



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

DAYSE MARIA SÁ DA SILVA

**PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE RESÍDUOS DE PESCADOS DA REGIÃO
BRAGANTINA/ESTADO DO PARÁ**

Recife
2023

DAYSE MARIA SÁ DA SILVA

**PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE RESÍDUOS DE PESCADOS DA REGIÃO
BRAGANTINA/ESTADO DO PARÁ**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de doutora em Engenharia Química.

Área de concentração: Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos.

Orientador: Prof. Dr. Mohand Benachour.

Orientador: Prof. Dr. Jorge Vinícius Fernandes Lima Cavalcanti.

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Marileide Moraes Alves.

Recife

2023

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

S586p Silva, Dayse Maria Sá da.
Produção de biogás a partir de resíduos de pescados da região
Bragantina/Estado do Pará / Dayse Maria Sá da Silva. – 2023.
100f., il., gráfs, tabs.

Orientador: Prof. Dr. Mohand Benachour.
Orientador: Prof. Dr. Jorge Vinícius Fernandes Lima Cavalcanti.
Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Marileide Moraes Alves.
Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Química, 2023.
Inclui Referências.

1. Engenharia química. 2. Biogás. 3. Bionergia. 4. Resíduos de peixes.
5. Gases de efeito estufa. 6. Modelo de Primeira Ordem. 7. Modelo Gompertz.
8. Biometano. I. Benachour, Mohand (Orientador). II. Cavalcanti, Jorge Vinícius
Fernandes Lima (Orientador). III. Alves, Marileide Moraes (Coorientadora). IV. Título.

660.2 CDD (22. ed.)

UFPE
BCTG/2023-153

DAYSE MARIA SÁ DA SILVA

**PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE RESÍDUOS DE PESCADOS DA REGIÃO
BRAGANTINA/ESTADO DO PARÁ**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Engenharia Química. Área de concentração: Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos.

Aprovada em: 27/04/2023.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Cesar Augusto Moraes de Abreu (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Dr. James Correia de Melo (Examinador Externo)
Centro de Tecnologias Estratégicas do Nordeste

Dr. Juliano Rodrigues Pappalardo (Examinador Externo)
Instituto Avançado de Tecnologia e Inovação

Prof. Dr. Nelson Medeiros de Lima Filho (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Valdemir Alexandre dos Santos (Examinador Externo)
Universidade Católica de Pernambuco

Dedico este trabalho a Deus, em primeiro lugar. Aos meus pais José Gena da Silva (*in memoriam*) e Maria Sá da Silva, e minhas irmãs pelo amor incondicional!

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus, pela oportunidade de viver e conviver com pessoas maravilhosas e sempre iluminando meus caminhos.

Aos meus pais, José Gena da Silva (*in memorian*) e Maria Sá da Silva, e minhas irmãs, por terem contribuído com a minha formação pessoal e profissional. Obrigada pelo apoio constante das mais diversas formas de amor de todos vocês! E aos demais familiares, em especial a Debora Britto, minha prima por toda a amizade, afeto e carinho.

Aos meus orientadores Mohand Benouchour, Jorge Cavalcanti e Marileide Alves pela oportunidade, orientação, confiança, incentivo e paciência durante o desenvolvimento desse trabalho. Muito obrigada pelo direcionamento e pelas dicas valiosas!

Aos professores Nelson Medeiros e professora Angeles por aceitarem fazer parte de minha banca na Proposta e da Qualificação e darem suas valiosas contribuições no desenvolvimento desse trabalho.

Aos professores Antônio Demostenes, Alexandre Schuler e a Sandra Sarmiento. E aos funcionários e amigos do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química: Priscila Cintia Macêdo da Silva e Flávio Barbosa Garrett (*in memorian*).

Aos amigos da UFPE (Lilian, Valéria, Ana, Lea, Cristiane, Pulkra, Sávio, Erica, Alisson, Ronald, Bruna, Andressa, Luis, Valmir, Chesque, Julia, Ayrton, Paulo, Adams e Jamine). E as minhas amigas irmãs Santulla, Therezinha, Crisleide e suas famílias que amo muito. E as minhas amigas pelo apoio constante, incentivo e oração (Cristiane, Josiane, Shirley, Valdirene Maia, Andreza, Edilene, Berenice, Socorro, Mônica, Valdirene, Fabiana, Cora, Karmile, Hortência e "Fatinha").

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química (PPGEQ) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

À todos que contribuíram direta ou indiretamente no desenvolvimento desta pesquisa. Meus sinceros agradecimentos!

RESUMO

O potencial de produção de biogás a partir do uso de resíduos de pescado (RP) e o seu efeito na redução de gases de efeito estufa (GEE) e na produção de energia, foram avaliados nesta pesquisa. O RP foi co-digerido com lodo de esgoto aeróbio (LA) e anaeróbio (LAN) provenientes de uma estação de tratamento de esgoto doméstico, em configurações separadas, a fim de verificar a influência de cada tipo de inóculo no teor de metano e rendimento do biogás. O RP foi coletado na cidade de Bragança, norte do Brasil, onde a pesca é a principal atividade, com uma produção de RP de aproximadamente $9.000 \text{ kg}\cdot\text{dia}^{-1}$. A parte experimental mais importante incluiu ensaios com três relações inóculo/biomassa (I/B), em LA, e cinco relações I/B, em LAN, que foram digeridas por 30 dias, gerando efeito sobre o rendimento cumulativo de biogás e teor de metano. A relação inóculo/biomassa, tempo de digestão, e modelos cinéticos, foram estudados durante os experimentos. Entre os cinco experimentos supracitados, em LAN, os dois ensaios com maior produção cumulativa de biogás e metano foram repetidos com adição de hidrogênio, para provocar maior concentração de metano no biogás final. A redução de GEE foi estimada a partir da quantidade descartada de RP nos vazadouros a céu aberto da Cidade de Bragança/PA; e a geração de eletricidade foi estimada usando o rendimento de metano e seu poder calorífico inferior. Além disso, dois modelos cinéticos foram estudados, durante os trinta dias de experimento, correlacionando metano cumulativo como uma função do tempo. Os resultados apresentaram uma redução de GEE de 1.619 por toneladas de CO_2e e uma produção de eletricidade de 372 a 956 $\text{MWh}\cdot\text{ano}^{-1}$. A análise de variância indicou que a produção de metano foi altamente dependente das razões I/B, em LAN, que variaram de 76 a $138 \text{ mL}\cdot\text{g}_{\text{sv}}^{-1}$. Os modelos cinéticos de Primeira Ordem e Gompertz se ajustaram satisfatoriamente aos resultados experimentais, com predileção ao modelo de Gompertz, que prevê máxima derivada entre a produção cumulativa de metano em respeito ao tempo, e um atraso (*lag-phase*) proveniente do início da biodigestão. Por fim, esta pesquisa mostrou o benefício do uso de RP para geração de biogás e eletricidade, reduzindo as emissões de GEE em uma cidade onde não há projeto de energia.

Palavras-chave: biogás; bionergia; resíduos de peixes; gases de efeito estufa; Modelo de Primeira Ordem; Modelo Gompertz; biometano.

ABSTRACT

The potential of biogas production using fish waste (FW) and its effect on greenhouse gas (GHG) reduction and on energy production were evaluated on this research. FW was co-digested with aerobic and anaerobic sewage sludge (AS and ANS, respectively). The FW was collected in the city of Bragança, northern Brazil, in which the fish industry is the main activity with a FW production of approximately 9,000 kg·day⁻¹. The experimental part included three AS/FW ratios, five ANS/FW ratios, and in two experiments (with ANS/FW) hydrogen was added. The experiments were carried out for 30 days and the effect on the cumulative biogas and methane yields were analyzed. The GHG reduction was estimated using the amount of FW not discarded in the Bragança open dump; and the electricity generation was calculated using the methane yield. Besides, two kinetic models were performed. The results presented a GHG reduction of 1,619 tons of CO_{2e} and an electricity production of 372 to 956 MWh·year⁻¹. The analysis of variance indicated that the methane production was highly dependent on the ANS/FW ratios which ranged from 76 to 138 mL·g_{sv}⁻¹. The kinetic models of First Order and Gompertz were evaluated and it fitted satisfactorily. Between the two models, the Gompertz modelo predicted the natural lag-phase and the maximum slope of methane production. Finally, this research showed the benefit of using FW to generate biogas and electricity while reducing GHG emissions in a city where there is no energy project.

Keywords: biogas; bioenergy; fish waste; greenhouse gases; First Order model; Gompertz model; biomethane.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Cidade de Bragança – Pará.....	15
Figura 2 –	Descarte inadequado no Lixão a céu aberto da cidade	16
Figura 3 –	Fluxograma do Processo de Filetagem do Pescado.....	22
Figura 4 –	Lixão do Município de Bragança–Pará	27
Figura 5 –	Conversão da matéria orgânica.....	29
Figura 6 –	Fluxograma do processo de degradação do material orgânico através da Digestão Anaeróbia.....	31
Figura 7–	Faixas de temperaturas por grupos de bactérias da Digestão Anaeróbia.....	34
Figura 8 –	Diagrama representando uma biorrefinaria genérica.....	44
Figura 9 –	Benefícios Ambientais da Digestão Anaeróbia	44
Figura 10 –	Exemplos de RP gerados na Indústria Pesqueira.....	47
Figura 11 –	Cortes em pequenos pedaços dos RP, triturado em triturador e em multiprocessador.....	48
Figura 12 –	Configuração experimental da Digestão Anaeróbia em frasco de 50 mL e seringas de 60 mL.....	56
Figura 13 –	Injeção de Hidrogênio (H ₂)	58
Figura 14 –	Rendimento cumulativo do biogás (mL· g _{sv} ⁻¹) - experimentos: P ₁ (□), P ₂ (◇), P ₃ (▲)	67
Figura 15 –	Rendimento cumulativo do biogás (mL· g _{sv} ⁻¹) - experimentos: A ₁ (■), A ₂ (●), A ₃ (▲), A ₄ (▼), B ₁ (◆), A ₅ (►), B ₂ (★).....	67
Figura 16 –	Rendimento cumulativo do metano (mL·g _{vs} ⁻¹) - experimentos: A ₃ (▲), A ₄ (▼), B ₁ (◆), A ₅ (►), B ₂ (★).....	68
Figura 17 –	Superfície de Resposta (a) e gráfico de Pareto (b) - variável dependente: rendimento de CH ₄ (mL· g _{sv} ⁻¹)	71
Figura 18 –	Estudo cinético da produção cumulativa de metano (mL· g _{sv} ⁻¹) - modelo de Primeira-Ordem (linha sólida) e modelo Gompertz (linha tracejada) - A ₄ (▼), A ₅ (►)	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Propriedades Tabela de ANOVA para o ajuste, pelo método dos mínimos quadrados, de um modelo empírico.....	41
Tabela 2 – Principais caracterizações da biomassa animal (resíduos de pescados) e inóculos.....	49
Tabela 3 – Digestão anaeróbia com uso de lodo aeróbio	57
Tabela 4 – Resumo experimental da Digestão Anaeróbia	58
Tabela 5 – Desenho Experimental para análises de variância.....	59
Tabela 6 – Caracterização da biomassa animal (resíduos de pescados) e inóculos	63
Tabela 7 – Resumo dos resultados da digestão anaeróbica no 30 ^o dia	68
Tabela 8 – Estudo de análise de variância- experimentos A ₃ a A ₅	72
Tabela 9 – Parâmetros dos modelos cinéticos.....	73

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANOVA	Análise de Variância
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
ANP	Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis
BVS	Sólidos orgânicos voláteis biodegradáveis
B	Biomassa
CNPE	Conselho Nacional de Política Energética
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
DEQ	Departamento de Engenharia Química
EPA	Environmental Protection Agency
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
GEE	Gás de efeito estufa
GN	Gás natural
GNV	Gás natural veicular
GC	Cromatografo a Gás
HRT	Hydraulic Retention Time
I	Inoculo
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LD	Lodo de esgoto doméstico
LA	Lodo aeróbio
LAN	Lodo anaeróbio
OLR	Organic Load Rate
RP	Resíduos de peixes
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
UFRPE	Universidade Federal Rural de Pernambuco
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TD	Tempo de digestão
SV	Sólido Voláteis

LISTA DE SÍMBOLOS

$a_0 - a_3$	coeficientes determinados pelo método de ajuste dos mínimos quadrados por uso do software <i>Statística ME</i> .
y_{ij}	valores preditos pelo modelo matemático (\hat{y}_i), tornando mínimo o resíduo (e_i)
\hat{y}_i	valores preditos pelo modelo matemático (\hat{y}_i), tornando mínimo o resíduo
$(e_i = y_{ij} - \hat{y}_i)$	diferença entre o valor observado e o valor predito
e_i	Resíduo
y_0	potencial de produção de metano ($\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{sv}}^{-1}$);
k	constante de hidrólise de primeira ordem (dia^{-1});
R	taxa máxima de produção de metano [$\text{mL} \cdot (\text{g}_{\text{sv}} \cdot \text{dia})^{-1}$];
\hat{y}_i	representa os valores calculados de acordo com o modelo;
\bar{y}	representa a média global;
y_0	potencial de produção de metano ($\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{sv}}^{-1}$); e
γ	<i>Lag-phase</i> (dias).

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1	OBJETIVOS	18
1.1.1	Objetivo Geral	18
1.1.2	Objetivos Específicos	18
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	20
2.1	INDÚSTRIA DO PESCADO	20
2.1.1	Indústria do Pescado Mundial	23
2.1.2	Indústria do Pescado Nacional	24
2.1.3	Indústria do Pescado no Litoral Norte Estado do Pará	25
2.2	POLÍTICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS	28
2.3	DIGESTÃO ANAERÓBICA	29
2.3.1	Fatores que influenciam a biodigestão	32
2.4	DIGESTÃO ANAERÓBICA (PESCADO E LODO)	36
2.5	CINÉTICA DA DIGESTÃO ANAERÓBICA	37
2.6	PLANEJAMENTO FATORIAL E ANÁLISE DE VARIÂNCIA	39
2.7	EMISSÃO GEE POR RESÍDUOS SÓLIDOS	41
2.8	ENERGIAS RENOVÁVEIS	42
3	MATERIAIS E MÉTODOS	46
3.1	EQUIPAMENTOS E CONSUMÍVEIS UTILIZADOS	46
3.2	PREPARAÇÃO DA BIOMASSA ANIMAL (RESÍDUOS DE PESCADOS) E LODOS DA E.T.E.	47
3.3	CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA ANIMAL (RESÍDUOS DE PESCADOS) E LODOS DA E.T.E.	48
3.4	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E METODOLOGIA ANALÍTICA	56
3.5	ANÁLISE DE VARIÂNCIA – ANOVA	59
3.6	ESTUDO CINÉTICO DO PROCESSO DE BIODIGESTÃO	61
3.7	ESTIMATIVA DA MITIGAÇÃO DE G.E.E.	61
3.8	ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA	62
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
4.1	RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA ANIMAL (RESÍDUOS DE PESCADOS) E LODOS DA E.T.E.	63

4.2	RESULTADOS DA PRODUÇÃO CUMULATIVA DE BIOGÁS, PRODUÇÃO CUMULATIVA DE METANO E TEOR PERCENTUAL DE METANO.....	65
4.3	REDIMENTO DO METANO CUMULATIVO E ANALISES DE VARIÂNCIA (ANOVA).....	70
4.4	MODELAGEM CINÉTICA	72
4.5	REDUÇÃO DE EMISSÕES DE GEE E ESTIMATIVA DE PRODUÇÃO DE ENERGIA	74
4.5.1	Redução de emissão de GEE	74
4.5.2	Estimativa para produção de energia.....	75
5	CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS	76
5.1	PERSPECTIVAS FUTURAS	77
	REFERÊNCIAS.....	79

1 INTRODUÇÃO

A pesca é uma atividade baseada no extrativismo e no uso dos recursos naturais sem o devido planejamento, enquanto a aquicultura é a atividade controlada pelo homem com o objetivo de exploração produtiva, econômica e financeira (SCHULTER & FILHO, 2017). A indústria pesqueira é um dos principais setores de mercado em todo o mundo, incluindo a pesca tradicional, em sistemas abertos, e até mesmo operações de aquicultura interior. O consumo mundial *per capita* de pescado aumentou de 6,1 kg em 1950 para 20,3 kg em 2016 (PICOS-BENITEZ *et al.*, 2019).

