudo que envolve a mistura de diferentes variáveis, leva-se em consideração a proporção de cada item analisado nos experimentos, no qual a somatória deles sempre será equivalente a 1 ou 100% (SILVA, 2021), sendo disposta pela Eq. (1).

$$\sum_{i=1}^q X_i = 100\% = 1 \quad \text{Eq. (1)}$$

Onde:

x_i = representa a proporção do i -ésimo componente, com $0 \leq x_i \leq 1$;

q = quantidade de componentes.

A definição de um planejamento de misturas é considerada com base no número de variáveis e interações a serem estudadas, na efetividade na modelagem dos dados, nos custos envolvidos em sua execução e na validade estatística (BURUK; AKTAR; BURNAK, 2016). O modelo matemático linear (Eq. (2)) pode estar disposto com seis termos, e caso este modelo não mostrar satisfatório, é necessário o ajuste do modelo quadrático, contendo 10 termos (Eq. (3)) (BARROS-NETO; SCARMINIO; BRUNS, 2010).

$$y = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + b_3X_3 \quad \text{Eq. (2)}$$

$$y = b_1X_1 + b_2X_2 + b_3X_3 + b_{12}X_1X_2 + b_{13}X_1X_3 + b_{23}X_2X_3 \quad \text{Eq. (3)}$$

Adicionalmente, se caso o modelo quadrático se mostrar insuficiente, devido a importância de descrever a resposta de determinadas misturas ternárias, torna-se necessário o acréscimo de termos cúbicos. O modelo cúbico de misturas ternárias pode ser descrito pela Eq. (4).

$$y = b_1X_1 + b_2X_2 + b_3X_3 + b_{12}X_1X_2 + b_{13}X_1X_3 + b_{23}X_2X_3 + b_{123}X_1X_2X_3 \quad \text{Eq. (4)}$$

As metodologias comumente utilizadas para o planejamento de misturas são: rede simplex-lattice e simplex-centroid.

A rede simplex-lattice é caracterizada pelos pontos experimentais que são tomados nas extremidades do domínio experimental, e são uniformemente espaçados no decorrer das coordenadas que representam as variáveis (BURUK; AKTAR; BURNAK, 2016). A rede simplex-centroid permite reduzir o número de coeficientes de um modelo, conseqüentemente, reduzindo o número de pontos experimentais. Com isso, ao menos um ponto central será incluído no planejamento, o que permitirá modelar e avaliar a influência dos possíveis efeitos que surgirem na presença de todos os componentes da mistura (NOVAES et al., 2018).

3.6.1 Pseudocomponentes

Muitas vezes não é possível trabalhar com a otimização de misturas utilizando os pontos propostos pelo planejamento simplex denominados como puros. Em alguns casos, à depender do componente utilizado, deve-se atentar à quantidade mínima de cada componente. Neste caso trabalha-se com pseudocomponentes, o qual determina uma mistura fixa dos componentes estudados, sendo assim, o experimento fica limitado a uma sub-região do planejamento de mistura (REIS; ANDRADE, 1996)

Os pseudocomponentes são gerados a partir dos componentes originais, suas interpretações são similares àquelas com componentes originais (NASCIMENTO, 1995), sendo definidos através da Eq 5.

$$X_i = \frac{(c_i - l_i)}{1 - \sum_{i=1}^q l_i} \quad \text{Eq. (5)}$$

Onde:

X_i = representa a proporção do i -ésimo componente, com $0 \leq x_i \leq 1$;

q = quantidade de componentes;

C_i = Fração real do componente "i" na mistura;

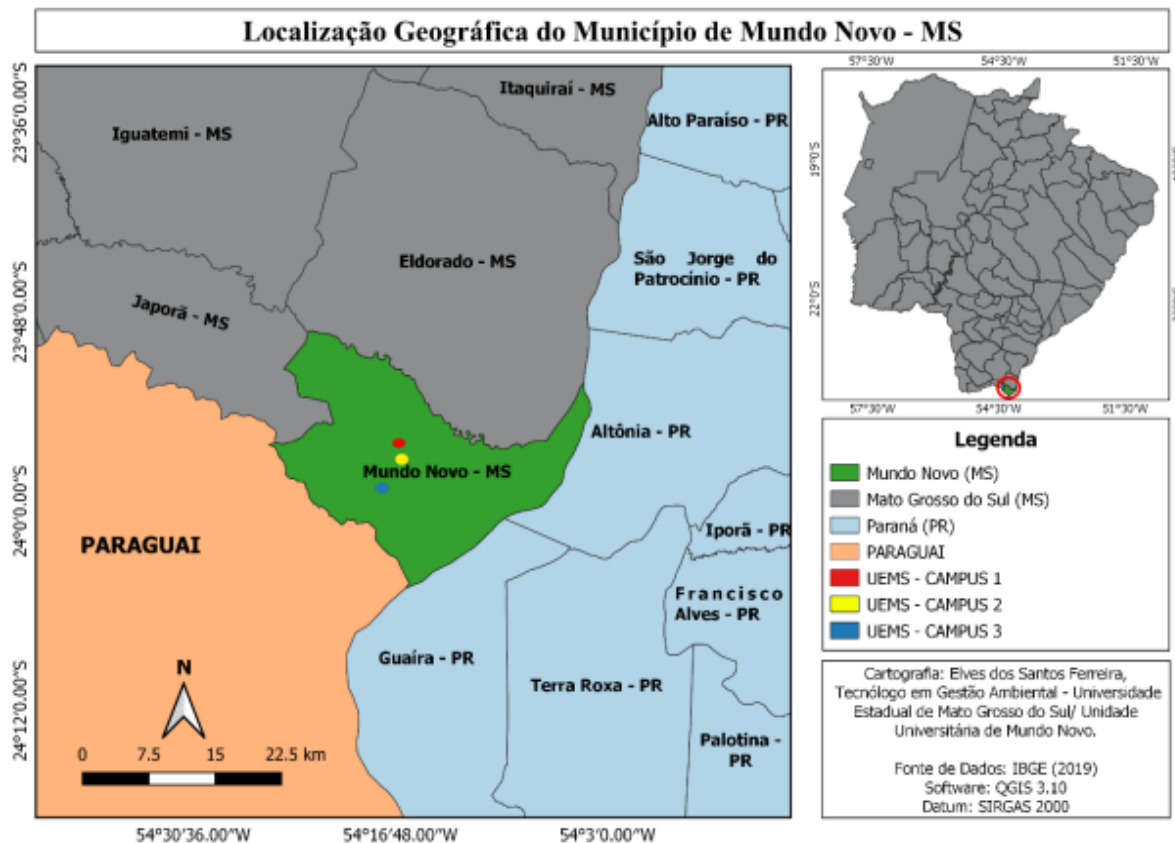
l_i = limite inferior do componente "i" na mistura.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LOCAL DE ESTUDO

O estudo foi conduzido no município de Mundo Novo, o qual possui uma população estimada de 19.193 habitantes (IBGE, 2022), localizado no estado de Mato Grosso do Sul, fazendo divisa com o país Paraguai e com o Estado do Paraná. Para a condução dos ensaios experimentais, foi utilizado o Laboratório de Inovações em Biogás da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul – Unidade Universitária de Mundo Novo, Campus 1. Conforme apresentado na Figura 6.

Figura 6. Localização geográfica do município de Mundo Novo – MS.



Fonte: Ferreira e Fleck (2021)

4.2 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DOS SUBSTRATOS E DO INÓCULO

Para a montagem dos reatores foram utilizados 3,97 Kg de resíduos de hortifruti (R_{HFT}) frescos, coletados nos comércios do município de Mundo Novo. Os resíduos de hortifruti foram compostos majoritariamente por cenoura e beterraba, seguidos de repolho, chuchu, abóbora e pepino, conforme observado na tabela 6.

Tabela 6. Composição do hortifruti utilizado na codigestão anaeróbia.

Resíduo	Massa (g)	Percentual (%)
Pepino	325	8,17
Beterraba	880	22,13
Cenoura	1.285	32,32
Repolho	650	16,35
Chuchu	475	11,94
Abóbora	360	9,05
TOTAL	3.975	100,00

Fonte: Aatoria própria (2023)

Além destes, foram escolhidos os substratos efluente de fecularia (E_F) e efluente oriundo do processamento de sangue animal (E_{SBS}). Cada resíduo foi coletado em uma única vez, de forma a garantir a padronização das características de cada resíduo, e após, mantidos congelados até sua utilização. Os efluentes de fecularia e de processamento de sangue animal foram coletados nas indústrias localizadas no município de Mundo Novo/MS.

A aclimação do inóculo ocorreu através da mistura dos três substratos em um biorreator de bancada multifunção (ENGCO, BIOENG-B) com capacidade de 5 L, por um período de 30 dias. Este inóculo foi mantido em uma temperatura mesofílica (35 °C) e alimentado semanalmente com diferentes composições de matéria orgânica, processo este chamado de aclimação, o qual, é uma estratégia para manter os microrganismos biologicamente ativos e adaptados a receber uma nova alimentação (EDWIGES et al., 2018).

A alimentação do reator ocorreu através da adição de 250 mL de cada substrato, sendo o resíduo de hortifruti triturado e mensurado através de uma proveta volumétrica. A temperatura foi mantida em $35^\circ \pm 1^\circ\text{C}$ por um banho maria conectado ao biorreator em uma agitação constante de 50 rpm. O pH foi mantido em 7,0 de forma automatizada pelo biorreator através da adição de solução de hidróxido de sódio (NaOH) em uma concentração de 0,01 N.

Para a definição do planejamento experimental foram analisados os parâmetros físico-químicos dos substratos, sendo eles: demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrito, nitrato, sólidos em suspensão total (SST), fixos (SSF) e voláteis (SSV) e nitrogênio total (NT). Após montado os reatores, foram coletados 200 mL de amostra do substrato para análise dos parâmetros físico-químicos de cada ensaio, sendo eles: demanda química de oxigênio (DQO), pH,

nitrogênio amoniacal, sólidos totais (ST), fixos (SF) e voláteis (SV). As metodologias utilizadas para a caracterização dos substratos são apresentada na Tabela 7.

Tabela 7. Metodologias utilizadas para a caracterização dos substratos EF, ESBS e RHFT

Parâmetro	Unidade	Método Analítico	Referência
pH	-	4500 B	APHA, 2012
Sólidos totais (ST)	mg/L ⁻¹	2540 G	APHA, 2012
Sólidos fixos (SF)	mg/L ⁻¹	2540 G	APHA, 2012
Sólidos voláteis (SV)	mg/L ⁻¹	2540 G	APHA, 2012
Sólidos em suspensão total (SST)	mg/L ⁻¹	2540 G	APHA, 2012
Sólidos em suspensão fixos (SSF)	mg/L ⁻¹	2540 D	APHA, 2012
Sólidos em suspensão voláteis (SSV)	mg/L ⁻¹	2540 D	APHA, 2012
Nitrogênio total Kjeldahl	mg/L ⁻¹	4500-N _{org} (Micro-Kjeldahl)	APHA, 2017
Nitrogênio amoniacal	mg/L ⁻¹	4500-NH ₃ (Método Fenato)	APHA, 2017
Nitrito	mg/L ⁻¹	4500-NO ₂ B (Colorimétrico)	APHA, 2017
Nitrato	mg/L ⁻¹	4500-NO ₃ C	SILVA, 1977
DQO	mg/L ⁻¹	5220 B (Colorimétrico)	APHA, 2012

Fonte: Autoria própria (2023)

4.3 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

Para o planejamento experimental foi adotada a metodologia de planejamento de misturas simplex-lattice, com isso, os três resíduos foram tratados simultaneamente na forma de uma mistura. A matriz experimental foi delimitada com base na caracterização preliminar dos substratos com a finalidade de determinar o volume mínimo de cada um dos componentes. Tendo em vista os valores de DQO e N, obtidos para os substratos, observados na Tabela 8, foram calculadas as proporções DQO:N.

Tabela 8. Proporção DQO:N dos substratos utilizados na codigestão anaeróbia

Substrato	DQO (mg/L)	NT (mg/L)	DQO:N
Hortifruti	33.865	378,5	89,5
Efluente de fecularia	13.856	53,2	260,5
Efluente de indústria de processamento de sangue	12.784	566,3	22,6

Fonte: Autoria própria (2023).

Na tabela 9, é possível observar a matriz do planejamento de misturas, sendo apresentadas as frações codificadas, que representam os pseudocomponentes padronizados do modelo simplex-lattice, e as frações reais, que correspondem aos valores ajustados estudados empiricamente. As frações reais de mistura foram definidas através do ajuste da proporção de cada componente, assegurando que cada ensaio respeitasse o valor mínimo para a razão DQO:N de 70, considerando biomassa com elevado coeficiente de produção celular (CHERNICARO, 1997).

Tabela 9. Matriz experimental do planejamento de mistura com as frações codificadas e reais para codigestão anaeróbia

Ensaio	R _{HFT}	E _F	E _{SBS}	R _{HFT}	E _F	E _{SBS}	DQO:N
Fração codificada de mistura			Fração real de mistura				
1	1,000000	0,000000	0,000000	0,600000	0,200000	0,200000	110,3
2	0,000000	1,000000	0,000000	0,200000	0,600000	0,200000	178,7
3	0,000000	0,000000	1,000000	0,200000	0,200000	0,600000	83,5
4	0,500000	0,500000	0,000000	0,400000	0,400000	0,200000	144,5
5	0,500000	0,000000	0,500000	0,400000	0,200000	0,400000	96,9
6	0,000000	0,500000	0,500000	0,200000	0,400000	0,400000	131,1
7	0,666667	0,166667	0,166667	0,466667	0,266667	0,266667	117,2
8	0,166667	0,666667	0,166667	0,266667	0,466667	0,266667	151,4
9	0,166667	0,166667	0,666667	0,266667	0,266667	0,466667	103,9
10	0,333333	0,333333	0,333333	0,333333	0,333333	0,333333	124,2

Legenda: R_{HFT}: Resíduos hortifrutí; E_F: Efluente de fecularia; E_{SBS}: Efluente de indústria de processamento de sangue; Fração codificada de mistura: corresponde à contribuição teórica dos pseudocomponente.

Fonte: Autoria própria (2023).

Os pseudocomponentes são usados para o ajuste dos modelos, enquanto que as frações reais são aplicadas na prática, e garantem as condições mínimas para que a digestão anaeróbia possa acontecer. Como por exemplo no ensaio 03, tem-se os pseudocomponentes nas proporções 0:0:1, nesta situação utilizaria em sua totalidade apenas o efluente de processamento de sangue animal, que possui uma relação DQO:N de apenas 22,6. Entretanto ao ajustar os valores reais da matriz do planejamento as frações reais para este ensaio são: 0,6:0,2:0,2, proporcionando uma relação DQO:N de 83,5.

4.4 MÓDULO EXPERIMENTAL

A preparação dos reatores ocorreu com o trituração e a mistura dos R_{HFT}. Esta mistura foi realizada de forma manual a fim de garantir a homogeneidade do substrato para os experimentos. Foi utilizado uma proveta graduada com capacidade de 1000 mL, apresentada na Figura 7, sendo adicionados E_F e E_{SBS} de forma inicial correspondendo ao volume definido no planejamento de misturas. O R_{HFT} foi

adicionado na proveta ao final para medir o volume através do deslocamento do líquido previamente adicionado.

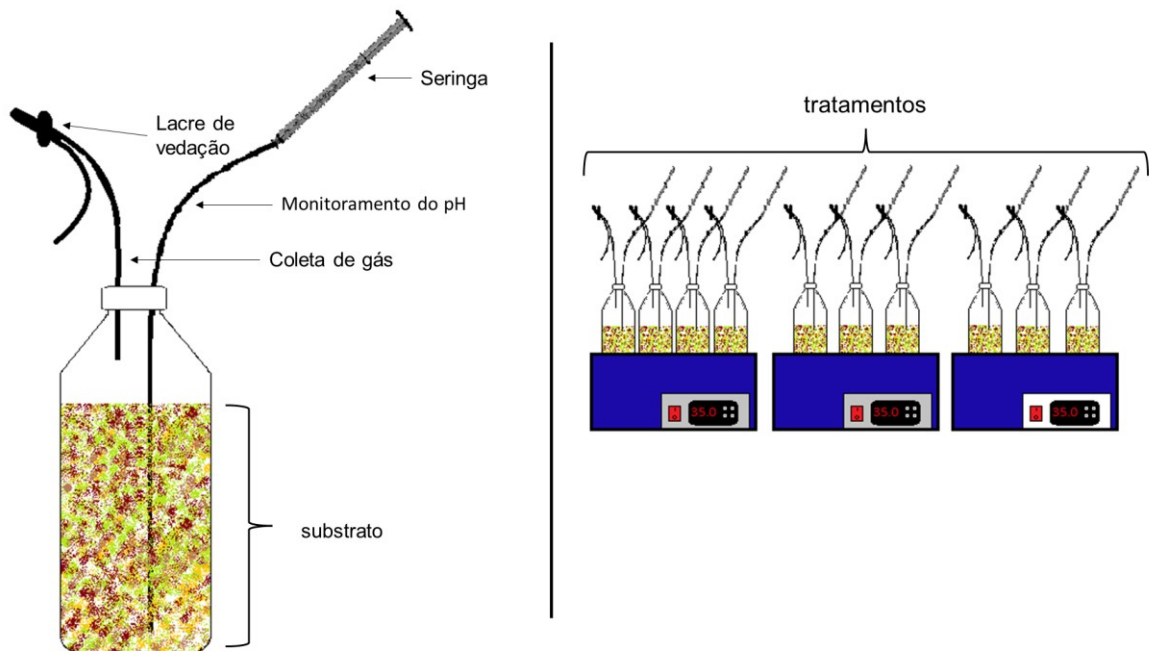
Figura 7. Mistura entre os RHFT, EF e ESBS na codigestão anaeróbia



Fonte: Autoria própria (2023).