Em 2014, a produção mundial de pescado foi de aproximadamente 170 milhões de toneladas em peso vivo (IVANOVVS *et al.*, 2018). Considerando que 45% do peso vivo é resíduo, a gestão ambiental dos resíduos de peixes (RP) é um problema mundial (RAI *et al.*, 2010). Normalmente, os RP são descartados em aterros sanitários, lixões a céu aberto ou incinerados. No entanto, esses métodos causam problemas ambientais, como poluição dos lençóis freáticos e emissão de gases tóxicos (KIRAN & LIU, 2015; REN *et al.*, 2018).

O RP é composto de muitas partes, como vísceras, cabeça, pele e ossos. Estes subprodutos podem ser utilizados para produzir molho de peixe, farinha, óleo e/ou ração para animais. Entretanto, este tipo de resíduo também possui grande potencial para produção de energia. O mercado de energia renovável sugere que essas matérias-primas podem desempenhar um papel no futuro dos biocombustíveis (PICOS-BENITEZ *et al.*, 2019; KAFLE *et al.*, 2013).

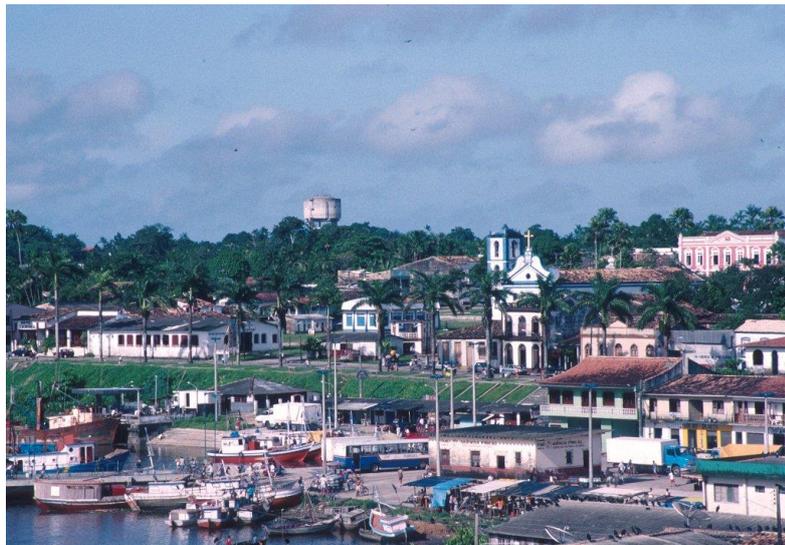
Um dos principais obstáculos da cadeia produtiva é reduzir e/ou aproveitamento do resíduos gerados à partir do processamento do pescado, pois cerca de 60% do volume total processado é responsável pela geração de resíduos, e apenas 40% destina-se à alimentação humana (PIRES, 2014). Segundo Pinto *et al.* (2017), estima-se que 50% da matéria-prima processada seja responsável pela geração de resíduos e o seu descarte inadequado ocasiona sérios impactos ambientais.

De acordo o Ministério do Meio Ambiente e a Lei Federal 12.305/10 os resíduos sólidos orgânicos e todo resíduo animal ou vegetal, podem ter diversas origens, como doméstica ou urbana (restos de alimentos e podas), agrícola ou industrial (resíduos de agroindústria alimentícia, indústria madeireira e frigoríficos), de saneamento básico (lodos de estações de tratamento de esgotos) entre outras. A Norma Brasileira da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT NBR 10.004

de 2004), os classifica como resíduos sólidos. Fornecendo subsídios adequado ao gerenciamento, desde a identificação do processo e/ou atividade que lhes deu origem, de seus constituintes e características, à comparação destes constituintes com listagens de resíduos e substâncias cujo impacto à saúde e ao meio ambiente é conhecido.

O desperdício e o crescimento econômico têm um impacto de curto e longo prazo nas emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) (MAGAZZINO & FALCONE, 2022). Nesta tese, utilizou-se resíduos de pescados (RP) proveniente da cidade de Bragança - Pará (Figura 1). Segundo (SANTOS & JUNIOR, 2012) Bragança é uma cidade amazônica que está localizada no nordeste paraense, aproximadamente 210 km da capital Belém, mais especificamente na Microrregião Bragantina. Possui uma população de aproximadamente 113.227 habitantes e uma área em torno de 2.091 km².

Figura 1 – Cidade de Bragança - Pará



Fonte : Portal da Amazônia (2023).

Bragança, por ser banhada pelo Rio Caeté, vem a ser um ponto muito estratégico e favorável às atividades da pesca artesanal e empresarial ou semi-industrial, pois está próxima da porção central do litoral do Salgado, atraindo pescadores tanto das cidades que estão na área de influência de Bragança (Tracuateua, Augusto Correa e Viseu), assim como também de outras localidades, como a da Microrregião do Salgado (SAKAGUCHI & RIBEIRO, 2020).

O processamento de pescado no mercado doméstico e em escala industrial geram níveis significativos de descarte de pescado. Esses resíduos sólidos de peixe

são resíduos muito heterogêneos que são potencialmente perigoso se não for tratado em pisciculturas e sistemas pós-colheita. O Peixe possui resíduos como ossos, cabeça, pele, escamas, barbatanas, caudas, tripas e vísceras ocorrem em proporções variáveis (Figura 2) (THIRUKUMARAN *et al.*, 2022).

Figura 2 – Descarte inadequado no Lixão a céu aberto da cidade.



Fonte: A Autora (2023).

Entre as possibilidades viáveis para o tratamento de resíduos industriais, a biodigestão anaeróbia para produção de biogás e biofertilizante representa uma alternativa, pois permite redução do potencial poluidor. Sendo assim, a produção de biogás é uma alternativa eficiente para cumprir a Lei Federal nº12.305 de 02.08.2010 que trata de um regulamento nacional que orienta a destinação ambientalmente correta dos resíduos sólidos, uma vez que na produção do biogás utiliza-se os resíduos orgânicos para produção de energia, além de gerar biofertilizante, como produto secundário da biodigestão. A energia gerada pelos processos anaeróbios teve grande impulso com a crise do petróleo, onde diversos países buscaram alternativas para a sua substituição (CETESB, 2023). Dentro das perspectivas da economia circular e da bioeconomia, os resíduos de peixes podem ser usados como um matéria-prima valiosa para a produção de biogás (GRUDULS *et al.*, 2018).

A tendência crescente do consumo de energia proveniente de combustíveis fósseis no mundo tem colocado a humanidade em duas grandes crises, de poluição ambiental e a aceleração crescente do esgotamento dos recursos energéticos. Assim, o movimento em direção ao fornecimento de energia limpa e renovável se coloca como um dos principais programas de estratégia energética global (WANG *et*

al., 2023). A crescente preocupação mundial com o aumento da quantidade de resíduos, o aquecimento global, e a dependência de combustíveis fósseis, como principal fonte de energia, tem estimulado pesquisas sobre o processo de digestão anaeróbia e suas complexidades (ADEKUNLE & OKOLIE, 2015). A digestão anaeróbia do resíduo acaba por produzir biogás, que é composto basicamente de metano (CH₄ - 50% a 70%) e dióxido de carbono (CO₂ - 30% a 50%).

O processo de digestão anaeróbia pode ser dividido em quatro etapas diferentes: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Durante a hidrólise, o material orgânico é convertido em oligômeros por enzimas hidrolíticas. Acidogênese é a etapa pela qual os produtos da hidrólise são convertidos em ácidos graxos voláteis e álcoois, por bactérias fermentativas primárias. Na acetogênese, os diferentes produtos da acidogênese são convertidos por bactérias fermentativas secundárias em acetatos, dióxido de carbono e hidrogênio. Finalmente, na metanogênese, o hidrogênio e o dióxido de carbono e os acetatos sintróficos oxidados são convertidos em metano (MOESTEDT *et al.*, 2015). Além disso, o gás hidrogênio pode ser inserido no reator de digestão anaeróbia para permitir que as comunidades metanogênicas produzam mais metano através da reação bioquímica entre H₂ e CO₂, aumentando o teor de metano no biogás (SZUHAJ *et al.*, 2016).

A digestão anaeróbia é uma das alternativas que podem ser utilizadas para produção de energia. O Biogás é o produto do processo da digestão anaeróbia, é uma forma renovável de energia que pode ser um substituto para fontes de energia que estão causando problemas ecológico-ambientais (BOND & TEMPLETON, 2011; ADEKUNLE & OKOLIE, 2015; KHAN *et al.*, 2017; BHARATHIRAJA *et al.*, 2018; LYNG *et al.*, 2018). Segundo Guimarães & Galvão (2015) o biogás é um importante tipo de biocombustível obtido a partir de fontes de energia renováveis, que pode ser produzido a partir de resíduos urbanos ou industriais e também por decomposição de resíduos orgânicos ou animais.

O biogás é considerado neutro em carbono porque o carbono no biogás advém da matéria orgânica (matérias-primas), que através de organismos vivos, capturaram esse carbono da atmosfera (AWE *et al.*, 2017). O biogás pode ser empregado como combustível em caldeiras, motogeradores, turbinas a gás e em unidades de cogeração para produzir calor ou energia, reduzindo custos de produção e agregando valor ao processo e ao produto (AOUN *et al.*, 2013; SANTOS

et al., 2020; RAVANIPOUR *et al.*, 2021). Além disso, a produção de biogás, utilizando substratos disponíveis localmente e recursos renováveis, é uma tecnologia eficiente e *amiga do ambiente*, contribuindo para a redução das emissões de GEE e para a economia circular (BHARATHIRAJA *et al.*, 2018; LYNG *et al.*, 2018). A maioria das biomassas, como o RP, quando dispostos de forma inadequada em aterros sanitários ou lixões podem ocasionar uma emissão natural de GEE (difusa e inutilizável) no local do aterro. No entanto, a utilização desta biomassa, associado a lodos anaeróbicos, ambos abundantes em Bragança, pode ser útil para os três propósitos: à mitigação da emissão de GEE, a geração de energia utilizando o biogás como combustível e a produção de energia elétrica. Essas três opções foram avaliadas nesta Tese.

1.1 OBJETIVOS

Diante deste contexto os principais objetivos deste trabalho, são :

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a produção de biogás, usando resíduos de pescados proveniente de uma planta de processamento de peixes localizada na cidade de Bragança, estado do Pará, na Região Norte do Brasil, co-digerido com lodo de esgoto aeróbio e anaeróbio, provenientes de uma estação de tratamento de esgoto doméstico, como inóculos ou co-substratos (em alguns casos, a depender da relação I/B).

1.1.2 Objetivos Específicos

Dentro deste escopo principal, foram estabelecidos alguns objetivos específicos:

- a) Realizar a caracterização físico-química e microbiológica do LA, LAN e RP;
- b) Avaliar os tipos de inóculos utilizados (LA e LAN), bem como a melhor relação inóculo/biomassa (I/B) de para o desenvolvimento adequado do processo;
- c) Determinar o volume cumulativo de biogás produzido nas fermentações;
- d) Acompanhar os rendimentos cumulativos de metano;

- e) Realizar um estudo de Análise de variância (ANOVA) para verificar a influência da relação I/B, em diferentes proporções e tempos de digestão, na produção cumulativa de biogás, e conseqüentemente de metano;
- f) Realizar um estudo cinético usando os modelos de Primeira Ordem e Gompertz;
- g) Quantificar a redução das emissões de gases de efeito estufa através do não descarte inadequado do RP em vazadouros a céu aberto;
- h) Quantificar o potencial de geração de energia elétrica, a ser produzida pela combustão do biogás formado.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Este capítulo é dedicado a revisão de conteúdos teóricos pertinentes ao trabalho desenvolvido. Durante a concretização deste, foram realizados estudos atuais e conexos sobre diversos tópicos, como por exemplo: indústria do pescado (âmbito mundial, nacional e no Estado do Pará), a política dos resíduos sólidos e sua importância; a digestão anaeróbica, os fatores que influenciam a biodigestão; estatística básica aplicada ao estudo laboratorial (importância do planejamento fatorial e análise de variância); estudo cinético da digestão anaeróbica; origem das emissões de GEE por resíduos sólidos e a importância da energia renovável.

2.1 INDÚSTRIA DO PESCADO

A pesca é uma atividade de grande importância econômica, podendo variar desde a simples pesca com linha e anzol até a complexa indústria pesqueira, com grandes embarcações (SILVA & SIEBERT, 2019). Segundo Viana (2013), os recursos pesqueiros compreendem as espécies de peixes, moluscos e crustáceos, entre outras, que são exploradas economicamente pela pesca, tendo o Brasil uma grande diversidade de espécies manufaturadas pela pesca marítima nas suas águas continentais.

A produção de pescados é dividida entre a pesca extrativa e a aquicultura. A pesca é a atividade que se baseia na retirada de recursos pesqueiros do ambiente natural e a aquicultura é o cultivo, normalmente em um espaço confinado e controlado de organismos aquáticos, tais como: peixes, crustáceos, moluscos, algas, répteis e qualquer outra forma de vida aquática de interesse econômico produtivo. A atividade produtiva se divide em diferentes modalidades: piscicultura (criação de peixes); carcinicultura (criação de camarões); ranicultura (criação de rãs); malacocultura (criação de moluscos, ostras e mexilhões); algicultura (cultivo de algas) e outras espécies com menor apelo comercial, tais como a quelonicultura (criação de tartarugas e tracajás) e a criação de jacarés (SCHULTER & FILHO, 2017).

As empresas de pesca presentes em Bragança são de extrema importância à economia da cidade e promovem uma grande densidade de interações por meio das

relações sociais e comerciais que estabelecem. Essas interações iniciam-se com a negociação entre empresários e pescadores. Apesar das empresas constituírem suas próprias frotas pesqueiras, elas buscam manter relações de parcerias com pescadores artesanais comerciais no intuito de negociar a compra da sua produção. Neste caso, os empresários, majoritariamente, comportam-se como armadores das embarcações desses pescadores artesanais, fornecendo gelo, óleo diesel, materiais de pesca, peças para o barco ou até mesmo a própria embarcação, o trapiche da empresa para ancoragem e desembarque de pescado, entre outros elementos para subsidiar a pescaria (SAKAGUCHI & RIBEIRO, 2020).

A produção de pescado, que por muitos anos teve sua origem da pesca que passa por uma estagnação, sobretudo pela exploração dos estoques pesqueiros, encontrou na aquicultura a saída para a continuidade do crescimento sustentável (SCHULTER & FILHO, 2017). A industrialização de peixe gera quantidade expressiva de resíduos ricos em proteínas e em ácidos graxos de cadeia longa (FELTES *et al.*, 2010; SARTORI & AMANCIO, 2012; BRITTO *et al.*, 2013; BASTO *et al.*, 2014; AMARAL *et al.*, 2017). Isso traz consigo a necessidade de se buscar alternativas para o gerenciamento e aproveitamento dos resíduos sólidos e efluentes gerados, de maneira a evitar que problemas ambientais (BORGHESI *et al.*, 2017). Os volumes de resíduos gerados na atividade pesqueira são cada vez maiores em virtude do aumento da demanda por esses produtos (SANES *et al.*, 2015).

O beneficiamento do pescado com destino a fábrica começa desde sua captura, onde é feita a evisceração e armazenado do pescado em câmaras de gelo, ainda na embarcação (urnas). Na fábrica, ocorre o processamento, que consiste em aplicar um conjunto de técnicas para a transformação do pescado em produtos, como: peixe inteiro fresco, peixe inteiro congelado, peixe eviscerado fresco, peixe eviscerado congelado, filé de peixe fresco, filé de peixe congelado, cabeça de peixe congelado e peixe congelado em postas (ALENCAR, 2013).

Há pouco aproveitamento da carne comestível e um índice alto de desperdício de resíduos recuperáveis, que são predominante vísceras, cabeças, ossos, pele, escamas, os quais poderiam ser utilizados como silagem, farinha de peixe ou fertilizante. No entanto, a maioria das empresas de processamento alimentício acabam descartando esses elementos de forma irracional, o que acaba resultando em poluição ambiental e perda de subprodutos que agregariam valor à produção (CINTRA, 2014). O mercado de energia renovável sugere que esses

substratos podem desempenhar um papel no futuro dos biocombustíveis (KAFLE *et al.*, 2013; PICOS-BENÍTEZ *et al.*, 2019).

O processo de filetagem tem rendimento médio variando de 40% a 50%, gerando grandes quantidades de resíduos sólidos e líquidos. Resíduos sólidos como cabeça, vísceras, nadadeira, barbatana, escamas e carne residual e, também, volumes grandes de resíduos líquidos são gerados devido a lavagem durante o processamento (Figura 3). Neste processo o rendimento é variável e fatores como a estrutura anatômica do corpo, tamanho da cabeça, porcentagem dos resíduos (vísceras, pele e nadadeiras), sexo e linhagem dos peixes determinam os valores de rendimento. Deve-se considerar, também, a eficiência das máquinas filetadoras e/ou habilidade manual do operador, havendo diferenças quanto à forma de retirada da pele e ao tipo de corte da cabeça (decapitação) (SCHULTER & FILHO, 2017).

Figura 3 – Fluxograma do Processo de Filetagem do Pescado



Fonte: A Autora (2023).

De acordo Chaves & Vink (2017), este tipo de processo gera resíduos correspondentes a cerca de 60% da massa bruta dos peixes; corte em postas, 33%; e simples evisceração, 23%. O maior volume de rejeitos compõe-se de carcaças de peixes (com/sem cabeça, nadadeiras, coluna e outros ossos). Segundo Silva *et al.* (2015) e Aguiar *et al.* (2014), o aproveitamento das sobras dos processos tradicionais de filetagem ou de corte em postas de pescados é de suma importância, pois, além de minimizar os problemas de produção e de custo da matéria prima, possibilita o aumento da receita.

Os resíduos gerados pelas indústrias processadoras de peixe possuem alto conteúdo de nutrientes, que se não foram devidamente processados para uso na nutrição humana ou animal, é provável que sejam depositados ao meio natural criando problemas como poluição (ALENCAR, 2013). O aumento da produção e do consumo de pescado está diretamente ligado à necessidade de se viabilizar

tecnologias para o reaproveitamento dos resíduos gerados pela indústria aquícola (LIMA, 2013).

As empresas tem buscado soluções alternativas na tentativa de reaproveitamento dos subprodutos e redução da quantidade de materiais descartados, e conseqüentemente mitigando os impactos ambientais de forma a conciliar produção com sustentabilidade (CINTRA, 2014). Segundo Saravanan *et al.* (2023) os descartes de pescados são alternativas promissoras para a produção de biogás, biofertilizantes e biodiesel.

2.1.1 Indústria do Pescado Mundial

Diante de um dos maiores desafios do mundo, como alimentar mais de 9 bilhões de pessoas até 2050 em um contexto de mudança climática, incerteza econômica e financeira e crescente competição por recursos naturais, a comunidade internacional elaborou um plano de desenvolvimento sustentável, a Agenda 2030. Dentre seus vários objetivos, tem o objetivo de contribuir e conduzir a pesca e a aquicultura para a segurança alimentar e a nutrição na utilização dos recursos naturais, de modo a garantir o desenvolvimento sustentável em termos econômicos, sociais e ambientais (SILVA FARIAS & AZEVEDO FARIAS, 2018).

O peixe tem sido consumido globalmente nos últimos anos, houve um aumento considerável na produção de pescado e seus resíduos. Atualmente, apenas uma parte dos resíduos de peixe são utilizados para a produção de biocombustíveis e a maioria foram despejados ou descartados na terra e/ou na água causando um impacto negativo ao meio ambiente (SARAVANAN *et al.*, 2023). Globalmente, a valorização de resíduos biológicos de peixes como matéria-prima para recuperar componentes valiosos é uma pesquisa emergente e área de interesse comercial para atingir as metas dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) até 2030 (THIRUKUMARAN *et al.*, 2023).

Estima-se que a produção global de peixes tenha atingiu cerca de 179 milhões de toneladas em 2018 (SOFIA, 2020). Todos os anos, quase milhões de toneladas de resíduos de peixes ricos em lipídios são descartados. Parte desses resíduos é utilizada na produção de ração animal e fertilizantes, sendo que a maioria é descartada no meio ambiente, causando poluição (SARAVANAN *et al.*, 2023). Segundo Thirukumaran *et al.* (2023) países em todo o mundo estruturam políticas e

promovem atualização tecnológica na valorização de resíduos de peixes para atingir as metas dos ODS de “descarte zero”, o recente surgimento da tendência de saudabilidade e a conscientização da capacidade de sustentabilidade entre os millennials enfatiza ainda mais o conceito de biorrefinaria.

A necessidade de aumentar a circularidade dos sistemas industriais para lidar com a disponibilidade limitada de recursos e as mudanças climáticas desencadeou o desenvolvimento do conceito de biorrefinaria de resíduos alimentares. No entanto, para o desenvolvimento de futuros processos industriais sustentáveis focados na valorização do desperdício alimentar, aspectos críticos como (i) a viabilidade dos processos à escala industrial, (ii) a análise do seu potencial técnico-econômico, incluindo quantidades disponíveis de resíduos, e (iii) uma avaliação ambiental baseada no ciclo de vida dos benefícios e ônus necessários para ser considerado (CALDEIRA *et al.*, 2023).

2.1.2 Indústria do Pescado Nacional

O consumo de peixes tem se elevado nas últimas quatro décadas e a tendência é que siga o ritmo de aumento anual. Além disso, o peixe continua a ser um dos produtos alimentares mais comercializados no mundo. A cadeia produtiva do pescado possui um importante papel entre as atividades econômicas do país, pois assume função importante na geração de emprego e renda para a população e na oferta de alimentos, não apenas para a população local (ROCHA *et al.*, 2018). Em nível de Brasil, o consumo per capita, a produção, a balança comercial, as espécies e um panorama da aquicultura por região possibilitaram a compreensão da conjuntura do país. Em relação ao estado do Pará, o foco foi dado aos sistemas e modalidades de produção adotados nos empreendimentos aquícolas. Por fim, este levantamento evidenciou a oportunidade de negócio que a aquicultura representa nesta unidade da Federação, situou as particularidades regionais em relação aos contextos mundial e nacional, bem como demonstrou os principais fatores limitantes para o desenvolvimento da atividade (BRABO, 2016).

O Brasil tem grande potencial para a aquicultura devido as condições naturais, clima favorável e sua matriz energética. Este potencial é referente à sua extensão costeira de mais de oito mil quilômetros (km), à sua zona econômica exclusiva de 3,5 milhões de km² e à sua dimensão territorial de aproximadamente

13% da água doce renovável do planeta. As águas continentais fazem parte desse volume e as áreas alagadas artificialmente pela construção de barragens, contidas em reservatórios de usinas hidrelétricas, bem como áreas particulares para produção em viveiros de terra escavados. Entre elas, destaca-se a possibilidade de utilização das águas da União (reservatórios de hidrelétricas). O marco legal que autoriza a utilização das águas da União, para fins de aquicultura, foi estabelecido em até 1% da área. Mas, mesmo com tantos atributos favoráveis, o Brasil ainda possui muitas condições para desenvolver seu potencial produtivo para a aquicultura (ROCHA *et al.*, 2013; ROCHA *et al.*, 2018).

A região oeste do Paraná destaca-se na piscicultura brasileira como o maior polo de produção de peixes em viveiros escavados e industrialização para produção de filés, concentrando 24 entrepostos de pescado de pequeno, médio e grande porte (FEIDEN *et al.*, 2022).

2.1.3 Indústria do Pescado no Litoral Norte Estado do Pará

A Região Amazônica tem grande diversidade de peixes, mas ainda é pouco estudada. São pouquíssimas espécies de peixes sendo exploradas e comercializadas nessa região, aproximadamente 40 espécies podem ser encontradas nos mercados de peixes (SILVA & SIEBERT, 2019). O Estado do Pará é a segunda maior unidade federativa do Brasil em extensão territorial, com área de 1.248.042 km². Situa-se na região Norte do país, sendo formado por um total de 144 municípios divididos em seis mesorregiões: Metropolitana, Nordeste, Marajó, Sudeste, Sudoeste e Baixo Amazonas. Possui a agropecuária, os extrativismos mineral e vegetal, a indústria e o turismo como a base da economia. Dentre suas características naturais, merece destaque a extensa rede hidrográfica, constituída por cursos d'água das bacias Amazônica, Araguaia-Tocantins e Atlântico Nordeste Ocidental, além de 562 km de litoral, que propiciam a prática de diversas modalidades de pesca e de aquicultura (BRABO, 2014).

Bragança, cuja origem remonta a 1622, ficando atrás apenas de Belém em termos de antiguidade, possui uma situação espacial privilegiada. Situada às margens do rio Caeté para abrigar o povoado inicial que mais tarde se transformará em cidade se deve já às condições de acessibilidade oferecidas. O rio Caeté no trecho de poucos quilômetros entre o oceano atlântico e Bragança é plenamente

navegável por pequenas embarcações, servindo bem como entreposto entre as cidades de Belém e de São Luís nos séculos XVII, XVIII e parte do século XIX. Como em todas as cidades surgidas nos séculos iniciais da ocupação da Amazônia, a acessibilidade pelo rio era condição para a instalação, diante da inexistência de outros meios de circulação a longas distâncias (RIBEIRO *et al.*, 2018). Localizada no Nordeste do Pará, possui significativa expressão regional, exercendo centralidade sobre uma ampla área (SAKAGUCHI & RIBEIRO, 2018).

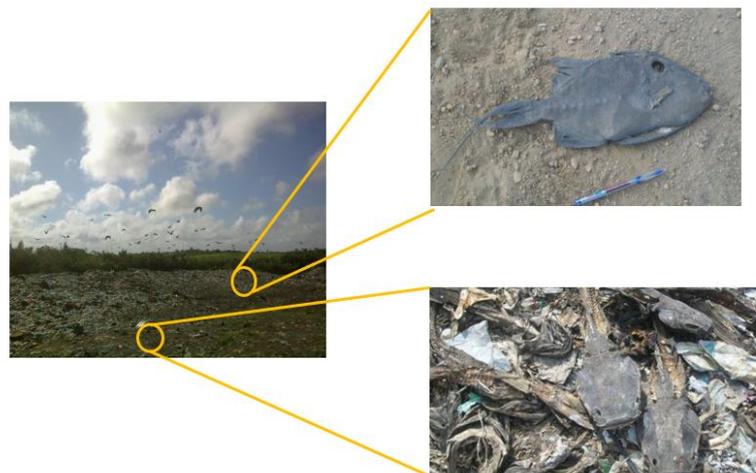
Historicamente, a cidade de Bragança apresenta importância significativa na rede urbana regional, inicialmente no período colonial através da navegação costeira entre Belém e São Luís, posteriormente com a Estrada de Ferro de Bragança e, atualmente, como principal cidade do extremo Nordeste Paraense. Junto à Castanhal e Capanema, exerce papel de centro urbano-regional no Nordeste Paraense. Por ser banhada pelo Rio Caeté, Bragança, vem a ser um ponto muito estratégico e favorável às atividades da pesca artesanal e empresarial ou semi-industrial, pois está próxima da porção central do litoral do Salgado, atraindo pescadores tanto das cidades que estão na área de influência de Bragança (Tracuateua, Augusto Correa e Viseu), assim como também de outras localidades, como a da Microrregião do Salgado (SAKAGUCHI & RIBEIRO, 2020).

A atividade pesqueira possui grande importância em Bragança, sendo fundamental na produção do centro da cidade, junto ao rio Caeté e na composição dos seus serviços, bem como na estruturação de oito vilas e 12 empresas que se comportam como portos de desembarque pesqueiro. No que se refere às interações espaciais, a elas é adicionada a complexidade resultante da existência de duas modalidades distintas da atividade pesqueira em Bragança, que acabam convergindo para a constituição de dois circuitos distintos de produção e comercialização do pescado (SAKAGUCHI & RIBEIRO, 2020). Tem como uma das principais fontes de renda a pesca artesanal e comercial, no qual várias famílias de forma direta ou indireta extraem sua renda principal da compra e venda de pescado. E por ser uma cidade portuária, pequenas empresas sem nenhuma regulamentação (clandestinas) fazem suas instalações nas proximidades dos desembarques (ALENCAR, 2013).

Segundo Eiras *et al.* (2015) a cidade Bragança é um dos maiores centros de pesca do estado do Pará, nela existem vários problemas ambientais e socioeconômicos, como falta de gerenciamento de resíduos e contaminação dos

mananciais que abastecem a cidade e o estuário do rio Caeté. Os problemas sociais e econômicos são causados principalmente pela desigualdade social, que geralmente ocorre em comunidades onde a população depende principalmente da pesca, o descarte de pescado inadequado para o consumo compõe o lixo descartado na região. De acordo Pires & Oliva (2020) na cidade de Bragança (Pará), existe um lixão a céu aberto (Figura 4) caracterizado pelo descarte descontrolado e queima indiscriminada de resíduos. A situação é ainda mais problemática, considerando que essa fonte de contaminação está localizada próxima a fontes de água de grande importância, como a bacia do rio Caeté (Pará).

Figura 4 – Lixão do Municipal de Bragança –Pará



Fonte: A Autora (2023).

A pesca se torna um atrativo tanto para a subsistência (consumo próprio) quanto para a comercialização dos derivados da pesca, acarretando a dinamização do setor comercial pesqueiro local, pois são comercializados dentro e fora do município de Bragança (SAKAGUCHI & RIBEIRO, 2020). Segundo Freire *et al.* (2011) a comercialização do pescado é realizada principalmente em feiras livres e no mercado municipal, e esta atividade envolve um número significativo de pessoas denotando sua importância sócio-econômica.

Segundo Ribeiro *et al.* (2018) a situação espacial de Bragança era privilegiada por sua acessibilidade e por sua localização a meio caminho entre Belém e São Luís do Maranhão. Além de possibilitar o desenvolvimento de algumas

de suas principais atividades econômicas, como a pesca e a coleta de caranguejo nas extensas áreas de mangue do município.