Após realizada a mistura, foram separados 200 mL de cada ensaio experimental para a posterior caracterização; o restante foi destinado aos reatores operando em sistema de batelada, construídos em garrafa PET, com capacidade de 1 L. Os reatores foram adaptados com mangueiras de silicone para o monitoramento do processo, sendo uma mangueira para o esgotamento de gás produzido e outra para a coleta de amostras para a manutenção do pH da biomassa. A temperatura dos reatores foi controlada por meio de banhos-marias ajustados para operar a 35 °C. O módulo experimental do processo de codigestão anaeróbia é apresentado na Figura 8.

Figura 8. Módulo experimental da codigestão anaeróbia utilizando RHFT, EF e ESBS



Fonte: Autoria própria (2023)

O monitoramento dos reatores ocorreu durante 16 dias, acontecendo em períodos de 12 horas. O monitoramento do pH consistiu em retirar uma amostra do substrato através de uma seringa acoplada na mangueira presente no reator. O ajuste do pH se fez com a adição da solução de NaOH (0,01N) na hipótese de $\text{pH} < 6,0$ e H_2SO_4 na hipótese de substrato com $\text{pH} > 8,0$.

Após o monitoramento do pH, os reatores foram agitados manualmente, a fim de garantir a homogeneidade dos substratos. Conforme observado na Figura 9, o biogás produzido pelos reatores foi armazenado em sacos de amostragem de gases, modelo BAG-10, para posterior análise.

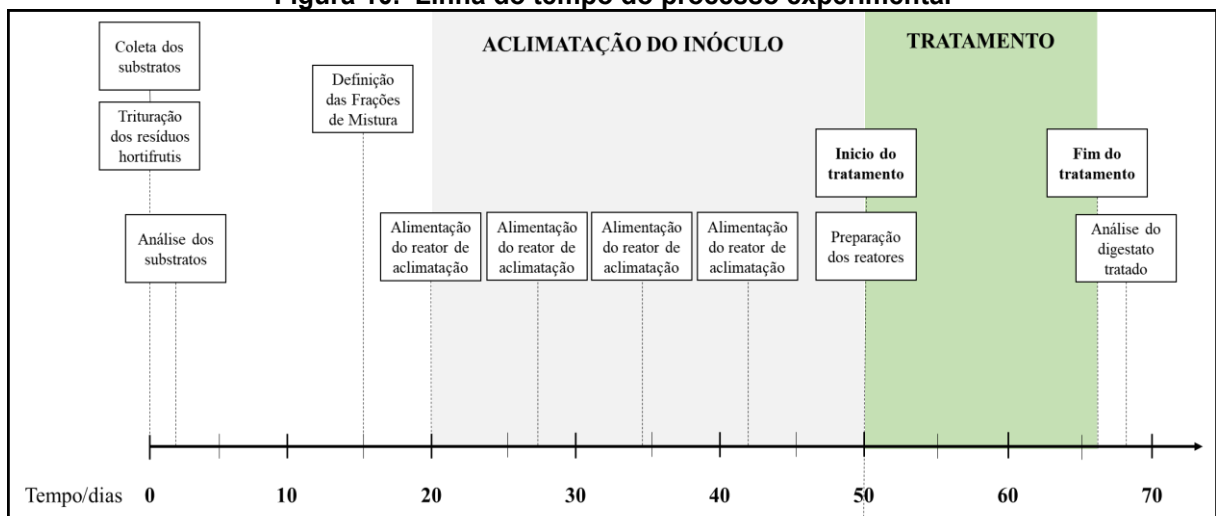
Figura 9. Coleta de biogás produzido através da codigestão anaeróbia



Fonte: Autoria própria (2023)

Os teores de metano e sulfeto de hidrogênio foram determinados por um cromatógrafo Perkin Elmer – Clarus 68, com detector de condutividade térmica, utilizando uma coluna empacotada e gás hélio como arraste. A sequência cronológica da metodologia empregada neste estudo pode ser ilustrada pela Figura 10.

Figura 10. Linha do tempo do processo experimental



Fonte: Autoria própria (2023)

4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para a análise dos resultados de superfície de resposta e a aplicação da função de desejabilidade foi utilizado o software STATISTICA, versão 11.0 (Statsoft Inc., Tulsa, ok, USA). As médias das variáveis-resposta comparadas pelo teste t-student utilizando um nível de 5% de significância.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISES PRELIMINARES

Ao avaliar os substratos de forma individual nota-se a dificuldade em realizar a monodigestão anaeróbia, conforme apresentado na Tabela 10. O pH baixo dos R_{HFT} (4,98) pode indicar uma limitação da DA, os valores se aproximam aos apresentados por Ambrose et al. (2020) e Miramontes-Martínez et al. (2021). Devido aos altos teores de açúcares ocorre a acidificação da biomassa, resultando no déficit da atividade metanogênica.

Tabela 10. Caracterização dos resíduos hortifrutis (R_{HFT}), efluente de fecularia (E_F), efluente oriundo do processamento de sangue animal (E_{SBS}) utilizados para o processo de codigestão anaeróbia

Substrato	pH	ST	SV	mg/L ⁻¹					
				DQO	NT	NTK	N _{amoniaco}	Nitrito	Nitrato
R_{HFT}	4,98	572.049	551.582	33.865	378,5	280	165	98,5	<0,1
E_F	4,25	10.276	9.226	13.856	53,2	50,4	32	2,8	<0,1
E_{SBS}	8,12	11.615	5.979	12.784	566,3	560	780	6,3	<0,1

Fonte: Autoria própria (2023)

O E_F teve um pH baixo (4,25), próximos aos valores de 3,84, encontrados por Martins et al. (2023). A acidez do E_F está relacionado à presença de compostos glicosídeos cianogênicos, como a lotaustralina e linamarina (SÁNCHEZ ET AL., 2017).

O E_{SBS} é rico em NT (566,3 mg/L⁻¹), nesta situação a monodigestão anaeróbia é deficiente, ocorre devido à sobrecarga de proteínas que após degradadas liberam compostos nitrogenados, que inibem os microrganismos que realizam as reações da DA (NAZIFA et al.. 2021).

Ao observar os valores correspondentes a DQO é possível notar a similaridade com os valores encontrados na literatura. Rodrigues-Abalde et al. (2019) ao avaliar o processo de digestão anaeróbia utilizando efluente de abatedouro encontraram uma DQO de 13.181 mg/L⁻¹. Na literatura são encontrados valores de DQO que variam de 4.800 mg/L⁻¹ (CREMONEZ et al., 2013) a 69.830 mg/L⁻¹ (ANDRADE, 2020). O valor de 21.679 mg/L⁻¹ de DQO apresentada por Santos et al. (2020) é menor que a de 33.865 mg/L⁻¹ apresentada neste estudo para os resíduos hortifrutis.

5.2 CARACTERIZAÇÃO DAS MISTURAS DE SUBSTRATOS

As principais características físico-químicas de cada mistura são apresentadas na Tabela 11. Os valores de pH se mostraram predominantemente dentro da faixa sugerida por Kumar e Samadder (2020), entretanto nos ensaios 8, 9 e 10 o pH encontrava-se ácido, necessitando da adição da solução de hidróxido de sódio (NaOH) para alcançar valores próximos à neutralidade. É importante salientar que a codigestão dos três substratos proporcionou um equilíbrio no pH quando levado em consideração as características individuais de cada substrato.

Tabela 11. Caracterização das misturas utilizadas para o processo de codigestão anaeróbia

Substratos	pH	ST (mg/L ⁻¹)	SV (% _{ST})	N _{amoniacoal} (mg/L ⁻¹)	DQO (mg/L ⁻¹)
T1	6,16	55,980	89,28	50.955	29.603
T2	6,44	31,740	88,78	25.243	35.298
T3	7,01	34,620	86,46	40.242	35.984
T4	6,13	52,680	76,08	29.529	34.612
T5	6,35	45,380	87,66	40.242	34.612
T6	6,46	32,840	86,24	31.671	35.388
T7	6,16	36,720	85,40	44.527	35.537
T8	4,87	35,100	86,78	35.957	35.686
T9	5,16	28,140	81,45	33.814	35.746
T10	4,67	28,140	83,01	31.671	35.417

Fonte: Autoria própria (2023)

Os resultados de SV apresentam uma boa condição para operação do processo de digestão anaeróbia, superior a 76%, o qual demonstra uma potencial fração orgânica que poderá ser assimilada pelos microrganismos presentes no processo, convertendo em biogás (KUNZ; STEINMETZ & AMARAL, 2019).

Os valores de nitrogênio amoniacoal variaram na ordem de 25.243 mg/L⁻¹ e 50.955 mg/L⁻¹, tais valores caracterizam os substratos com uma alta concentração. Segundo Kunz, Steinmetz e Amaral (2019), a amônia é um nutriente essencial para o crescimento dos microrganismos anaeróbios, e é liberada através da fermentação de materiais ricos em ureia e proteínas. Segundo Liu et al. (2020), as concentrações de 3.900,00 mg/L⁻¹ a 5.600,00 mg/L⁻¹ de nitrogênio amoniacoal foram inibitórias no processo de DA de resíduo doméstico, podendo isso estar associado com pH alcalino e temperatura mesófila. A geração elevada de amônia livre é tóxica às arqueas

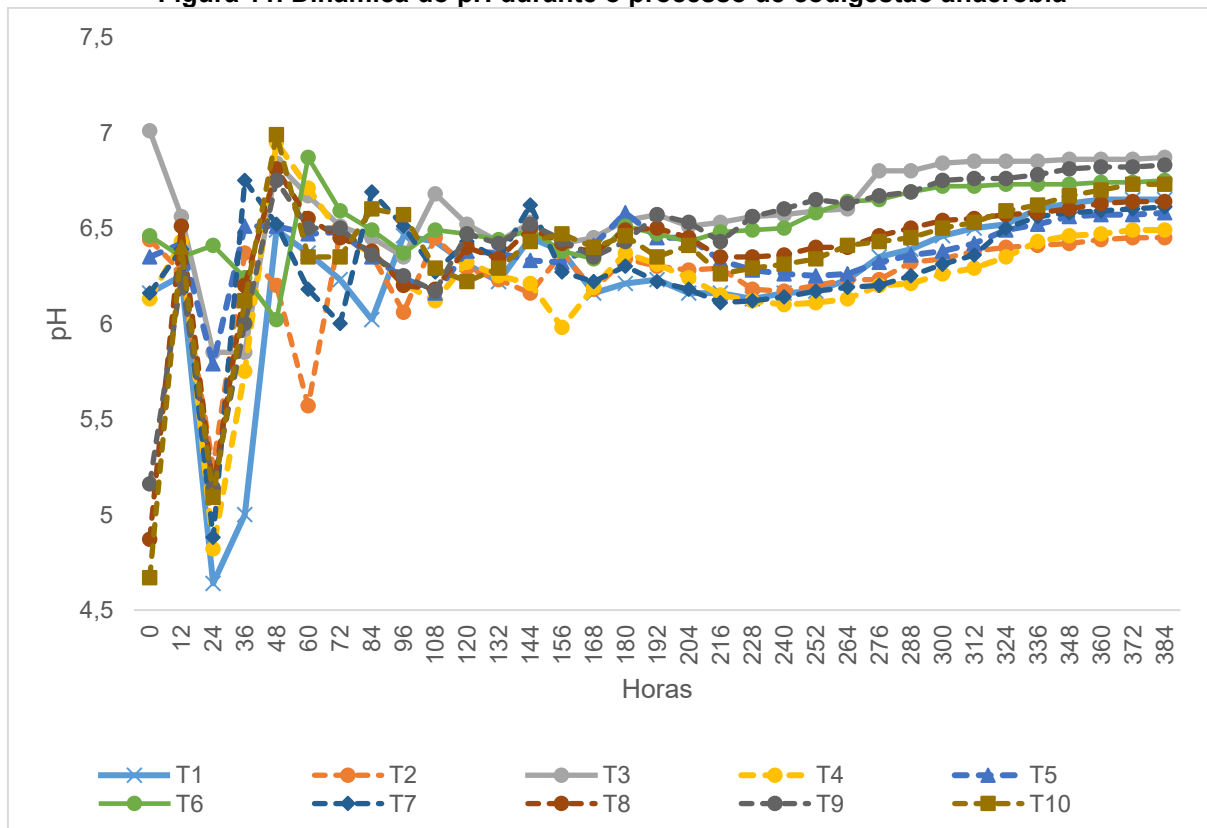
metanogênicas, o que prejudica o processo de digestão anaeróbia (KUNZ; STEINMETZ & AMARAL, 2019).

A média da DQO da matriz experimental foi 34.788,6 mg/L⁻¹, sendo 29.603 mg/L⁻¹ o menor valor de DQO, encontrado no ensaio 01, com as proporções de mistura 0,6:02:0:2 de R_{HTF}:E_F:E_{SBS}, respectivamente. Em relação a DQO, Costa et al. (2022) afirmam que os valores para a manipueira variam entre 14.043 e 141.030 mg/O₂.L⁻¹.

5.3 MONITORAMENTO DO PH

Conforme apresentado na Figura 11, o pH se manteve na faixa ideal para a digestão anaeróbia, tendo uma oscilação nas 24 primeiras horas do processo. Os valores de pH nestas primeiras horas variaram entre 4,64 e 5,85, sendo que apenas o pH referente ao ensaio 06 não reduziu da mesma maneira. Durante os demais dias não houve mais alterações bruscas de pH, não havendo necessidade de adição de NaOH.

Figura 11. Dinâmica do pH durante o processo de codigestão anaeróbia



Fonte: Autoria própria (2023).

A diminuição do pH provavelmente foi causada pelo acúmulo de ácidos graxos voláteis produzido pelas bactérias, os quais não foram consumidos com a mesma velocidade a qual foi produzido, resultando na inibição da atividade microbológica (KUNZ; STEINMETZ & AMARAL, 2019).

O monitoramento do pH é uma ferramenta importante que serve como um indicativo sobre a diminuição da atividade microbológica em um reator, sendo que, quando pH da biomassa se estabiliza na neutralidade, necessariamente a matéria orgânica foi devidamente consumida e entende-se por se encerrar o processo. Na literatura é recomendada o monitoramento da alcalinidade, no entanto, devido pigmentação característica da beterraba impossibilitou a análise através do método titulométrico.

Segundo Edwiges et al. (2018), ao avaliar a digestão anaeróbia de frutas e vegetais notou-se um tempo médio de estabilização de 12 dias, e a produção de biogás estabilizou em 16 dias. Para Kothari et al. (2014), em condições de temperaturas mesófilas, o Tempo de Retenção Hidráulica (TRH) normal está entre 10 e 40 dias. Segundo Carvalheira et al. (2018) a digestão anaeróbia dos resíduos de polpa de pêsego e maçã, diluídos com água podem ter um TRH inferior a 10 dias.

5.4 REMOÇÃO DE DQO E SV

As eficiências de remoção de DQO e SV são apresentadas na Tabela 12. É possível observar que as maiores remoções da DQO ocorreram nos ensaios 5 e 6, sendo 93,56% e 68,25%, respectivamente. Por outro lado, o ensaio 2, contendo maior volume de E_F obteve menor eficiência na remoção de DQO, seguidos dos ensaios 3 e 7. Segundo Machado et al. (2019), ao avaliarem o desempenho de um reator anaeróbio de fluxo vertical no tratamento de manipueira encontraram uma eficiência média de 41% na remoção da DQO. Os autores citam a acidificação do sistema e baixos valores de remoção de matéria orgânica, contudo, resultados mostraram uma tendência de estabilidade em períodos maiores de operação.

Tabela 12. Eficiência das remoções de DQO e SV

Ensaio	Frações reais dos substratos			Remoção DQO (%)	Remoção SV (%)
	R_{HFT}	E_F	E_{SBS}		
01	0,600000	0,200000	0,200000	40,97	54,98
02	0,200000	0,600000	0,200000	1,38	50,25
03	0,200000	0,200000	0,600000	10,31	61,52
04	0,400000	0,400000	0,200000	38,56	54,34
05	0,400000	0,200000	0,400000	93,56	55,13
06	0,200000	0,400000	0,400000	38,22	57,42
07	0,466667	0,266667	0,266667	18,33	38,14
08	0,266667	0,466667	0,266667	68,25	54,83
09	0,266667	0,266667	0,466667	26,65	43,28
10	0,333333	0,333333	0,333333	31,11	38,96

Fonte: Autoria própria (2023).