2.2 POLÍTICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

O descarte de resíduos sólidos é um problema grave e generalizado, tanto em áreas urbanas quanto rurais em muitos países desenvolvidos e em desenvolvimento. A coleta e disposição de resíduos sólidos urbanos são os principais problemas no meio urbano. E sua gestão tem sido um grande desafio para as autoridades tanto das pequenas e grandes cidades (ABDEL-SHAFY & MANSOUR, 2018).

A Lei Federal nº12.305 de 02.08.2010 veio contribuir pois ela define os princípios, diretrizes e os instrumentos da gestão dos resíduos sólidos urbanos. Para reforçar sua importância o Governo Federal criou o Decreto nº10.936 em 12.01.2022 que a regulamenta e institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS).

A PNRS propõe a prática de consumo sustentável e determina que cada município tenha um Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos destinados aos serviços de limpeza urbana e ao manejo de resíduos sólidos. E também, menciona que todo resíduo deve ser processado de maneira correta antes do seu destino final e as indústrias são responsáveis pelo destino dos seus resíduos gerados, evitando que sejam descartados de maneira inadequada. Dessa forma, devem se atentar quanto a ordem de prioridade de gerenciamento de resíduos sólidos, que são: priorizar a não geração; desenvolver meios para a redução; reutilização; reciclagem; tratamento e disposição final ambientalmente adequada. Dentre alguns objetivos da Política Nacional de Resíduos Sólidos, cito estes:

- ✓ Proteção da saúde pública e da qualidade ambiental ;
- ✓ Não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos ;
- ✓ Estímulo à adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo de bens e serviços ;
- ✓ Adoção, desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias limpas como forma de minimizar impactos ambientais ;
- ✓ Redução do volume e da periculosidade dos resíduos perigosos ;

- ✓ Incentivo à indústria da reciclagem, tendo em vista fomentar o uso de matérias-primas e insumos derivados de materiais recicláveis e reciclados ; e
- ✓ Gestão integrada de resíduos sólidos.

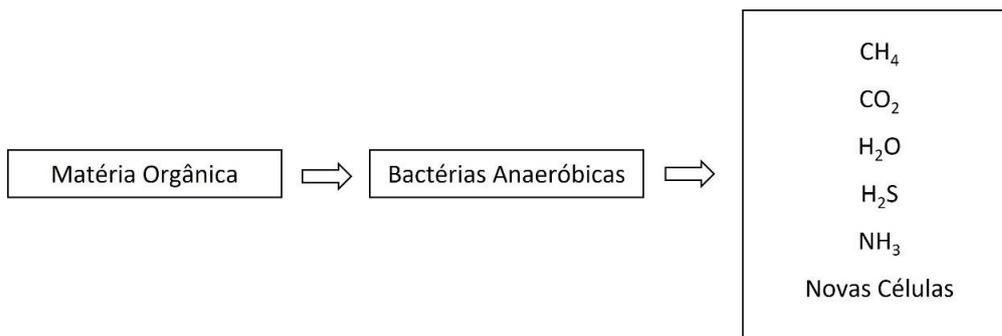
O gerenciamento de Resíduos Sólidos Municipais afeta diversas esferas, incluindo atividades ambientais, sociais e econômicas. Trata-se de uma atividade multidisciplinar que inclui atividades administrativas e práticas de corrigir gerenciamento (HIRPE & YEOM, 2021).

Diante deste contexto, vem sendo preocupação em diversas áreas de estudo para estar de acordo lei descrita acima e para promover os princípios à saúde pública e preservação do meio ambiente. Vale ressaltar que o presente trabalho vem contribuir dando um destino ambientalmente correto aos resíduos sólidos gerados de uma Indústria Pesqueira.

2.3 DIGESTÃO ANAERÓBICA

A digestão anaeróbia é um processo atraente para o tratamento de resíduos orgânicos líquidos e sólidos que permite a geração de energia através do biogás, rico em gás metano (CH_4). A conversão da matéria orgânica ocorre pela atividade de micro-organismos consórcios em um ecossistema equilibrados em sintonia (VOLPI *et al.*, 2022). A digestão anaeróbia é um processo complexo, que envolve uma vasta população microbiana, que mantém uma relação simbiótica entre si. Grupos de micro-organismos trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células (Figura 5) (CHERNICHARO, 2000).

Figura 5 – Conversão da matéria orgânica



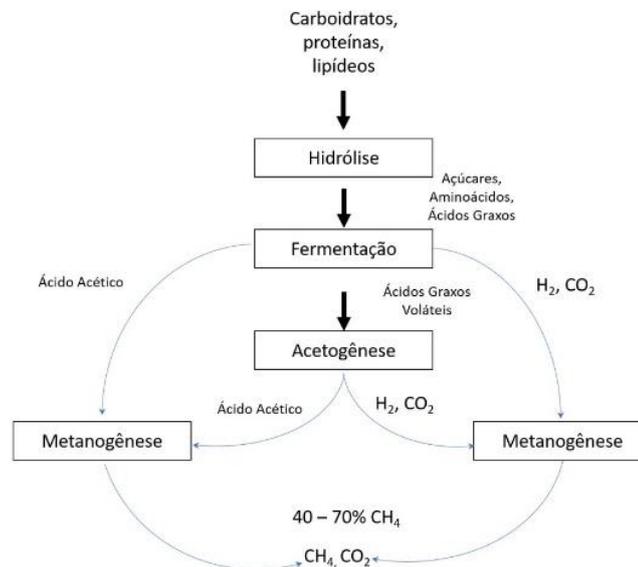
Fonte: CHERNICHARO (2000).

A digestão anaeróbia é um processo de redução complicado, envolvendo uma série de reações bioquímicas sob condições anaeróbicas. Este processo de digestão converte biomassa em energia (ABBASI *et al.*, 2012; ALI *et al.*, 2014; NEVES *et al.* 2018). Segundo Raposo *et al.*, (2012) é um processo tecnológico bioquímico para o tratamento de substratos orgânicos, como esgoto e industrial efluentes, esterco animal e substratos sólidos (culturas energéticas, resíduos agrícolas e resíduos alimentares). Envolve a degradação e estabilização de matéria orgânica complexa por um consórcio de micro-organismos que levam a um biogás rico em energia que pode ser usado como energia renovável para substituir fontes de energia fóssil (CHEN *et al.*, 2014).

A matéria-prima de resíduos (úmida ou seca) e a cultura microbiana são misturadas em um biorreator ou digestor anaeróbico, para alcançar a conversão desejada. A matéria-prima do digestor pode estar úmida ou seca (TABATABAEI & GHANAVATI, 2018). De acordo Kythreotou *et al.* (2014) é um sistema hermético fechado e um dos produtos finais do processo é uma mistura gasosa de metano e dióxido de carbono conhecida como biogás. A proporção típica de metano para dióxido de carbono no biogás quando condições boas ocorrem é de 60 : 40.

Na biodigestão são exigidas pelo menos três comunidades bacterianas para que, bioquimicamente, seja liberado o metano (BOND & TEMPLETON, 2011; CARLSSON *et al.*, 2012; ADEKUNLE & OKOLIE, 2015). A maioria das bactérias cresce melhor em uma faixa estreita de pH próxima da neutralidade, entre pH 6,5 e 7,5 e poucas bactérias crescem em pH ácido abaixo de 4 (TORTORA, FUNKE e CASE, 2017). De acordo com Merlin Christy *et al.* (2014) na etapas na decomposição aeróbica existem quatro estágios biológicos e químicos de digestão. As etapas incluem hidrólise, acidogênese, acetogêneses e metanogênese (Figura 6).

Figura 6 – Fluxograma do processo de degradação do material orgânico através da Digestão Anaeróbia



Fonte: (LI *et al.*, 2011).

Inicialmente, os biopolímeros complexos (carboidratos, proteínas) e outras moléculas grandes (gorduras) são decompostas em moléculas mais simples (açúcares, ácidos graxos, aminoácidos) em uma etapa de hidrólise. Esse primeiro estágio é muito importante porque grandes moléculas orgânicas são grandes demais para serem absorvidas diretamente e usadas por micro-organismos como fonte de substrato/alimento. Os produtos da hidrólise são usados por bactérias, conhecidas como acidógenos, em uma etapa de acidogênese para produzir ácidos graxos voláteis e álcoois. As bactérias facultativas mediadoras esgotam nessas reações o oxigênio residual na digestão, assim produzindo condições sustentáveis para o passo final: metanogênese, onde obriga as bactérias anaeróbias controlar a produção de metano dos produtos da acidogênese e outros subprodutos incluem sulfato, dióxido de carbono e amônia (MERLIN CHRISTY *et al.*, 2014).

O próximo passo é a acetogênese, durante a qual os ácidos graxos voláteis e álcoois são convertidos por bactérias acetogênicas em hidrogênio e dióxido de carbono. E o passo final é a metanogênese, ou a conversão de hidrogênio, ácido acético, dióxido de carbono e água em metano e dióxido de carbono (BOND & TEMPLETON, 2011; LI *et al.*, 2011; BALDACIN & PINTO, 2015; TABATABAEI & GHANAVATI, 2018). Segundo Berni *et al.* (2014), os polímeros complexos são

convertidos em monômeros por enzimas extracelulares durante a hidrólise, enquanto esses monômeros são transformados em ácidos graxos voláteis e hidrogênio durante acidogênese. E os compostos etil, dióxido de carbono e hidrogênio são produzidos a partir de ácido graxo volátil em fase de acetogênese e finalmente convertida em metano durante metanogênese.

A metanogênese é a etapa mais lenta, ou a etapa de limitação da taxa, de todo o processo de digestão anaeróbica (TABATABAEI & GHANAVATI, 2018). De acordo Baldacin & Pinto (2015) nesta fase, por se tratar de um processo bioquímico realizado por diversas bactérias, a eficiência da digestão anaeróbia pode ser afetada significativamente por fatores ambientais. Segundo Montañés *et al.* (2014) os diferentes grupos microbianos envolvidos no processo de digestão têm diferentes sensibilidades a mudanças ambientais.

A digestão anaeróbia de resíduos alimentares tem sido reconhecida como uma alternativa de baixo custo e alta eficiência que mitiga os impactos do descarte de alimentares, ao mesmo tempo em que facilita a produção de subprodutos de alto valor agregado, como como biogás e digerido (CASALLAS *et al.*, 2020).

A biodigestão vem evoluindo e os sistemas mais modernos têm mostrado maior eficiência quanto à porcentagem de remoção de matéria orgânica em um período de tempo menor e também mais vantajoso no processo de digestão se comparado com os processos aeróbios (BALDACIN & PINTO, 2015; UGGETTI *et al.*, 2014). A maioria das pesquisas está focada em monodigestão, codigestão de matéria-prima, modelagem e otimização da digestão anaeróbica precisa de mais investigações significativas (KUNATSA & XIA, 2022).

2.3.1 Fatores que influenciam a biodigestão

O controle adequado dos parâmetros do processo é de extrema importância para o sucesso de digestão anaeróbica, desde temperatura, pH, tempo de retenção hidráulica, umidade e relação carbono/nitrogênio que influenciam diretamente o comportamento dos micro-organismos responsáveis pela produção de biogás (NEVES *et al.*, 2018; CHERNICHARO, 2000). O controle das condições do processo é fundamental para obter o biogás. Controlar os principais fatores do processo, incluindo temperatura, pH e proporção de carbono para nitrogênio são críticos para melhorar o rendimento do biogás (KUNATSA & XIA, 2022).

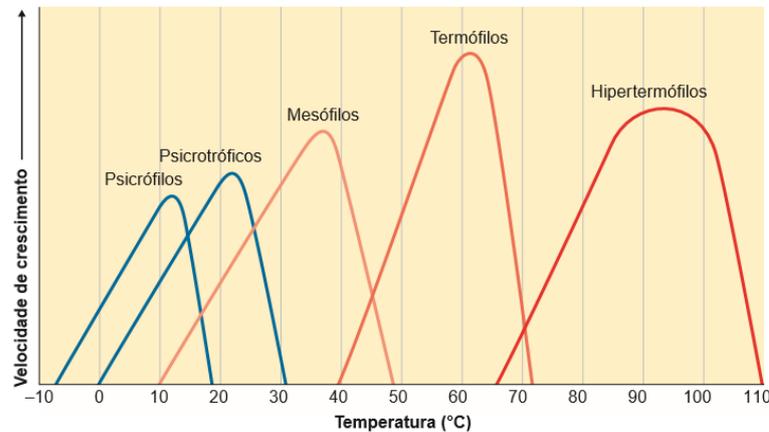
Os processos biológicos, as condições ambientais ideais são essenciais para operação bem-sucedida da digestão anaeróbica. Os processos de metabolismo microbiano dependem de alguns parâmetros e estes devem ser considerados e cuidadosamente controlados, como :

Potencial hidrogeniônico (pH): o controle do pH nos processos anaeróbios deve ser feito de modo estrito, pois ele é afetado pela produção de ácidos orgânicos e pelas relações de equilíbrio do CO₂ (SANTANNA JR, 2013). As bactérias metanogênicas tem seu crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, porém, também, consegue-se estabilidade da produção de metano numa faixa mais ampla de pH, que pode variar entre 6,0 e 8,0. A produção de metano pode ser totalmente inibida em pH abaixo de 6,0 e acima de 8,3 (BALDACIN & PINTO, 2015). Segundo Montañés *et al.* (2014) as bactérias acetogênicas e arqueias metanogênicas têm requisitos mais rigorosos (na faixa de pH 7,5 - 8,5) e maior dificuldade de aclimatar quando ocorre uma mudança nas condições. Como resultado de distorções nas condições ambientais do meio, bactérias acetogênicas são inibidas, temporariamente. No entanto, elas continuam a produzir ácidos orgânicos voláteis, que são, então, convertidos em ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono. Isso causa uma significativa diminuição no pH do meio e, portanto, inibe a atividade das bactérias;

Temperatura: consiste num parâmetro fundamental para o desenvolvimento microbiano é dos fatores físicos que afetam o crescimento microbiano, a temperatura é um dos mais importantes na seleção das espécies. Os micro-organismos não possuem meios de controlar sua temperatura interna e, dessa forma, a temperatura no interior da célula é determinada pela temperatura ambiente externa (CHERNICHARO, 2000). As faixas de temperatura de atividade dos micro-organismos: psicrófilas (15-25°C), mesófilas (25-45°C) e termófilas (45-65°C)(WANG *et al.*, 2019). As temperaturas máximas e mínimas compreendem os limites do crescimento dos micro-organismos, sendo a temperatura ótima referente ao crescimento máximo do mesmo. Cada tipo de micro-organismo possui uma velocidade de crescimento ideal para determinada faixa de temperatura (Figura 7), com uma reprodução mais acentuada na temperatura ótima (pico da curva), e uma

redução dessa velocidade nos extremos, correspondente aos limites mínimo e máximo da faixa ótima (TORTORA, FUNKE e CASE, 2017);

Figura 7- Faixas de temperaturas por grupos de bactérias da Digestão Anaeróbia



Fonte: (TORTORA, FUNKE e CASE, 2017)

Umidade: consiste num fator fundamental para o desenvolvimento da fermentação anaeróbia, atuando: i) no transporte/dispersão de nutrientes para as mais diversas regiões internas do digestor anaeróbio; ii) no transporte de micro-organismos, uma vez que sua propulsão e deslocamento a regiões distantes é facilitado quando estes encontram-se em meio aquoso; iii) consiste em um elemento crucial para a quebra e sintetização de compostos orgânicos complexos através da hidrólise, além da capacidade de solubilizar tais compostos, reduzindo-os a substâncias com menores pesos moleculares, e permitindo, assim, serem assimiladas pelos micro-organismos hidrolíticos e acidogênicos (CHOW *et al.*, 2020);