Ao avaliar um efluente de abatedouro de gado, constituído de sangue e águas residuárias da lavagem de vísceras e órgãos internos, Musa e Idrus (2020) operando a uma temperatura de 37 °C em um reator UASB, obtiveram em seus ensaios uma eficiência de 96% na remoção de DQO.

Através da Tabela 12 é possível observar a eficiência de remoção de sólidos voláteis, tendo os melhores resultados nos ensaios 03 e 06, variando de 38,14 a 61,52%, respectivamente. Os sólidos voláteis representam o estado de biodegradação da matéria orgânica, pois retrata a atividade metabólica da comunidade microbológica no reator de digestão anaeróbia (MLAIK e al., 2022).

Arhoun et al. (2019) ao avaliarem a codigestão anaeróbia de frutas e vegetais gerados em um mercado atacadista com o lodo misto de estação de esgoto, tiveram como resultado uma remoção de sólidos voláteis que variou entre 70 e 87%. Este resultado foi obtido com as proporções de resíduos de frutas e vegetais superiores a 40%, ao contrário dos experimentos utilizando apenas o lodo de esgoto, resultando em 25% e 55%.

5.5 CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO AMONICAL

Conforme observado na Tabela 13, não houve a conversão em nitrogênio amoniacal ao final do processo de digestão anaeróbia nos ensaios 01, 02 e 03. As maiores conversões em nitrogênio amoniacal ocorreram nos ensaios 06 e 07, tendo um percentual de 30,80% e 37,43%, respectivamente.

Tabela 13. Eficiência da conversão em nitrogênio amoniacal

Ensaio	Frações reais dos substratos			Conversão em N _{amoniacal}
	R _{HFT}	E _F	E _{SBS}	
01	0,600000	0,200000	0,200000	0,00
02	0,200000	0,600000	0,200000	0,00
03	0,200000	0,200000	0,600000	0,00
04	0,400000	0,400000	0,200000	22,14
05	0,400000	0,200000	0,400000	5,93
06	0,200000	0,400000	0,400000	30,80
07	0,466667	0,266667	0,266667	37,43
08	0,266667	0,466667	0,266667	20,71
09	0,266667	0,266667	0,466667	20,87
10	0,333333	0,333333	0,333333	25,76

Fonte: Autoria própria (2023).

O aumento da concentração de nitrogênio amoniacal no processo de digestão anaeróbia provavelmente ocorreu através da mineralização do nitrogênio durante a síntese da proteína (JIANG et al., 2019). A faixa de pH e a codigestão com outros substratos foi um fator importante para a operacionalidade dos experimentos, uma vez que os resíduos ricos em proteínas tendem a apresentar valores de pH altos, podendo chegar a 8, resultando em um aumento de até oito vezes a concentração de amônia livre (BORJA; SANCHEZ; WEILAND, 1996).

Ao avaliar efluentes de matadouros na monodigestão anaeróbia, Adou et al. (2020) observaram uma variação de 684 a 1135 mg/L⁻¹ na concentração de nitrogênio amoniacal em um período de 15 dias seguido de um aumento para 1239 mg/L⁻¹ ao final do processo. Apesar do aumento na concentração de nitrogênio amoniacal os resultados não revelaram inibição do reator.

5.6 CARACTERIZAÇÃO DO BIOGÁS

Na Tabela 14 é possível observar que a maior concentração de CH₄ ocorreu no ensaio 02, com condições de 180 mL de R_{FTH} e E_{SBS} e 540 mL de E_F, resultando em 94%. No ensaio 01 não foi encontrado os gases avaliados presente estudo, podendo estar constituído predominantemente de outros gases do processo de

digestão anaeróbia, sendo por exemplo, o CO₂. Ao se trabalhar com as mesmas proporções dos substratos é possível observar uma concentração de CH₄ de 58%.

Tabela 14. Composição de H₂S e CH₄

Ensaio	Frações reais dos substratos			H ₂ S	CH ₄
	R _{HFT}	E _F	E _{SBS}	(ppm)	(%)
01	0,600000	0,200000	0,200000	0	0
02	0,200000	0,600000	0,200000	1720	94
03	0,200000	0,200000	0,600000	1675	19
04	0,400000	0,400000	0,200000	2290	62
05	0,400000	0,200000	0,400000	2215	79
06	0,200000	0,400000	0,400000	3340	73
07	0,466667	0,266667	0,266667	1690	53
08	0,266667	0,466667	0,266667	5040	61
09	0,266667	0,266667	0,466667	6140	14
10	0,333333	0,333333	0,333333	2200	58

Fonte: Autoria própria (2023).

Fernandes et al. (2023) ao realizarem a codigestão anaeróbia de resíduos de frutas com dejetos de suínos e de aves encontrou um percentual na composição de CH₄ de 64,75% e 77,94%, respectivamente. Os demais substratos atrelados aos resíduos de frutas proporcionaram a diminuição da proteína, conseqüentemente a diminuição no teor de metano comparado aos dejetos animais trabalhados individualmente.

Fleck et al., (2017) estudou a digestão anaeróbia de efluente de processamento de mandioca. No estudo foram aplicadas várias condições experimentais utilizando Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), no qual obteve-se o maior resultado de concentração de CH₄ de 71,00% em uma temperatura de 35 °C e teor de sólidos voláteis do inóculo de 7,2%.

5.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA DO PLANEJAMENTO DE MISTURAS

Por meio dos resultados obtidos foi possível ajustar os modelos matemáticos, assim como avaliar a validade estatística destes. As variáveis-respostas que foram objetivo da modelagem matemática foram as remoções de DQO, ST, SV, conversão em nitrogênio amoniacal, produção de CH₄ e H₂S, além dos respectivos coeficientes de suas variáveis independentes que estão apresentados na Tabela 15.

Devido à grande variabilidade que envolve o processo de tratamento microbiológico, foram considerados significativos os parâmetros com p-valores menores que 10% (RODRIGUES; LEMMA, 2014).

Tabela 15. Análise de efeitos para remoção de DQO, ST, SV, conversão em nitrogênio amoniacal e concentrações de CH₄ e H₂S

Parâmetros	Variável	Coefficiente	Erro Padrão	t calculado	p-valor
Rem. DQO	R _{HFT}	34,0266	30,6555	1,109966	0,329244
	E _F	16,6849	30,6555	0,544270	0,615175
	E _{SBS}	8,4557	30,6555	0,275831	0,796342
	R _{HFT} X E _F	13,4772	141,2872	0,095388	0,928594
	R _{HFT} X E _{SBS}	181,3040	141,2872	1,283230	0,268713
	E _F X E _{SBS}	83,6102	141,2872	0,591774	0,585829
Rem. ST	R _{HFT}	29,7302	11,14304	2,66805	*0,055919
	E _F	28,6705	11,14304	2,57295	*0,061786
	E _{SBS}	41,7841	11,14304	3,74980	*0,019951
	R _{HFT} X E _F	-36,9099	51,35667	-0,71870	0,512073
	R _{HFT} X E _{SBS}	-53,0817	51,35667	-1,03359	0,359722
	E _F X E _{SBS}	-15,1885	51,35667	-0,29574	0,782143
Rem. SV	R _{HFT}	54,0377	9,40408	5,74620	*0,004546
	E _F	54,0779	9,40408	5,75047	*0,004534
	E _{SBS}	61,1074	9,40408	6,49797	*0,002893
	R _{HFT} X E _F	-20,9230	43,34213	-0,48274	0,654510
	R _{HFT} X E _{SBS}	-48,8150	43,34213	-1,12627	0,323047
	E _F X E _{SBS}	-20,6521	43,34213	-0,47649	0,658586
Conv. N _{amoniacal}	R _{HFT}	4,4482	9,24594	0,481096	0,655581
	E _F	-2,3727	9,24594	-0,256624	0,810128
	E _{SBS}	-0,8555	9,24594	-0,092522	0,930732
	R _{HFT} X E _F	99,6309	42,61326	2,338026	*0,079550
	R _{HFT} X E _{SBS}	37,8255	42,61326	0,887645	0,424883
	E _F X E _{SBS}	123,6636	42,61326	2,901999	*0,044030
CH ₄	R _{HFT}	6,7525	22,8569	0,295426	0,782369
	E _F	94,7915	22,8569	4,147170	*0,014293
	E _{SBS}	12,9135	22,8569	0,564970	0,602275
	R _{HFT} X E _F	12,1969	105,3444	0,115781	0,913406
	R _{HFT} X E _{SBS}	213,2346	105,3444	2,024166	0,112960
	E _F X E _{SBS}	-9,5326	105,3444	-0,090490	0,932248
H ₂ S	R _{HFT}	-371,460	1714,128	-0,216705	0,839042
	E _F	2003,540	1714,128	1,168839	0,307374
	E _{SBS}	2269,449	1714,128	1,323967	0,256105
	R _{HFT} X E _F	6192,667	7900,183	0,783865	0,476935
	R _{HFT} X E _{SBS}	6604,495	7900,783	0,835993	0,450190
	E _F X E _{SBS}	8974,495	7900,783	1,135986	0,319407

* Estatisticamente significativo com 90% de confiança.

Fonte: Autoria própria (2023).

Com base nos resultados apresentados na Tabela 15, pode-se observar que os fatores não foram estatisticamente significativos para o modelo que corresponde a resposta de remoção de DQO (p-valor <0,10). Para os parâmetros remoção de ST e

remoção de SV, observa-se que os fatores R_{HFT} , E_F e E_{SBS} influenciaram significativamente, uma vez que os valores obtidos foram menores que o nível de significância adotado, de 10%.

Para a conversão em nitrogênio amoniacal é possível observar os efeitos positivos na interação entre R_{HFT} e E_F com p-valor de 0,062874, sendo estatisticamente significativo. A interação entre E_F e E_{SBS} mostrou ser ainda mais significativa no processo, tendo efeitos positivos para a conversão em nitrogênio amoniacal com p-valor de 0,031516.

Se tratando das concentrações de CH_4 e H_2S nota-se que o E_F apresenta efeitos positivos para a produção de metano, tendo o p-valor 0,014293. Outro ponto a se destacar é na produção de H_2S , não tendo efeitos estatisticamente significativos.

Nota-se que as variáveis independentes consideradas estatisticamente significativas apresentaram efeitos positivos, ou seja, a medida que se aumenta a concentração da variável, ocorre um aumento nos níveis dos parâmetros avaliados. Outro ponto ocorrido na análise é a remoção da variável $R_{FHT} \times E_{SBS}$, a retirada se baseia no ajuste do modelo, buscando a validação. Na tabela 16 são apresentadas as análises de variâncias (ANOVA) das variáveis independentes.

Tabela 16. Análise de variância para remoção de DQO, ST, SV, conversão em nitrogênio amoniacal, concentrações de CH_4 e H_2S

Parâmetros	Fator	SQ	GL	QM	Fcal	p-valor
Rem. DQO	Regressão	2625,158	5	525,032	0,519653	0,755225
	Resíduos	4041,562	4	1010,351		
	Total	6666,562	9	740,729		
Rem. ST	Regressão	394,8550	5	78,9710	0,591570	0,712824
	Resíduos	533,9759	4	133,4940		
	Total	928,8309	9	103,2034		
Rem. SV	Regressão	200,7941	5	40,15882	0,422371	0,814968
	Resíduos	380,3180	4	95,07951		
	Total	581,1121	9	64,56801		
Conv. N _{amoniacal}	Regressão	1357,589	5	271,5178	2,954217	0,158073
	Resíduos	367,634	4	91,9085		
	Total	1725,223	9	191,6914		
CH ₄	Regressão	6095,548	5	1219,110	2,170469	0,236351
	Resíduos	2246,721	4	561,680		
	Total	8342,270	9	926,919		
H ₂ S	Regressão	16009902	5	3201980	1,013627	0,508961
	Resíduos	12635738	4	3158935		
	Total	28645640	9	3182849		

Fonte: Autoria própria (2023).

Ao observar a tabela 16 é possível afirmar que não foi possível determinar a validação dos modelos matemáticos. Ao se trabalhar com a otimização de processos biológicos, deve-se levar em consideração uma complexidade maior quando comparada aos processos físico-químicos (MARGUTI; FERREIRA FILHO; PIVELI, 2008). Por sua vez, os processos biológicos são altamente dependentes à composição da biomassa, do ambiente e dos microrganismos envolvidos, diferentemente da previsibilidade de um processo químico.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A aplicação da técnica de codigestão anaeróbia utilizando os resíduos hortifrutis, efluente de fecularia e efluente indústria de processamento de sangue animal demonstrou-se eficiente podendo ser utilizada para a remoção da matéria orgânica, teores de sólidos voláteis, conversão em nitrogênio amoniacal e biogás.

Não foi possível ajustar modelos válidos para as variáveis-respostas, não compreendendo o nível de confiança adotado no estudo ($p < 0,10$), contudo é importante destacar que na proporção de mistura 0,4:0,2:0,4 ($R_{HFT}: E_F:E_{SBS}$) se obteve melhor resultado, se tratando da concentração elevada de CH_4 em conjunto com a remoção de DQO.

A mistura dos substratos proporcionou o equilíbrio das condições para a digestão anaeróbia, uma vez que a monodigestão deste seria um processo desafiador. A dinâmica do pH ocorreu conforme o previsto pela literatura, tendo uma queda abrupta no início do processo, contudo não houve a inibição das Arqueas metanogênicas. O pH ligeiramente abaixo da neutralidade certamente foi o equilíbrio para os reatores, tendo em vista as altas concentrações de nitrogênio amoniacal de cada ensaio.

Espera-se que com a continuação deste estudo, realizando os ensaios da matriz do planejamento de misturas com repetições, seja possível encontrar um ponto ótimo de operação. Embora o planejamento de misturas não preveja tais repetições, considerando o contexto da aplicação, por se tratar de um tratamento biológico, com a variabilidade inerente, talvez ao se trabalhar com a média das respostas seja possível minimizar esse impacto, podendo gerar modelos válidos embasem o processo de otimização.

REFERÊNCIAS

- ABDALLA, F. A.; SAMPAIO, A. C. F. Os novos princípios e conceitos inovadores da Economia Circular. **Entorno Geográfico**, n. 15, p. 82-102, 2018.
- ABRELPE. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2022. São Paulo, 2022. Disponível em: Acesso em 23 Mar. 2023.
- ADOU, K. E.; et al. Anaerobic mono-digestion of wastewater from the main slaughterhouse in Yamoussoukro (Côte d'Ivoire): Evaluation of biogas potential and removal of organic pollution. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 3, p. 103770, 2020.
- AHOU, Y. S.; et al. Avaliação da Relação Inóculo/Substrato para Recuperar Energia dos Resíduos da Mandioca Através da Digestão Anaeróbica. **Valorização de Resíduos e Biomassa**, v. 12, p. 1891-1900, 2021.
- ALENGEBAWY, A.; et al. A comparative life cycle assessment of biofertilizer production towards sustainable utilization of anaerobic digestate. **Sustainable Production and Consumption**, v. 33, p. 875-889, 2022.
- ALLOUZI, M. M. A.; et al. Biofertilizantes líquidos como solução sustentável para a agricultura. **Heliyon**, v. 8, p. e12609, 2022.
- ALMEIDA, F. S. C.; CAVALLI, A.; LENHARD, D. C.; GENENA, A. Z. Determinação das condições operacionais para o tratamento terciário de efluente frigorífico pelo processo integrado Fenton Coagulação. **Revista Ambiente & Água**, v.10, n.3, p.565-573, 2015.
- AMBROSE, H. W.; et al. Anaerobic co-digestion of activated sludge and fruit and vegetable waste: Evaluation of mixing ratio and impact of hybrid (microwave and hydrogen peroxide) sludge pre-treatment on two-stage digester stability and biogas yield. **Journal of Water Process Engineering**, v. 37, p. 101498, 2020.
- ANDRADE, L. R. S.; et al. Oyster shell-based alkalization and photocatalytic removal of cyanide as low-cost stabilization approaches for enhanced biogas production from cassava starch wastewater. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 139, p. 47-59, 2020.
- ANGELIDAKI, I. Environmental Biotechnology. AD–Biogas Production. **Environment & Resources DTU, Tec**, 2004.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22th ed. Washinton, DC – EUA: Ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 2012.
- ARCHANA, K.; et al. Uma revisão sobre os recentes avanços tecnológicos na digestão anaeróbica de biorresíduos orgânicos para geração de biogás: Desafios

para os objetivos de desenvolvimento sustentável. **Combustível** , v. 358, pág. 130298, 2023.

AWHANGBO, L.; et al. Detecção de desequilíbrios iniciais no processo de co-digestão anaeróbia semicontínua com base na taxa de produção instantânea de biogás. **Water research**, v. 171, p. 115444, 2020.

BARROS-NETO, B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Como fazer experimentos. Pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria**. 4ed. Porto Alegre, RS: Bookman, p.413, 2010.

BASTOS, J. A.; et al. Hydrolysate recycling improves economic feasibility of alkaline pretreatment for bioenergy production. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 5, p. 105935, 2021.