Granulometria: este fator pode afetar consideravelmente o desenvolvimento do processo bioquímico durante a digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos municipais. A redução das partículas promove o aumento da área superficial específica dos grãos, influenciando a taxa de hidrólise na digestão anaeróbia, e a fase “lag”, que consiste na fase de adaptação dos micro-organismos a biomassa (OROBIO *et al.*, 2018) ;

Sólidos voláteis (SV): consistem na parte orgânica da biomassa à qual se deseja analisar. Este parâmetro encontra-se diretamente relacionado com o mau desenvolvimento da fermentação anaeróbia, refletindo em consequências

contundentes nos valores de geração de biogás e metano. Em geral está relacionado à biomassa com elevado índice de sólidos voláteis (>90%) como facilmente degradável. Porém, a composição da estrutura bioquímica da biomassa residual que indicará o grau de degradabilidade da referida substância, uma vez que a presença de hemicelulose, celulose e lignina determinará a velocidade na qual ocorrerá a degradação (DEEPANRAJ *et al.*, 2021);

Demanda Química de Oxigênio (DQO): trata-se de um parâmetro importante ao processo de avaliação do desempenho do biodigestor, pois tem a ver com o quantitativo de matéria orgânica (e inorgânica) de entrada (“*input*”) e de saída (“*output*”) que será tratado. É obtido em na unidade (mgO₂/L) de biomassa, a DQO está presente no balanço de massa global do processo. Fundamentalmente, a DQO é determinada para se identificar a biodegradabilidade e a toxicidade de efluentes líquidos, sobretudo em sua correlação com a Demanda Bioquímica de Oxigênio, cujo principal objetivo é avaliar a quantidade de oxigênio necessário para a oxidação da matéria orgânica presente no meio (HARNADEK *et al.*, 2015) ;

Agitação: a agitação permite uma homogeneização ao sistema anaeróbio, promovendo a uniformização das populações de micro-organismos, distribuindo-os às várias regiões, caracterizadas por diferentes cargas orgânicas, e presença de diversos substratos orgânicos, permitindo uma aceleração da fermentação anaeróbia e geração de biogás e metano (KEANOI *et al.*, 2014). As altas velocidades de misturas resultam em perturbações na estrutura dos grânulos presentes nos digestores em batelada, gerando instabilidades na relação sintrófica entre os micro-organismos e na superfície de contato “biomassa-microorganismo”, e assim afetando o processo de formação do biogás (RUSIN *et al.*, 2017) ;

Relação carbono/nitrogênio (C/N): de acordo Jos *et al.* (2018) esta relação (C/N) de matérias orgânicas que determina a atividade microbiana e a produção de biogás. Conforme a literatura, o intervalo ideal para a ocorrência da fermentação anaeróbia dá-se com a relação $10:1 \leq C / N \leq 30:1$, sendo recomendado o valor de 25:1 (MEEGODA *et al.*, 2018). Segundo Yong *et al.* (2015) uma baixa relação C/N pode causar liberação de amônia, redução da degradação e até inibição da metanogênese. Para Jabeen *et al.* (2015) a baixa relação C/N e a alta

biodegradabilidade são as principais limitações da digestão anaeróbia dos resíduos alimentares, que resulta na inibição do processo devido ao rápido acúmulo de ácidos graxos voláteis;

Relação Biomassa/inóculo (B/I): este parâmetro é de suma importância para o processo digestão anaeróbia, pois a partir desta interação ocorre processo de fermentação anaeróbia desejável, bem como a obtenção de um biogás com boa qualidade. Uma proporção elevada de (B/I), acarreta em uma sobrecarga orgânica, reduzindo o pH do sistema, podendo provocar o colapso do processo fermentativo. Por outro lado, o aumento exacerbado no volume de inóculo, pode elevar os teores de amônia e outros compostos nitrogenados, provocando uma falha no sistema. Conforme a literatura, os valores desta relação massica direta encerra entre 2:1 a 5:1 (DIXON *et al.*, 2019; CASTELLÓN & GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, 2021). Porém, pode ser possível encontrar valores entre 3:1 a 2:1, mas a determinação dessa razão é função do tipo de biomassa que é objeto da pesquisa, bem como das suas características intrínsecas (carbono, nitrogênio, hemicelulose, celulose, lignina etc.).

Segundo Rasmeni *et al.* (2022) a digestão anaeróbica é uma das tecnologias mais utilizadas no mundo para converter resíduos sólidos orgânicos em energia e outros produtos de valor agregado

2.4 DIGESTÃO ANAERÓBICA (PESCADO E LODO)

Diversos trabalhos acadêmicos atuais descrevem a produção de biogás, e conseqüentemente metano, por digestão anaeróbia de resíduos de pescado como biomassa e inóculos diversos, em processo de digestão ou co-digestão anaeróbia, a depender das relações I/B. Nestes trabalhos, a produção de biogás cumulativo, e metano cumulativo, em ordem de grandeza, variou de 100 mL.g_{sv}⁻¹ a 700 mL.g_{sv}⁻¹ e 50 mL.g_{sv}⁻¹ a 400 mL.g_{sv}⁻¹, respectivamente. Alguns destes trabalhos serão detalhados a seguir.

Grosser *et al.* (2018) avaliaram o efeito da adição simultânea de lodo de caixa de gordura e fração orgânica de lixo municipal, na digestão anaeróbia de lodo de esgoto. O rendimento de metano obtido foi de 327 mL.g_{sv}⁻¹, que é maior em aproximadamente 130% do que o de lodo de esgoto sozinho.

Zupancic e Grilc (2012) realizaram um estudo sobre biodigestão com biomassas residuais de alimentos (*foodwaste*) e inóculos provenientes de estações de tratamento de efluentes e tipificaram a produção de biogás entre $100 \text{ mL.g}_{\text{sv}}^{-1}$ e $800 \text{ mL.g}_{\text{sv}}^{-1}$.

Choe *et al.* (2020) obtiveram entre $50 \text{ mL.g}_{\text{sv}}^{-1}$ e $250 \text{ mL.g}_{\text{sv}}^{-1}$ de biogás em experimentos de codigestão entre resíduos de bambu e biomassa de pescado durante 36 dias

Cadavid-Rodríguez *et al.* (2019) estudaram quatro diferentes concentrações de resíduos de peixe (1%, 1,5%, 2% e 2,5% de sólidos totais), digeridos com lodo de esgoto em 28 dias em condições mesófilas. Em seus resultados obtiveram produção de metano entre $206,86 \text{ mL.g}_{\text{sv}}^{-1}$ e $464,5 \text{ mL.g}_{\text{sv}}^{-1}$.

2.5 CINÉTICA DA DIGESTÃO ANAERÓBICA

A modelagem de processos de produção de biogás descreve a cinética de diferentes etapas da digestão anaeróbica. Os modelos cinéticos são uma ferramenta útil para a descrição e previsão do desempenho da digestão anaeróbia em sistemas sob diversas condições de operação (GÜÇLÜ *et al.*, 2011). Esta modelagem matemática fornece uma compreensão dos processos e interações que ocorrem dentro do sistema de biogás (LIMA *et al.*, 2016). Segundo Kythreotou *et al.* (2014), devido à complexidade do processo, cada modelo é desenvolvido para um propósito diferente. Como resultado, atualmente há uma variedade de modelos que variam de acordo com a finalidade para os quais foram desenvolvidos. Entre eles, nesta Tese, a cinética de produção do metano, em unidades de sólidos voláteis, em respeito ao tempo de digestão, será modelada pelo Modelo de Primeira Ordem e Modelo de Gompertz.

Modelo de Gompertz

De acordo Jos *et al.* (2018), este modelo matemático descreve uma observância temporal em que os crescimentos mais lentos, no início e no final do período de digestão, são observados, através de uma curva sigmoideal, conforme indicado na Equação 1.

$$y(t) = y_0 e^{-e \left[\left(\frac{2.72R}{y_n} \right) (Y-t) \right] + 1} \quad (1)$$

Sendo:

$y(t)$: produção cumulativa de metano por unidade de sólidos voláteis, L/kg (ou mL/g);

y_0 : produção máxima de metano, ou potencial máximo de produção, L/kg;

R : taxa máxima de produção de biogás, máxima derivada $[dy(t)/dt]_{\max}$, (L/kg.dia);

γ : tempo da fase de defasagem (*lag-phase*), dia;

t : tempo de produção cumulativa de biogás, dia.

O Modelo de Gompertz considera dois fenômenos que ocorrem com frequência na produção de biogás: uma inclinação máxima $[dy(t)/dt]_{\max}$ quando a biodigestão acelera, e um atraso na produção de biometano em alguns dias.

Modelo Primeira Ordem

Segundo Kafle & Chen (2016) a equação da forma geral do Modelo de Primeira Ordem é demasiada simples. Ademais, este modelo pouco prevê situações e nuances que ocorrem nos processos de digestão anaeróbica. Trata-se de um modelo que estima a produção cumulativa de biometano, também em unidades de sólidos voláteis, de forma semelhante a uma curva hiperbólica, com andamento constante, conforme ilustra a Equação 2.

$$y(t) = y_0[1 - e^{-kt}] \quad (2)$$

Sendo:

$y(t)$: produção cumulativa de metano por unidade de sólidos voláteis, L/kg (ou mL/g);

y_0 : produção máxima de metano, ou potencial máximo de produção, L/kg;

k : constante cinética de primeira ordem, tempo⁻¹;

t : tempo de digestão, dia;

Estes modelos tem sido implementados em estudos para estimativa da produção de metano, com diferentes tipos de substratos, conforme apresentaram alguns trabalhos acadêmicos.

Rabelo *et al.* 2018 estudaram o potencial de um consórcio microbiano de uma ETE de uma fábrica de celulose e papel para converter celulose em hidrogênio, biogás e ácidos orgânicos e utilizaram o modelo cinético de Gompertz modificado; Kafle *et al.* (2013) trabalharam com resíduos de peixe e grãos de cervejaria; Ali *et al.* (2016) para descrever a digestão anaeróbica de algas e resíduos sólidos urbanos;

Casallas-Ojeda *et al.* (2019) em seu estudo com resíduos alimentares e Santos *et al.* (2020) ao avaliarem geração de metano de resíduos de frutas e lodo anaeróbico ambos utilizaram o modelo cinético de primeira ordem e Gompertz modificado.

Kafle & Kim (2012) ao trabalharem com resíduos de peixe utilizaram o modelo cinético de primeira ordem, Gompertz modificado, Chen e Hashimoto; Kainthola *et al.* (2019) ao estudar palha de arroz. Utilizaram o modelo cinético de primeira ordem, Gompertz modificado, função de transferência e o logística; Blasius *et al.* (2020) ao determinar as condições ideais para a geração de metano a partir do tratamento de resíduos domésticos. Utilizaram os modelos cinéticos Gompertz modificado, funções de primeira ordem, logística e de transferência e Rajendiran *et al.* (2023) estudaram resíduos mistos de peixes e resíduos do mercado de vegetais. Utilizaram para os modelos cinéticos de Primeira Ordem, Gompertz Modificado e Logísticos.

2.6 PLANEJAMENTO FATORIAL E ANÁLISE DE VARIÂNCIA

O planejamento fatorial de experimentos é uma ferramenta estatística de máxima importância, pois ele permite avaliar simultaneamente o efeito de um grande número de variáveis, a partir de um número reduzido de ensaios experimentais, quando comparados aos processos univariados (BARROS NETO *et al.*, 2002; PERALTA-ZAMORA *et al.*, 2005).

Alguns conceitos importantes, a seguir descritos, são necessários para o entendimento do planejamento fatorial (CUNICO *et al.*, 2008).

- **Fator:** cada variável do sistema em estudo. No caso deste trabalho, os fatores são a relação I/B e o tempo de digestão;
- **Nível:** condição operacional dos fatores, ou seja, o valor das relações I/B e tempo de digestão, em níveis minorados (-1), intermediários (0) e majorados (+1);
- **Modelo estatístico:** modelo matemático oriundo do método de ajuste por mínimos quadrados, que correlaciona os fatores isoladamente (x_1 , x_2), ou entre si (x_1x_2), em equações lineares, quadráticas, cúbicas, etc., e quantifica a sua variável de resposta (y), que no caso do planejamento fatorial desenvolvido nesta pesquisa foi a produção cumulativa de metano (mL/g_{sv});
- **Efeito:** qualquer mudança ocorrida na resposta (y) em função de uma mudança de nível.

O modelo estatístico presente neste trabalho será um modelo linear, considerando as interações entre os fatores, do tipo:

$$y = a_0 + a_1X_1 + a_2X_2 + a_3X_1X_2 \quad (3)$$

Sendo estes coeficientes (a_0 a a_3) determinados pelo método de ajuste dos mínimos quadrados (95% de confiança) por uso do software Statistica ME.

O método dos mínimos quadrados consiste em diminuir ao máximo a diferença existente entre os valores experimentais obtidos (y_{ij}) e os valores preditos pelo modelo matemático (\hat{y}_i), tornando mínimo o resíduo (e_i), ou seja, a diferença entre o valor observado e o valor predito ($e_i = y_{ij} - \hat{y}_i$).

Além de calcular os coeficientes da equação do modelo estatístico, pode-se realizar um estudo dos efeitos provocados pelos fatores na variável resposta. Para isto, pode-se obter um gráfico de Pareto, que indicará quantitativamente esta influência das variáveis. O Software Statistica ME também pode ser usado para concretizar este estudo.

A Análise de Variância (ANOVA) é uma ferramenta que permite avaliar a qualidade do ajuste de um determinado modelo aos resultados observados.

Para o estudo sobre a análise de variância, alguns conceitos sobre soma quadrática são importantes.

O primeiro é a soma quadrática devido à regressão (SQ_R ou RSS , em inglês), que relaciona os valores preditos pelo modelo (\hat{y}_i) e a média global de todos os resultados experimentais (\bar{y}). O segundo é a soma quadrática devido aos resíduos (SQ_r ou rSS , em inglês), que relaciona os valores experimentais (y_{ij}), no i ésimo nível com a j ésima repetição, e os preditos pelo modelo (\hat{y}_i). A relação entre a soma quadrática da regressão de dados, e a soma quadrática total (TSS), obtida pela soma da regressão mais resíduos, encerra no coeficiente de determinação do modelo, R^2 , conforme apresenta a Equação 4.

$$R^2 = \frac{\sum_i^n \sum_j^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2}{\sum_i^n \sum_j^n (y_{ij} - \bar{y})^2} = \frac{RSS}{RSS + rSS} = \frac{RSS}{TSS} \quad (4)$$

Ainda sobre ANOVA, finalmente, para testar se a equação de regressão é estatisticamente significativa, realiza-se o teste F. Se este modelo é estatisticamente significativo, é porque a razão entre a média quadrática devido à regressão e a

média quadrática devido aos resíduos é muito superior ao $F_{p-1, n-p}$ (tabelado), conforme ilustra a Equação 5.

$$\frac{MQ_R}{MQ_r} > F_{p-1, n-p} \quad (\text{modelo estatisticamente significativo}) \quad (5)$$

Já para evidenciar o ajuste do modelo, realiza-se outro teste F. Desta vez se este modelo está bem ajustado, é porque a razão entre a média quadrática devido à falta de ajuste e a média quadrática devido ao erro puro é inferior ao $F_{m'-p, n-m'}$ (tabelado), conforme mostra a Equação 6.

$$\frac{MQ_{faj}}{MQ_{ep}} < F_{m'-p, n-m'} \quad (\text{modelo bem ajustado}) \quad (6)$$

A Tabela 1 ilustra de forma resumida a Análise de Variância para o ajuste de um modelo pelo método dos mínimos quadrados (BARROS NETO *et al.*, 2002).

Tabela1– Tabela de ANOVA para o ajuste, pelo método dos mínimos quadrados, de um modelo empírico

Fonte de Variação	Soma Quadrática	Número de Graus de Liberdade (NGL)	Média Quadrática
Regressão	SQ_R	$p - 1$	MQ_R
Resíduos	SQ_r	$n - p$	MQ_r
Falta de Ajuste	SQ_{faj}	$m - p$	MQ_{faj}
Erro Puro	SQ_{ep}	$n - m$	MQ_{ep}
Total	$SQ_R + SQ_r$	$n - 1$	
% de variação explicada	$SQ_R / (SQ_R + SQ_r)$		
% máxima de variação explicável	$(SQ_R + SQ_r - SQ_{ep}) / (SQ_R + SQ_r)$		

Fonte: A Autora (2023).

p = parâmetros da equação do modelo

n = número de repetições

m' = número de níveis distintos da variável independente

2.7 EMISSÃO GEE POR RESÍDUOS SÓLIDOS

A geração crescente de resíduos sólidos urbanos põe em risco o meio ambiente e contribui para o aquecimento do clima (GÓMES-SANABRIA *et al.*, 2022). Todos os dias são geradas uma grande quantidade de resíduos sólidos alimentares que causa sérios problemas ambientais, como a produção de GEE e lixiviados (BENICHE *et al.*, 2020).

A concentração de GEE na atmosfera tem aumentado, devido às crescentes atividades antropogênicas, resultando em aumentos significativos na temperatura da Terra, causando o aquecimento global. As principais fontes de emissão de GEE são

as queimadas e desmatamento das florestas, geração de energia por combustão fóssil, transporte (queima de combustível fóssil), agricultura (pecuária, lavoura, cultivo de arroz e queima de resíduos), corpos d'água (áreas úmidas), indústria e atividades urbanas (edifícios, construções, transportes, e resíduos líquidos) (RAMACHANDRA *et al.*, 2015).

A poluição como resíduos sólidos, emissões de GEE e as substâncias destruidoras da camada de ozônio são subprodutos de urbanização e aumento da riqueza. Há uma forte correlação entre sólidos urbanos taxas de geração de resíduos e emissões de GEE (HOORNWEG *et al.*, 2012). O rápido crescimento da urbanização e o aumento do consumo de recursos naturais afetaram severamente sua gestão e segurança (KUNDU *et al.*, 2019). Os problemas ambientais da atualidade, causados principalmente pelas emissões dos GEE's veem preocupando pesquisadores no mundo (BORGES *et al.*, 2017).

A valorização dos resíduos sólidos devido o seu potencial energético e o seu descarte inadequado em sua maioria em vazadouros a céu aberto com isso aumentando o GEE. E a busca por energias e combustíveis alternativos tem sido motivado a se concentrarem na utilização destas fontes de energia ecologicamente corretas e sustentáveis através de tecnologias de transformação destes resíduos sólidos em energia (ADEKUNLE & OKOLIE, 2015 ; ABDEL-SHAFY *et al.*, 2019 ; BHATT & TAO, 2020).

2.8 ENERGIAS RENOVÁVEIS

O conceito de energias renováveis, baseia-se na utilização direta ou indireta de energia solar na geração de fontes de energia, assim a maioria das fontes de energia (hidroelétrica, solar, eólica, biomassa) pode ser considerada como um aproveitamento direto ou indireto da energia solar (DUTRA & MARQUES, 2014 ; CAMPOS *et al.*, 2016).

A necessidade de diversificação da matriz energética mundial se deve a iminente escassez das fontes não renováveis (petróleo, carvão mineral e gás natural), associadas ao aumento das exigências ambientais (ALBURQUERQUE & ARAUJO, 2016 ; BHATT & TAO, 2020). Fontes renováveis de energia a partir de biomassa, representam potencial de crescimento no cenário mundial por serem

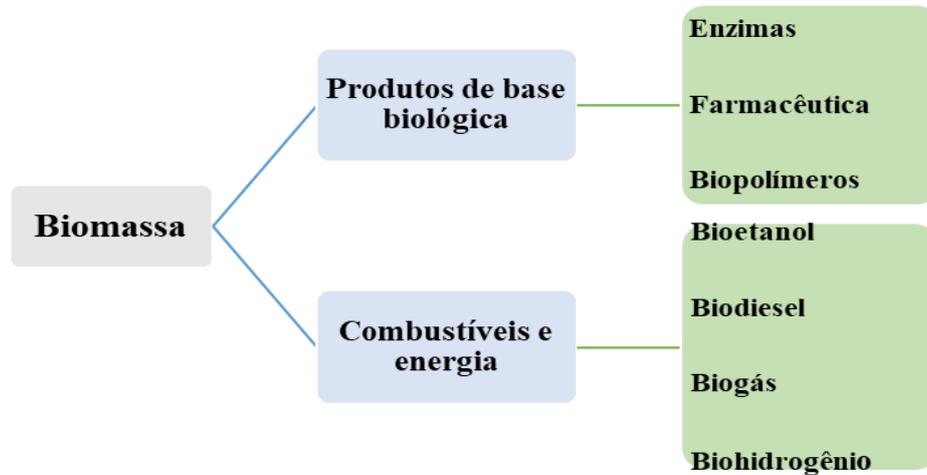
consideradas as principais alternativas para diversificação da matriz energética e, redução da dependência do uso de combustíveis petrolíferos (LUMI *et al.*, 2015).

A energia provinda da biomassa também proporciona a agregação de valor econômico às cadeias do agronegócio (ALBURQUERQUE & ARAUJO, 2016; OLIVEIRA, 2014). O Brasil tem um grande potencial de uso de matérias-primas renováveis em biorrefinarias, pois é um dos maiores produtores agrícolas e animais, produzindo grandes quantidades de resíduos e estes podem ser transformados em energia e/ou outros produtos através de um processo integrado que envolve a conversão de biomassa em combustível, energia e produtos químicos (FORSTER-CARNEIRO *et al.*, 2013).

As biorrefinarias utilizam o máximo aproveitamento de modo que se tenham cadeias de valor similares aos derivados do petróleo, porém com menor impacto ao meio ambiente, contemplando sistemas integrados (matérias-primas, processos, produtos e resíduos) sustentáveis, de acordo com parâmetros técnicos que levam em consideração, entre outros aspectos, os balanços de energia e de massa, o ciclo de vida e a redução de GEE (VAZ JUNIOR, 2011; RUIZ *et al.*, 2013 ; ALVIM *et al.*, 2014).

As biorrefinarias integram diversas rotas de conversão (bioquímicas, microbianas, químicas e termoquímicas), em busca do melhor aproveitamento da biomassa e da energia nela contida (SERAFIM, 2013). A integração de biotecnologia e os processos químicos são essenciais para projetar o melhor e mais adequado processo sustentável (FAVA *et al.*, 2013). O seu conceito é baseado em diferentes tecnologias para converter qualquer tipo de biomassa em produto com valor agregado, biocombustíveis e produtos químicos (Figura 8).

Figura 8 – Diagrama representando uma biorrefinaria genérica



Fonte: Uggetti *et al.* (2014).

A biorrefinaria, trata-se de um conceito derivado da refinaria de petróleo, que usa petróleo para produzir vários combustíveis e produtos com aplicações em várias indústrias. Como no caso de uma refinaria de petróleo, uma biorrefinaria visa gerar múltiplos produtos finais, e maximizar o valor derivado das diferenças de componentes na biomassa (UGGETTI *et al.*, 2014). Segundo Fava *et al.* (2013) a sustentabilidade e a viabilidade da biorrefinaria de biorresíduos, depende principalmente da disponibilidade de matéria-prima de biomassa.

Figura 9 – Benefícios Ambientais da Digestão Anaeróbia



Fonte: (PANIGRAHI & DUBEY, 2019).

A energia renovável a partir de resíduos sólidos orgânicos por meio digestão anaeróbia é uma maneira promissora fornecimento de energia sustentável e eliminação da poluição ambiental (SHI *et al.*, 2018; FAVA *et al.*, 2013 ; RAJAGOPAL *et al.*, 2017; PANIGRAHI & DUBEY, 2019) com a evolução do biogás tem sido incentivada por muitos pesquisadores, empresas e agências governamentais por causa de seus múltiplos benefícios (Figura 9).

O biogás está se tornando uma importante fonte de energia renovável para o futuro próximo, não apenas porque fornece energia "verde" de baixo custo, mas também porque substitui os combustíveis fósseis (AZMAN *et al.*, 2015; SANTANNA JR, 2013).

A demanda global de energia é alta e a maior parte da energia é produzida a partir de recursos fósseis. Muitos estudos recentes referem a digestão anaeróbia como uma tecnologia alternativa e eficiente que combina a produção de biocombustíveis e gestão sustentável de resíduos (BHARATHIRAJA *et al.*, 2019). As vantagens da produção de biometano a partir de usinas de biogás incluem economia de combustíveis fósseis, melhor tratamento de resíduos e redução de resíduos sólidos e de GEE (SINGH *et al.*, 2022; RABII *et al.* 2019).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Este capítulo refere-se à condução experimental do trabalho proposto. A partir de agora, serão detalhados todos os procedimentos laboratoriais adotados, bem como as condições físico-químicas às quais os experimentos foram submetidos. Ademais, serão descritos todos os equipamentos e reagentes utilizados no trabalho.

3.1 EQUIPAMENTOS E CONSUMÍVEIS UTILIZADOS

A seguir, detalha-se uma lista de equipamentos e consumíveis utilizados neste trabalho de pesquisa.

Equipamentos :

- pHmetro Kasvi KCO08085;
- Cromatógrafo gasoso HP 5890 – com detector de condutividade térmica;
- Multiprocessador Philips-Walita RI7630;
- Refrigerador Consul CRM54;
- Triturador Trapp TRF 80M;
- Analisador elementar automático, marca: Elementar, modelo: vario macro cube;
- Forno Mufla digital microprocessado, modelo SP-1200DM/F, marca SPLABOR ;
- Condutímetro Dr-32, marca Digimed ;
- Balança analítica marca weblabor ;
- Incubadora, modelo Termostat Cabinets, marca (LS Logen) Scientific.

Consumíveis :

- Ácido Clorídrico VETEC 99%;
- Hidróxido de sódio em pérolas VETEC 99%;
- Frascos de penicilina com 50 mL, *rubber seal* e lacre de alumínio;
- Seringas descartáveis de 60 mL;
- Coluna cromatográfica PORAPAK-N, comprimento 6 m, D.I. 1/8" ;
- Soluções catalisadora (H_2SO_4) concentrada e digestora ($K_2Cr_2O_7$ 1N).

3.2 PREPARAÇÃO DA BIOMASSA ANIMAL (RESÍDUOS DE PESCADOS) E LODOS DA E.T.E.

O RP foi coletado em uma usina de processamento de pescado localizada na cidade de Bragança, estado do Pará, norte do Brasil, que processa aproximadamente 20.000 kg·dia⁻¹ de pescado, gerando 9.000 kg·dia⁻¹ de RP (45%) (RAI *et al.*, 2010; FREIRE *et al.*, 2011). Geralmente, nesta localidade, o RP é disposto em lixão a céu aberto, emitindo GEE, pois não há programa de valorização da biomassa neste município.

O RP consiste em vísceras, cabeça, pele e ossos, de vários tipos de espécies de peixes, como *Epinephelus Marginatus* e *Cynoscion Acoupa* (FREIRE *et al.*, 2011). Uma amostra de RP foi separada e refrigerada a 5°C. Em seguida, foi triturada em triturador Trapp TRF 80M e processador de alimentos Philips-Walita RI7630. O resíduo processado (RP) foi armazenado em um recipiente fechado a -18°C (CADAVID-RODRIGUEZ *et al.*, 2019; CHOE *et al.*, 2019). Essa redução no tamanho do RP (pré-tratamento) foi necessária para melhorar o processo de digestão, especialmente a etapa de hidrólise (KASINATH *et al.*, 2021).

É importante ressaltar que o pré-tratamento e o congelamento, ou seja, o condicionamento RP, foram necessários para transportar o substrato, por avião, de Bragança, no estado do Pará, na Amazônia, até o Laboratório de Cromatografia Instrumental (LCI) da UFPE-DEQ, no estado de Pernambuco, distante 1.530 km, para realização dos experimentos e análises de digestão anaeróbia. Em escala comercial, o RP será tratado no local para ser usado como matéria-prima em um biodigestor para produzir biogás localmente.

Esta etapa da pesquisa foi realizada na Cidade de Bragança, no Polo UFPA, conforme ilustra as Figura 10 e Figura 11, a seguir.

Figura 10 – Exemplos de RP gerados na Indústria Pesqueira



Fonte: A Autora (2023).

Figura 11– Cortes em pequenos pedaços dos RP, triturado em triturador e em multiprocessador



Fonte: A Autora (2023).

O LA e LAN foram coletados de uma estação de tratamento de esgoto sanitário, localizada na cidade de Recife, estado de Pernambuco, no nordeste do Brasil, especificamente na parte interior de um decantador biodigestor (para LAN) e na parte superior do mesmo (para LA). As amostras de LA/LAN foram coletadas e acondicionadas em frascos de polietileno de 2L, lacrados e refrigerados a 5°C (SANTOS *et al.*, 2019).

3.3 CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA ANIMAL (RESÍDUOS DE PESCADOS) E LODOS DA E.T.E

Os resíduos de pescado, lodo aeróbico e lodo anaeróbio foram caracterizados seguindo diferentes protocolos, indicados na Tabela 2. Essas análises foram realizadas na fase inicial da pesquisa e esses resultados irão complementar as discussões sobre biogás cumulativo e rendimentos cumulativos de meta.

Tabela 2 - Principais caracterizações da biomassa (resíduos de pescados) e inóculos

Resíduos de Peixes		Inóculos	
Umidade	ISO 1442:1997**	Umidade	ISO 1442:1997**
pH	ISO 2917:1999**	pH	ISO 2917:1999**
NaCl	FAO Codex Stan 167:1989*	Condutividade	2510 APHA/SM 2017****
Fosforo	ISO 13730:1996**	DQO	5220 APHA/SM 2017****
Lipídios	ISO 1444:1996**	DBO ₅	5210 APHA/SM 2017****
Sólidos Totais	2540 APHA/SM 2017****	Sólidos Totais	2540 APHA/SM 2017****
Sólidos Fixos	2540 APHA/SM 2017****	Sólidos Fixos	2540 APHA/SM 2017****
Sólidos Voláteis	2540 APHA/SM 2017****	Sólidos Voláteis	2540 APHA/SM 2017****
Análise Elementar	ASTM D3176-74/1983***	Análise Elementar	ASTM D3176- 74/1983***
Proteína	ISO 1871:2009**		
Potássio	ISO 5310:1986**		

Fonte: A Autora (2023).