BORJA, R.; SÁNCHEZ, E.; WEILAND, P. Influence of ammonia concentration on thermophilic anaerobic digestion of cattle manure in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. **Process Biochemistry**, v. 31, n. 5, p. 477-483, 1996.

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

BURUK, S. Y.; AKTAR, D. E.; BURNAK, N. Mixture design: A review of recent applications in the food industry Mixture design: A review of recent applications in the food industry Mixture design: A review of recent applications in the food industry. **Pamukkale University Journal of Engineering Sciences**, v. 22, n. 4, 2016.

CARVALHEIRA, M.; et al. Performance of a two-stage anaerobic digestion system treating fruit pulp waste: The impact of substrate shift and operational conditions. **Waste Management**, v. 78, p. 434-445, 2018.

CASTRO, R. P. V.; et al. Pré-tratamento físico-químico e enzimático para efluente de abatedouro. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, p. 975-981, 2019.

CHEN, Cheng.; et al. Challenges in biogas production from anaerobic membrane bioreactors. **Renewable Energy**, v. 98, p. 120-134, 2016.

CHEN, S.; et al. Encapsulation technology for decentralized brewery wastewater treatment: A small pilot experiment. **Bioresource Technology**, v. 347, p. 126435, 2022.

CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource technology**, v. 99, n. 10, p. 4044-4064, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2a ed. Belo Horizonte: UFMG, 1997. 380 p.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. **Mandioca: fevereiro de 2022**. Análise Mensal. [Brasília]: [CONAB], 2022. Disponível em: https://www.conab.gov.br/info-agro/analises-do-mercado-agropecuario-e-extrativista/analises-do-mercado/historico-mensal-de-mandioca/item/download/41494_362dcb864d13eec9e98cf4595ba2ecfc#:~:text=PRODU%C3%87%C3%83O%20A%20estimativa%20de%20produ%C3%A7%C3%A3o,1%2C24%20milh%C3%A3o%20de%20hectares. Acesso em: 15 set. 2023

COSTA, R. C.; et al. Critical analysis and predictive models using the physicochemical characteristics of cassava processing wastewater generated in Brazil. **Journal of Water Process Engineering**, v. 47, p. 102629, 2022.

CREMONEZ, P. A.; et al. Biodigestão anaeróbia no tratamento de águas residuárias de feculárias. **Acta Iguazu**, v. 2, n. 2, p. 89-99, 2013.

EDWIGES, T.; et al. Influence of chemical composition on biochemical methane potential of fruit and vegetable waste. **Waste Management**, v. 71, p. 618-625, 2018.

ENITAN, A. M.; et al. Principal component analysis and characterization of methane community in a full-scale bioenergy producing UASB reactor treating brewery wastewater. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 108, p. 1-8, 2018.

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Tracking progress on food and agriculture-related SDG indicators 2022**. Disponível em: <https://www.fao.org/3/cc1403en/online/cc1403en.html>. Acesso 02 fev. 2023.

FERNANDES, D. J.; FERREIRA, A. F.; FERNANDES, E. C. Potencial de produção de biogás e biometano via digestão anaeróbia de estrume: Um estudo de caso em Portugal. **Revisões de Energia Renovável e Sustentável**, v. 188, p. 113846, 2023.

FERREIRA, E. S.; FLECK, L. Avaliação da geração e descarte de filtros de cigarros pelos acadêmicos da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS, Mundo Novo). **REVISTA EIXO**, v. 10, n. 1, p. 65-74, 2021.

FLECK, L.; et al. Optimization of anaerobic treatment of cassava processing wastewater. **Engenharia Agrícola**, v. 37, p. 574-590, 2017.

GOMES, P. T. C. **Avaliação de características nutricionais da mandioca e de seus híbridos interespecíficos**. Dissertação (Mestrado em Nutrição Humana) – Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

GUERI, M. V. D.; DE SOUZA, S. N. M.; KUCZMAN, O. Parâmetros operacionais do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares: uma revisão. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n. 1, p. 17-25, 2018.

GUERRI, M. D.; SOUZA, S. N. M.; KUCZMAN, O. Parâmetros operacionais do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares: uma revisão. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n. 1, p. 17-25, 2017.

GUIMARÃES, D. L. F.; ANDRADE, H. M. L. S.; ANDRADE, L. P. Cadeia produtiva da mandioca no território brasileiro inovações e tecnologias uma revisão sistemática da literatura: uma revisão sistemática da literatura. **Diversitas Journal**, v. 7, n. 1, p. 0017-0025, 2022.

HABIBA, L.; HASSIB, B.; MOKTAR, H. Improvement of activated sludge stabilisation and filterability during anaerobic digestion by fruit and vegetable waste addition. **Bioresource technology**, v. 100, n. 4, p. 1555-1560, 2009.

HERRERA, A.; et al. Environmental performance in the production and use of recovered fertilizers from organic wastes treated by anaerobic digestion vs synthetic mineral fertilizers. **ACS sustainable chemistry & engineering**, v. 10, n. 2, p. 986-997, 2022.

HORAN, N.; YASER, Abu Zahrim; WID, Newati. **Anaerobic Digestion Processes**. Springer, 2018.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Panorama 2022**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ms/mundo-novo/panorama>. Acesso em 12 jun 2023.

JIA, J.; et al. Electricity generation from food wastes and microbial community structure in microbial fuel cells. **Bioresource Technology**, v.144, p.94-99, 2013.

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

KHITOUS, M.; et al. Enhancing mesophilic anaerobic co-digestion of slaughterhouse waste with household waste under a pilot-scale reactor. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 24, n. 5, p. 1786-1796, 2022.

KOTHARI, R.; et al. Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 39, p. 174-195, 2014.

KUMAR, A.; SAMADDER, S. R. Performance evaluation of anaerobic digestion technology for energy recovery from organic fraction of municipal solid waste: A review. **Energy**, v. 197, p. 117253, 2020.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. 1st ed. Concórdia: Sbera - Embrapa Suínos e Aves, 2019.

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

LABOURIAU, L. G. **A germinação das sementes**. Washington: Secretaria Geral da Organização dos Estados Americanos, 1983, p.174.

LAMBERS, H. Phosphorus acquisition and utilization in plants. **Annual Review of Plant Biology**, v. 73, p. 17-42, 2022.

LAMOLINARA, B.; PÉREZ-MARTINEZ, A.; GUARDADO-YORDI, E.; FIALLOS, C.G.; DIÉGUEZ-SANTANA, K.; RUIZ-MERCADO, G.J. Anaerobic digestate management, environmental impacts, and techno-economic challenges. **Waste Management**, v. 140, p. 14-30, 2021.

LANGONE, M.; et al. Anaerobic digestion of blood serum water integrated in a valorization process of the bovine blood treatment. **Biomass and Bioenergy**, v. 120, p. 1-8, 2019.

LIMA, R. F.; et al. A produção de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) na agricultura familiar da região Nordeste Paraense: estudo a partir da comunidade de Jacarequara, Capanema, Pará. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 3, n. 3, p. 1284-1296, 2020.

LINHARES, A. L. F. A.; SEIXAS, B. C.; MAIA, M. J. O. Determinação quantitativa do ácido cianídrico em mandioca. **e-Scientia**, v. 11, n. 2, p. 1-7, 2019.

LIU, J.; et al. Effect of zero-valent iron combined with carbon-based materials on the mitigation of ammonia inhibition during anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 311, p. 123503, 2020.

LIU, Y.; ZHANG, Y.; QUAN, X.; LI, Y.; ZHAO, Z.; MENG, X.; CHEN, S. Optimization of anaerobic acidogenesis by adding Fe powder to enhance anaerobic wastewater treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 192, p. 179-185, 2012.

LOGANATH, R.; MAZUMDER, D. Performance study on organic carbon, total nitrogen, suspended solids removal and biogas production in hybrid UASB reactor treating real slaughterhouse wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 2, p. 3474-3484, 2018.

MACHADO, E. P.; et al. Avaliação do desempenho de um reator anaeróbio de fluxo vertical com separação de fases no tratamento de manipueira. *Brazilian Applied Science Review*, v.3, n. 5, p. 2104-2123, 2019.

MAGUIRE, J. D. Speed of germination aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigor. **Crop Science**, v. 2, n. 2, p.176-77, 1962.

MANTOVANI, G. C.; VALENTE, A. M.; BASTOS, R. C. Exploratory analysis of soybean production and exports and fertilizer imports by Brazil: Análise exploratória da produção e exportação de soja e importação de fertilizantes pelo Brasil. **Concilium**, v. 23, n. 2, p. 235-248, 2023.

MARGUTI, A. L.; FERREIRA FILHO, S. S.; PIVELI, R. P. Otimização de processos físico-químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processos de precipitação química com cloreto férrico. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 13, p. 395-404, 2008.