*FAO: Food and Agriculture Organization of the United Nations; **ISO: International Organization for Standardization; ***ASTM: American Society for Testing and Materials – SM for the Ultimate analysis of coal and coke; ****APHA/SM: American Public Health Association/Standard Methods

Caracterização da biomassa animal (RP)

A biomassa (RP) obtida foram caracterizadas no Laboratório de Engenharia Agrícola e Ambiental-UFPRE, seguindo diferentes protocolos, conforme citados na Tabela 3.1 e estão descritas abaixo :

Determinação do teor de Teor de Umidade (W): o teor de umidade da amostra foi determinado com base no método de referência. Através de Secagem com massa constante a 103°C, conforme a metodologia descrita na norma ISO 1442:1997. O teor de umidade foi então determinado com base na Equação 7.

$$W = \frac{(m_1 - m_2)}{(m_1 - m_0)} * 100 \quad (7)$$

Sendo:

m_1 : massa do prato, em gramas;

m_2 : massa do prato que contém a amostra antes da secagem, em gramas;

m_0 : massa do prato que contém a amostra após secagem, em gramas.

Determinação do Potencial Hidrogeniônico (pH): para determinação do pH foi utilizado um medidor de pH de bancada e portátil modelo Q400HM, marca QUIMIS. A análise foi realizada segundo metodologia descrita na norma ISO 2917:1999.

Antes da realização da leitura das amostras, o equipamento foi calibrado com soluções tampão padrão de pH 4,00; pH 7,00 e pH 10,00.

Determinação do teor de Cloreto de Sódio (NaCl): o teor de cloreto de sódio da amostra foi determinado com base no método espectrométrico. Através da secagem e incineração da amostra e após o resfriamento, hidrólise das cinzas com ácido nítrico. Filtração e diluição seguidas pela formação de um composto amarelo com uma mistura de monovanadato de amônio e heptamolibdato de amônio e medição fotométrica no comprimento de onda de 430 nm, conforme a metodologia descrita na norma FAO Codex Stan 167. O teor de Cloreto de Sódio foi então determinado com base na Equação 8.

$$\text{NaCl (\%)} = (V \times C \times 58.45 \times 250 \times 100) / (A \times W \times 1000) \quad (8)$$

Sendo :

A: volume (ml);

C: concentração de solução de nitrato de prata (N);

V: volume de solução de nitrato de prata em ml usado para atingir o ponto final e corrigido para valor em branco;

W: peso da amostra (g)

Determinação do teor de Fósforo Total (P₂O₅): o teor de fósforo total da amostra foi determinado com base no método espectrométrico. Através da secagem e incineração da amostra e após o resfriamento, hidrólise das cinzas com ácido nítrico. Filtração e diluição seguidas pela formação de um composto amarelo com uma mistura de monovanadato de amônio e heptamolibdato de amônio e medição fotométrica no comprimento de onda de 430 nm, conforme a metodologia descrita na norma ISO 13730 : 1996. O teor de fosforo foi então determinado com base na Equação 9.

$$P_2 O_5 \text{ g/kg} = \frac{c}{20 m} \quad (9)$$

Sendo:

c : concentração de pentóxido de fósforo, em microgramas por mililitro;

m : massa, em gramas.

Determinação do Teor de Lipídios: para determinação do teor de lipídios da amostra foi determinado através de Extração, por meio de n-hexano ou petróleo leve, do resíduo seco obtido de acordo com o método de determinação do teor de umidade especificado na norma ISO 1442. Remoção do solvente por evaporação, secagem e pesagem do extrato. Segundo metodologia descrita na norma ISO 1444 :1996. O teor de lipídios foi então determinado com base na Equação 10.

$$W_f = \frac{(m_2 - m_1)}{m_0} * 100 \% \quad (10)$$

Sendo:

m_0 : massa, em gramas, da parte de ensaio retirada para secagem;

m_1 : massa, em gramas, do balão de extração com lascas ferventes;

m_2 : massa, em gramas, do frasco e das lascas ferventes com a gordura, após secagem.

Determinação de Sólidos Totais, Fixos e Voláteis (ST, SF e SV): a determinação da série de sólidos Totais, Fixos e Voláteis (ST, SF e SV) referente à caracterização da biomassa foi baseada no método gravimétrico segundo metodologia descrita em APHA/SM 2540. A determinação dos teores destes sólidos (ST, SF e SV) da biomassa foi realizada através da queima, em um forno mufla, durante 2h30min, de 5 g deste material, inseridos em cápsulas previamente taradas (P_1), secos em estufa de secagem e esterilização e pesado (P_2), e posterior pesagem após a calcinação do material orgânico (P_3), conforme a Equação 11.

$$SV (g * g^{-1}ST) = \left(\frac{P_2 - P_3}{P_2} \right) - P_1 \quad (11)$$

Sendo:

SV : teor de sólidos voláteis ($g \cdot g^{-1}ST$);

P_1 : peso da cápsula (g);

P_2 : peso da amostra após a secagem na estufa (g);

P_3 : peso da amostra após a calcinação.

Determinação das Análises Elementares: estas análises foram realizadas no Laboratório de Microbiologia Industrial da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e no Laboratório de Combustíveis e Energia da Escola Politécnica de Pernambuco (POLICOM/POLI/UPE).

A análise elementar de uma amostra é o conteúdo em percentagem de massa de carbono (C), hidrogênio (H), enxofre (S), oxigênio (O) e nitrogênio (N). Para determinação da composição elementar das amostras foi utilizado um Analisador elementar automático, marca: Elementar, modelo: vario macro cube. As amostras analisadas foram utilizadas sem umidade (base seca), após secagem em ambiente das amostras, utilizou-se o método ASTM D3176-74/1983.

Determinação do Teor de Proteína Total: para determinação do teor de Proteína Total da amostra foi determinado com base no método *Kjeldahl*, através da digestão da amostra com ácido sulfúrico concentrado na presença de catalisadores para converter o nitrogênio orgânico em sulfato de amônio. O excesso de hidróxido de sódio é adicionado à digestão resfriada para liberar a amônia. A amônia liberada é destilada em excesso de solução de ácido bórico e depois titulada com uma solução padrão de ácido sulfúrico ou clorídrico. O teor de nitrogênio é calculado a partir da quantidade de amônia produzida. Segundo metodologia descrita na norma ISO 1871 : 2009, o teor de nitrogênio, expresso como uma fração de massa percentual ou em gramas por 100 ml, segue as Equação 12a e 12b.

$$P = \frac{(V_1 - V_0) * c_t * 14 * 100}{m * 100} \quad (12a)$$

ou

$$P = \frac{(V_1 - V_0) * c_t * 14 * 100}{V_t * 1000} \quad (12b)$$

Sendo:

M : massa da amostra (g);

c_t : título do ácido clorídrico ou ácido sulfúrico (moles /litro);

V_0 : volume de ácido clorídrico ou ácido sulfúrico utilizado na titulação de ensaio em branco (mililitros);

V_1 : volume de ácido clorídrico ou ácido sulfúrico utilizado na titulação da parte de teste (mililitros);

V_t : volume da parte de teste (mililitros).

Determinação do Teor de Potássio: para determinação do teor de Potássio da amostra foi determinado, através da precipitação de íons de potássio presentes em uma porção de alíquota da solução de teste (previamente tratada com água de

bromo e carvão ativado se cianamida e/ou materiais orgânicos forem presente) por um excesso de tetrafenilborato de sódio (NaTPB) em um meio fracamente alcalino. Filtração e determinação do NaTPB não utilizado por retrotitulação com cetiltrimetilamônio solução de brometo, usando amarelo de tiazol como indicador, conforme a metodologia descrita na norma ISO 5310. O teor de Potássio da amostra, expresso em massa, é dada pela fórmula como K₂O como uma porcentagem, Equação 13.

$$K_2O = 4,71. f [VS-c (NaTPB) - 2V4. c (CTABH)] / m \quad (13)$$

Sendo:

f: fator de diluição;

c(CTAB): concentração (moles/ litro);

c(NaTPB): concentração (moles/ litro).

Caracterização dos inóculos (LA e LAN)

Os inóculos (LA e LAN), após coletados foram armazenados em recipientes plásticos de 2L, vedados e mantidos sob refrigeração a uma temperatura de 5°C, conforme descrito no item 3.2). Foram caracterizados foram caracterizadas no Laboratório de Engenharia Agrícola e Ambiental da UFRPE, Laboratório de Microbiologia do DEQ/UFPE e Laboratório de Combustíveis e Energia da Universidade de Pernambuco, seguindo diferentes protocolos, indicados na Tabela 2 e que estão descritos a seguir :

Determinação do teor do Teor de Umidade (W): o teor de umidade da amostra foi determinado com base no método de referência. Através de Secagem com massa constante a 103°C, conforme a metodologia descrita na norma ISO 1442:1997. O teor de umidade foi então determinado com base na Equação 14.

$$W = \frac{(m_1 - m_2)}{(m_1 - m_0)} * 100 \quad (14)$$

Sendo:

m₁ : massa do prato, em gramas;

m₂ : massa do prato que contém a amostra antes da secagem, em gramas;

m₀ : massa do prato que contém a amostra após secagem, em gramas.

Determinação do Potencial Hidrogeniônico (pH): para determinação do pH foi utilizado um medidor de pH de bancada e portátil modelo Q400HM, marca QUIMIS. A análise foi realizada segundo metodologia descrita na norma ISO 2917 :1999.

Antes da realização da leitura das amostras, o equipamento foi calibrado com soluções tampão padrão de pH 4,00; pH 7,00 e pH 10,00.

Determinação da Condutividade: para determinação da condutividade, utilizou-se o instrumento utilizado para medição da condutividade elétrica das amostras, foi o condutímetro Dr-32, marca Digimed, com prévia homogeneização das amostras. A análise foi realizada segundo metodologia descrita em APHA/SM 2510.

Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO): para determinação da Demanda Química de Oxigênio, utilizou-se o método colorimétrico alíquotas da solução foram solubilizadas em água destilada, em solução de 1:100, inseridas em tubos de vidro rosqueado (16x100 mm), e digeridas, com o auxílio das soluções catalisadora (H_2SO_4) concentrada e digestora ($K_2Cr_2O_7$ 1N), em um bloco digestor (termorreator) WTW 1P21 CR 2200 durante 2 horas, sob a temperatura de 150°C. Em seguida, foi efetuada a leitura dos tubos, em um espectrofotômetro, sob $\lambda=620$ nm, conforme metodologia colorimétrica descrita em APHA/SM 2520.

Após obtidos os resultados da DQO, determinou-se a DBO através do método de incubação em estufa específica para análises físico-químicas, durante 5 dias, a 20°C, usando o kit de OxiTop, composto pela mesa agitadora, oxímetros e frascos (sendo estes frascos do tipo âmbar 500 mL), conforme (APHA/SM 2520).

Primeiramente, conhecido o valor da DQO da amostra, consulta-se uma tabela do fator de multiplicação, segundo o volume da amostra e da faixa de medição. Dessa forma, a partir do valor de DQO encontrado, coleta-se o volume de amostra necessário para a realização da DBO. Amostras com carga orgânica muito alta, necessitam de volumes pequenos de amostra e vice-versa. Sabendo-se do volume de amostra necessário para a realização da análise, este é para dentro de cada frasco, adicionando-se, em seguida, o inibidor nitrificante. Tal agente visa evitar a ocorrência da oxidação via nitrificação (OxiTop DIN EN 1899-2, 1998). Em seguida, coloca-se o suporte de borracha com as pastilhas de NaOH (hidróxido de sódio),

fechando-se, posteriormente, o frasco com o oxímetro. É iniciada a contagem temporal, bem como do processo de oxidação da matéria orgânica. Os frascos são, então, levados à incubadora, durante 5 dias a 20°C (APHA/SM 5210).

Determinação de Sólidos Totais, Fixos e Voláteis (ST, SF e SV): a determinação da série de sólidos Totais, Fixos e Voláteis (ST, SF e SV) referente à caracterização da biomassa foi baseada no método gravimétrico segundo metodologia descrita em APHA/SM 2540. A determinação dos teores destes sólidos (ST, SF e SV) dos inóculos foi realizada através da queima, em um forno mufla, durante 2h30min, de 5 g deste material, inseridos em cápsulas previamente taradas (P_1), secos em estufa de secagem e esterilização e pesado (P_2), e posterior pesagem após a calcinação do material orgânico (P_3), conforme a Equação 15.

$$SV (g * g^{-1}ST) = \left(\frac{P_2 - P_3}{P_2} \right) - P_1 \quad (15)$$

Sendo:

SV: teor de sólidos voláteis ($g \cdot g^{-1}ST$);

P_1 : peso da cápsula (g);

P_2 : peso da amostra após a secagem na estufa (g);

P_3 : peso da amostra após a calcinação.

Determinação das Análises Elementares: estas análises foram realizadas no Laboratório de Microbiologia Industrial da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e no Laboratório de Combustíveis e Energia da Escola Politécnica de Pernambuco (POLICOM/POLI/UPE).

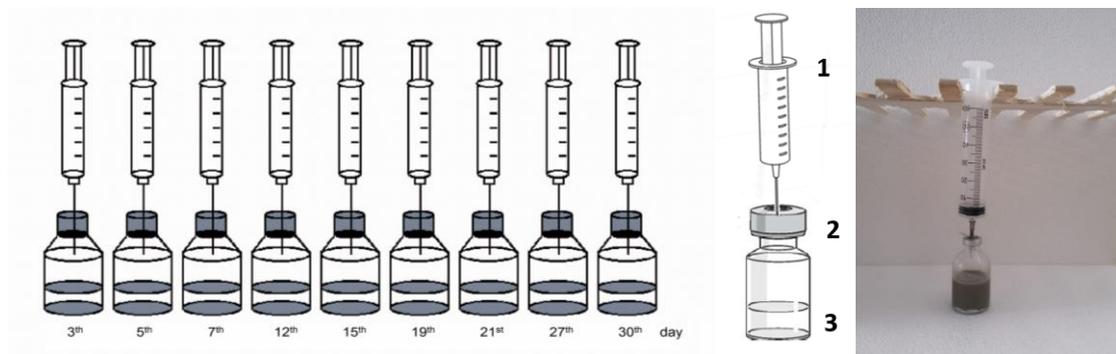
A análise elementar de uma amostra é o conteúdo em percentagem de massa de carbono (C), hidrogênio (H), enxofre (S), oxigênio (O) e nitrogênio (N). Para determinação da composição elementar das amostras foi utilizado um Analisador elementar automático, marca: Elementar, modelo: vario macro cube. As amostras analisadas foram utilizadas sem umidade (base seca), após secagem em ambiente das amostras, utilizou-se o método ASTM D3176-74/1983.

Determinação das Unidades formadora de Colônia (CFU): esta análise se baseia na semeadura da amostra, através de suas diluições em ágar padrão para contagem seguida de incubação em temperatura de $36 \pm 1^\circ C$ por 48 horas. O seu resultado é expresso o em UFC/g ou mL.

3.4 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E METODOLOGIA ANALÍTICA

Os experimentos de digestão anaeróbia foram realizados em frascos de 50 mL (biodigestores de bancada), com volume efetivo de 30 mL e *headspace* de 20 mL, hermeticamente fechados por septo de borracha e lacre de alumínio. Em cada frasco, a agulha de uma seringa de 60 mL foi inserida pelo septo, para possibilitar a medição do rendimento de biogás pelo volume do êmbolo deslocado, conforme Figura 12. Os rendimentos de biogás foram determinados diariamente.

Figura 12. Configuração experimental da Digestão Anaeróbica.



Nota: (1) Seringa de 60 ml com agulha hipotérmica 0,7x25 mm e (2) Frasco de penicilina de 50ml e (3) 30ml de meio de fermentação (Sistemas de Biodigestão Anaeróbia para geração do biogás: 9 frascos por experimento em duplicata.)