MARTINS, R. M. M.; et al. Methane production by anaerobic co-digestion of dairy manure and cassava wastes for energy recovery. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 98, n. 3, p. 797-806, 2023.

MEIER, T. R. W.; et al. Assessment of the Anaerobic Digestion of Crude Glycerol, Stillage, and Swine Wastewater Mixtures. **Journal of Environmental Engineering**, v. 146, n. 9, p. 04020098, 2020.

METCALF, G.; EDDY, H. Tratamento de Efluentes e Recuperação de recursos. Tradução: Ivanildo Hespanhol; José Carmos Mierzwa, 5 ed. Porto alegre: AMGH, 2016.

MÉZES, L.; BIRÓ, G., SÜLYÖK, E.; PETIS, M.; BORBÉLY, J.; TAMÁS, J. Novel Approach on the basis of FOS/TAC method. **Analele Universității din Oradea, Fascicula: Protecția Mediului**, v. 17, ano 16, p. 713-718, 2011.

MIRAMONTES-MARTÍNEZ, L. R.; et al. Anaerobic co-digestion of fruit and vegetable waste: Synergy and process stability analysis. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 71, n. 5, p. 620-632, 2021.

MLAIK, N.; et al. Semi-continuous anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: digester performance and microbial population dynamics. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 3, p. 107941, 2022.

MOFIJUR, M.; et al. Bioenergy recovery potential through the treatment of the meat processing industry waste in Australia. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 4, p. 105657, 2021.

MUSA, M. A.; IDRUS, S. Effect of hydraulic retention time on the treatment of real cattle slaughterhouse wastewater and biogas production from HUASB reactor. **Water**, v. 12, n. 2, p. 490, 2020.

NASCIMENTO, I. C. Aplicação do modelo de misturas em química. Dissertação de Mestrado. Instituto de Química. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1995.

NAZIFA, T. H.; et al. Anaerobic digestion of blood from slaughtered livestock: A review. **Energies**, v. 14, n. 18, p. 5666, 2021.

NDOMOU, S. C. H.; et al. Optimization of the mixture of groundnut, palm, stearin, and sesame oils subjected to heat treatment and evaluation of their lipid quality. **Heliyon**, v. 9, n. 1, 2023.

NICOLOSO, R. S.; et al. Uso do digestato como fertilizante. In: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 209p.

NOVAES, C. G.; et al. Otimização de Métodos Analíticos Usando Metodologia de Superfícies de Respostas-Parte II: Variáveis de Mistura. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 2, p. 393-420, 2018.

OLIVEIRA, M. P.; MALAGOLLI, G. A.; CELLA, D. Mercado de fertilizantes: dependência de importações do Brasil. **Revista Interface Tecnológica**, v. 16, n. 1, p. 489-498, 2019.

PACHECO, J. W.; YAMANAKA, H. T. Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno). **São Paulo: CETESB**, 2006.

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

PARANJPE, A.; SAXENA, S.; JAIN, P. Biogas yield using single and two stage anaerobic digestion: An experimental approach. **Energy for Sustainable Development**, v. 74, p. 6-19, 2023.

PAVI, S.; et al. Biogas production from co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and fruit and vegetable waste. **Bioresource Technology**, v.228, p.362-367, 2017.

PEREIRA, L. C.; et al. Aerial parts of cassava as partial replacement for feed concentrates in the diet of lambs raised in semi-confinement. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 38, n. 2, p. 943-956, 2017.

PICCOLI, I.; et al. A farm-scale sustainability assessment of the anaerobic digestate application methods. **European Journal of Agronomy**, v. 146, p. 126811, 2023.

RASPE, D. T.; TAGIARIOLLI, M. A. APROVEITAMENTO DOS SUBPRODUTOS DO PROCESSAMENTO DA INDÚSTRIA DE CARNES NA NUTRIÇÃO HUMANA. **Uningá Review**, v. 35, p. eRUR3483-eRUR3483, 2020.

REIS, César; ANDRADE, J. C. Planejamento experimental para misturas usando cromatografia em papel. **Química Nova**, v. 19, n. 3, p. 313p, 1996.

RODRIGUES, M. I.; IEMMA, A. F. **Planejamento de experimentos e otimização de processos**. 3ª. Ed. Campinas/SP, 2014.

RODRÍGUEZ-ABALDE, Á.; et al. Characterization of microbial community dynamics during the anaerobic co-digestion of thermally pre-treated slaughterhouse wastes with glycerin addition. **Bioprocess and biosystems engineering**, v. 42, p. 1175-1184, 2019.

SABER, M.; et al. Enhancement of organic household waste anaerobic digestion performances in a thermophilic pilot digester. **Biomass and Bioenergy**, v. 144, p. 105933, 2021.

SÁNCHEZ, A. S.; et al. Waste bio-refineries for the cassava starch industry: New trends and review of alternatives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 73, p. 1265-1275, 2017.

SANTOS, L. A.; et al. Methane generation potential through anaerobic digestion of fruit waste. **Journal of Cleaner Production**, v. 256, p. 120389, 2020.

SCANO, E. A.; et al. Biogas from anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: Experimental results on pilot-scale and preliminary performance evaluation of a full-scale power plant. **Energy Conversion and Management**, v.77, p.22-30, 2014.

SCHLLEMER, M. A. Preparação e caracterização de biofilmes à base de manipueira para a imobilização de caulinita intercalada com ureia. 2013. 103 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia em Processos Químicos e Bioquímicos) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco/PR, 2013.

SCHMIDT, T.; et al. Investigating the impact of seasonal temperature variation on biogas production from covered anaerobic lagoons treating slaughterhouse wastewater using lab scale studies. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 3, p. 103077, 2019.

SFETSAS, T.; et al. A review of advances in valorization and post-treatment of anaerobic digestion liquid fraction effluent. **Waste Management & Research**. v. 40, p. 1093–1109, Jan. 2022.

SHAO, Y.; et al. Effects of fermented organic fertilizer application on soil N₂O emission under the vegetable rotation in polyhouse. **Environmental Research**, v. 200, p. 111491, 2021.

SILVA, L. A. **Análise técnico-econômica da mistura das farinhas de milho, milho e sorgo como depressor de nióbio na flotação de carbonatos**. 2021. 167 f. Dissertação (Mestrado em Gestão Organizacional) - Universidade Federal de Catalão, Catalão, 2021.

SILVA, M. O. S. A. **Análises Físico-Químicas para Controle das Estações de Tratamento de Esgotos**. CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1977.

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

SOUZA, G. O. H.; et al. Zoneamento agroclimático da mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) para o estado de Mato Grosso do Sul (MS), Brasil. **Encontro Internacional de Gestão, Desenvolvimento e Inovação (EIGEDIN)**, v. 4, n. 1, 2020.

StatSoft. Inc. (2011). **Statistica** (data analysis software system). Versão 11.0.

SUN, L.; WAN, S.; YU, Z.; WANG, Y.; WANG, S. Anaerobical biological treatment of high strength cassava starch wastewater in a new type up-flow multistage anaerobic reactor. **Bioresource Technology**, Oxford v. 104, p. 280-288, 2012.

SZILAGYI-ZECCHIN, V. J.; MÓGOR, Á. F.; FIGUEIREDO, G. G. O. Strategies for characterization of agriculturally important bacteria. **Microbial Inoculants in Sustainable Agricultural Productivity**: Vol. 1: Research Perspectives, p. 1-21, 2016.

TRUJILLO-REYES, Á.; et al. Impact of monoterpenes in the stability of the anaerobic digestion of Mediterranean Wholesale Market Waste. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 11, n. 3, p. 109653, 2023.

WORLDOMETERS. Current world population. **Worldometers/Population, 2013**. Disponível em: <https://www.worldometers.info/world-population/>. Acesso em: 20 fev. 2023.

WU, Di.; et al. State indicators of anaerobic digestion: A critical review on process monitoring and diagnosis. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 148, p. 111260, 2021.

XU, W.; et al. Effects of long-term organic fertilizer substitutions on soil nitrous oxide emissions and nitrogen cycling gene abundance in a greenhouse vegetable field. **Applied Soil Ecology**, v. 188, p. 104877, 2023.

YANG, D.; et al. Biomass-derived carbonaceous materials: recent progress in synthetic approaches, advantages, and applications. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, v. 7, n. 5, p. 4564-4585, 2019.

YUAN, Xi.; et al. Review on upgrading organic waste to value-added carbon materials for energy and environmental applications. **Journal of Environmental Management**, v. 296, p. 113128, 2021.

ZHANG, M.; et al. Biorefinery approach for cassava-based industrial wastes: Current status and opportunities. **Bioresource technology**, v. 215, p. 50-62, 2016.