Fonte: A Autora (2023).

Inicialmente, três experimentos foram realizados (P₁ a P₃) com lodo aeróbio proveniente da E.T.E e resíduo de pescado, nas proporções entre inóculo (lodo aeróbio) e biomassa (resíduo de pescado) iguais a 0,11 g·g⁻¹, 0,27 g·g⁻¹, 0,43 g·g⁻¹, conforme sumariza a Tabela 3. Estes experimentos foram mantidos em temperatura de 30°C, e a análise do biogás formado e da concentração de metano foram realizadas pelo deslocamento direto da seringa de 60 mL e por cromatografia gasosa, respectivamente.

Os resultados deste estudo preliminar, devido à própria natureza aeróbia do inóculo, conforme será discutido posteriormente, encerrou em um biogás com baixo teor de metano, indicando a não continuidade da biodigestão usando este lodo aeróbio específico. O detalhamento das análises, como tempo de observação, medição do pH, entre outros aspectos, será apresentado com maior acurácia nos experimentos seguintes, entre lodo anaeróbio e resíduo de pescado.

Tabela 3 - Digestão anaeróbica com uso de lodo aeróbio

Experimentos	I (g)	RP (g)	LA/RP (g.g ⁻¹)	Água (g)	Controle (branco)
P ₁	1.00	9.00	0.11	20.00	1.00 g (I) + 20.00 g (água)
P ₂	2.15	8.00	0.27	19.85	2.15 g (I) + 20.00 g (água)
P ₃	3.00	7.00	0.43	20.00	3.00 g (I) + 20.00 g (água)

Fonte: A Autora (2023).

Em seguida, cinco conjuntos diferentes de experimentos foram realizados (A₁ a A₅), com cinco diferentes razões LAN/RP. Por exemplo, o experimento A₁ utilizou 1,00 g de LAN, 9,00 g de RP (relação LAN/RP de 0,11 g.g⁻¹) e 20,00 g de água. A mesma composição foi utilizada em 18 frascos (9 frascos em duplicata).

A composição do biogás e o pH das biomassas de cada par de frascos foram analisados nos dias 3^o, 5^o, 7^o, 12^o, 15^o, 18^o, 21^o, 27^o e 30^o. Os teores de metano, dióxido de carbono e hidrogênio foram determinados por cromatografia gasosa. Para obter as amostras de gás para cada frasco e para injetar as amostras de biogás no GC, foi utilizada uma seringa hermética de 1000 µL. Por fim, cuidadosamente, após a redução da pressão interna, os pares de frascos foram abertos para determinação de seu pH. Os outros pares de frascos (digestores), experimentos (A₂ a A₅), seguiram o mesmo procedimento e foram analisados nos dias pré-determinados para a conclusão dos experimentos de digestão anaeróbia e análises de pH. As razões LAN/RP foram: A₂= 2,15g/8,00g (0,27 g.g⁻¹), A₃= 3,00g/7,00g (0,43 g.g⁻¹), A₄= 8,25g/1,75g (4,71 g.g⁻¹) e A₅= 9,00g/1,00g (9,00 g.g⁻¹). Essas relações LAN/RP foram baseadas em pesquisas encontradas na literatura, como 10,0 g.g⁻¹ e 6,7 g.g⁻¹, respectivamente (CHOE *et al.*, 2019; SOLLI *et al.*, 2018). Como os melhores resultados foram obtidos nos experimentos A₁ e A₅, foram utilizadas as mesmas proporções nas mesmas condições, porém, no 7^o e 18^o dias foi injetado 0,16 mmol de hidrogênio nos digestores (Figura 13), utilizando uma seringa hermética, através de o septo de borracha (com uma agulha bem fina). Esses dois novos experimentos foram nomeados B₁ e B₂, respectivamente. A injeção de hidrogênio teve como objetivo verificar como o hidrogênio afetaria o teor de metano no biogás através da reação H₂ + CO₂, na fase metanogênica (SZUHAIJ *et al.*, 2016).

Figura 13 – Injeção de Hidrogênio (H₂)

Fonte: A Autora (2023).

A determinação da relação LAN/RP ótima é um parâmetro muito importante nos estudos de digestão anaeróbia, pois pode maximizar o rendimento de biogás com a concentração de metano (MOSET *et al.*, 2015; XU *et al.*, 2016). Os resultados de produção de biogás e concentração de metano foram expressos em termos de sólidos voláteis (SV), considerando os sólidos voláteis RP e LAN. Os sólidos voláteis consistem na fase orgânica na matéria sólida fermentável. Portanto, o SV foi usado como padrão para expressar os rendimentos de biogás e metano (PILARSKI *et al.*, 2020; DEEPANRAJ *et al.*, 2021).

Os rendimentos cumulativos de biogás e metano, do controle LAN (experimentos em branco), foram realizados usando as mesmas condições dos experimentos A₁ a B₂ sem inserção RP. Neste caso, foram avaliadas as produtividades apenas no 12^o, 21^o e 30^o dias. Experimentos em branco (controle) são importantes para comparar os rendimentos de biogás e metano sem a inserção de ambas as biomassas.

Todos os experimentos estão resumidos na Tabela 4. Esses experimentos foram conduzidos durante 30 dias, à temperatura de 30 ± 2 °C, e a agitação manual foi feita quatro vezes ao dia.

Tabela 4 - Resumo experimental da Digestão Anaeróbica

Experimentos	I (g)	RP (g)	LAN/RP (g·g ⁻¹)	Água (g)	Controle (branco)
A ₁	1.00	9.00	0.11	20.00	1.00 g (I) + 29.00 g (água)
A ₂	2.15	8.00	0.27	19.85	2.15 g (I) + 27.85 g (água)
A ₃	3.00	7.00	0.43	20.00	3.00 g (I) + 27.00 g (água)
A ₄	8.25	1.75	4.71	20.00	8.25 g (I) + 21.75 g (água)
A ₅	9.00	1.00	9.00	20.00	9.00 g (I) + 21.00 g (água)
B ₁	8.25*	1.75	4.71	20.00	8.25 g (I) + 21.75 g (água)
B ₂	9.00*	1.00	9.00	20.00	9.00 g (I) + 21.00 g (água)

T = 30 ± 2 °C; *0.16 mmol de Hidrogênio no 7^o e 18^o dias.

Fonte: A Autora (2023).

Os teores de metano e dióxido de carbono em cada relação LAN/RP foram analisados por cromatografia gasosa (CG), utilizando um cromatógrafo gasoso HP 5890, com detector de condutividade térmica (CDT). A coluna utilizada foi uma Porapak-N: 6,0 m x 2,5 mm i.d. As temperaturas do injetor e do detector foram de 100°C. A temperatura do forno do GC foi fixada em 40,0°C (por 3,0 minutos), aquecida a 20,0°C·min⁻¹, até 100,0 °C (por 2,0 minutos). O nitrogênio foi utilizado como gás carreador, a um fluxo constante de 30,0 mL·min⁻¹. O volume do biogás injetado (modo *splitless*) foi de 100 µL, usando uma seringa GC de 1000 µL. O padrão de gás do GC foi uma mistura de CH₄ (55%), CO₂ (40%), H₂ (1%) e N₂ (4% para equilíbrio), fornecida pela White Martins Inc., com 99,9% de pureza. Para os experimentos B₁ e B₂, o teor de hidrogênio residual foi medido por CG, nas mesmas temperaturas e fluxo de nitrogênio, porém, foi utilizada uma coluna de peneira molecular 5A, 3,0 m x 2,5 mm i.d.

3.5 ANÁLISE DE VARIÂNCIA – ANOVA

A análise de variância (ANOVA) foi realizada usando os melhores resultados em relação às concentrações de biogás e metano nos experimentos de digestão anaeróbia sem injeção de hidrogênio. Os melhores resultados foram obtidos nos experimentos A₃, A₄ e A₅. Nessas análises, as variáveis independentes foram as razões LAN/RP e o tempo de digestão (TD) (MOSET *et al.*, 2015; XU *et al.*, 2016); e a variável dependente foi o rendimento cumulativo de metano, em termos de SV (PILARSKI *et al.*, 2020; DEEPANRAJ *et al.*, 2021). O pH e a temperatura não foram avaliados, neste estudo estatístico, mas foram quantificados durante todo o processo, e os resultados foram discutidos (VON SPERLING, 2005; CHEN *et al.*, 2014; WANG *et al.*, 2019). Todos os experimentos foram realizados de acordo com a Tabela 5.

Tabela 5 - Desenho Experimental para análises de variância

Experimentos	LAN (g)	RP (g)	LAN/RP	TD (dias)
A ₃	3.00	7.00	0.43 g·g ⁻¹ (-1)	12 (-1), 21 (0), 30 (+1)
A ₄	8.25	1.75	4.71 g·g ⁻¹ (0)	12 (-1), 21 (0), 30 (+1)
A ₅	9.00	1.00	9.00 g·g ⁻¹ (+1)	12 (-1), 21 (0), 30 (+1)

Fonte: A Autora (2023).

Foi desenvolvido um planejamento fatorial 3^2 e as condições experimentais foram: relações LAN/RP ($g \cdot g^{-1}$) 0,43 (-1), 4,71 (0) e 9,00 (+1); TD 12 dias (-1), 21 dias (0) e 30 dias (+1), representando os experimentos A₃, A₄ e A₅, respectivamente. Neste caso, o uso de ANOVA foi justificado para buscar rendimento de metano satisfatório em função das razões LAN/RP e TD, dentro destes domínios de processo (BARROS NETO, 2002).

Neste estudo estatístico, foi desenvolvido um modelo matemático para sintetizar esta união de resultados, conforme a Equação 16.

$$y = a_0 + a_1x_1 + a_2x_2 + a_3x_1x_2 \quad (16)$$

Os domínios de x_1 e x_2 foram $\{x \in \mathbb{R} / -1 \leq x \leq 1\}$, atribuídos às razões LAN/RP e TD, respectivamente. Os coeficientes a_0 a a_3 são os coeficientes do modelo, determinados experimentalmente, e a imagem (y) representa a produção cumulativa de metano ($\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{sv}}^{-1}$).

O coeficiente de determinação (R^2) foi calculado de acordo com os estudos de análise de variância (BARROS NETO, 2002), e representa a aproximação do modelo matemático aos dados experimentais. Este coeficiente configura uma relação entre a soma dos quadrados da regressão $(\hat{y}_i - \bar{y})^2$ e a soma dos quadrados total $(y_{ij} - \bar{y})^2$. A porcentagem da variação explicada ou coeficiente de determinação (R^2) foi calculada conforme a Equação 17.

$$R^2 = \frac{\sum_i^n \sum_j^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2}{\sum_i^n \sum_j^n (y_{ij} - \bar{y})^2} = \frac{\text{RSS}}{\text{RSS} + \text{rSS}} = \frac{\text{RSS}}{\text{TSS}} \quad (17)$$

Onde

y_{ij} : são valores experimentais (nível i e repetição j);

\hat{y}_i : representa os valores calculados de acordo com o modelo (Equação 1);

\bar{y} : representa a média global.

Para avaliar o ajuste do modelo, foi feito um teste F. E este teste foi realizado usando a soma total dos quadrados (TSS), a soma dos quadrados da regressão (RSS), a soma dos quadrados dos resíduos (rSS) e os quadrados médios correspondentes (BARROS NETO, 2002). A influência das variáveis do processo foi

apresentada por meio de um Gráfico de Pareto e a visualização do modelo foi feita por superfície de resposta.

3.6 ESTUDO CINÉTICO DO PROCESSO DE BIODIGESTÃO

Dois modelos cinéticos, de Primeira Ordem e Gompertz, foram aplicados para simular a biodegradação anaeróbia, utilizando os melhores resultados obtidos entre os experimentos descritos na Tabela 7, que foram os experimentos A₄ e A₅.

O rendimento cumulativo de metano foi ajustado ao modelo cinético de Primeira Ordem, descrito pela Equação 2, e ajustado ao modelo de Gompertz, descrito pela Equação 1 (KAFLE *et al.*, 2012; SANTOS *et al.*, 2020).

$$y(t) = y_0[1 - e^{-kt}] \quad (18)$$

$$y(t) = y_0 e^{-e \left[\left(\frac{2.72R}{y_n} \right) (\gamma - t) \right] + 1} \quad (19)$$

Onde:

y_0 : é o potencial de produção de metano ($\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{sv}}^{-1}$);

k : é a constante de hidrólise de primeira ordem (dia^{-1});

R : é a taxa máxima de produção de metano [$\text{mL} \cdot (\text{g}_{\text{sv}} \cdot \text{dia})^{-1}$]; e

γ : é a defasagem (*lag-phase*, dias).

O estudo cinético se justifica para ajustar um modelo de produção de metano em função do tempo de digestão, encontrando uma *lag-phase* natural, máxima inclinação e estimativa do potencial de metano. Esses parâmetros podem ser usados para comparar diferentes sistemas em diferentes condições (SANTOS *et al.*, 2020).

3.7 ESTIMATIVA DA MITIGAÇÃO DE G.E.E.

Existem várias metodologias padrão para calcular as emissões de GEE (FINNEGAN *et al.*, 2018; HOSSEINI *et al.*, 2018; GOLBAZ *et al.*, 2021) pelos diferentes tipos de disposição de biomassa. Esta pesquisa utilizou o Excel GHG Protocol Brazil (Getúlio Vargas Fundação, 2020), trata-se de uma planilha amplamente utilizado em cálculos corporativos e acadêmicos.

A estimativa teórica da redução de emissões de GEE, em termos de dióxido de carbono equivalente (CO_{2e}), foi determinada usando estes parâmetros: descarte de RP de 3.240 toneladas·ano⁻¹ (9.000 kg·dia⁻¹) (FREIRE *et al.*, 2023), uma precipitação média de 2.501 mm·ano⁻¹, temperatura média de 27°C e lixão raso (< 5m) (Getúlio Vargas Fundação, 2020). A unidade denominada equivalente de dióxido de carbono representa a integração das emissões de vários GEE com base no seu potencial de aquecimento global (RIYA *et al.*, 2022). A idéia principal é não descartar essa biomassa e utilizá-la como substrato para geração de biogás.

3.8 ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA

De acordo com o rendimento do biogás, a produção de energia elétrica (em termos de MWh·ano⁻¹) foi determinada usando o poder calorífico inferior (PCI) do metano de 35.500 kJ·m⁻³ (SOUZA & PERES, 2019). O poder calorífico inferior do metano também pode ser expresso, em massa, 50.000,0 kJ·mol⁻¹ (SANTOLI *et al.*, 2017) (considerando a densidade do metano de 0,66 kg·m⁻³ (SMITH *et al.*, 2007) ou em mol, 890 kJ·mol⁻¹ (considerando o peso molar do metano de 0,016 kg·mol⁻¹) (SMITH *et al.*, 2007). Nesta pesquisa, o potencial de produção de metano foi medido em termos de sólidos voláteis nos experimentos em batelada. Para a estimativa da produção de energia elétrica, foi utilizada a produção anual de resíduos de pescado (RP) de Bragança e uma eficiência de 35% para o conjunto motor-gerador de eletricidade (ACHINAS *et al.*, 2017), conforme pode ser observado na Equação 21.

$$P = [\text{CH}_4(\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{VS}}^{-1})] [\text{VS}_{\text{I+FW}}(\text{g}_{\text{VS}})] \left[\frac{\text{FW}_{\text{annual}}(\text{g})}{\text{FW}_{\text{batch}}(\text{g})} \right] \left[\frac{1 \text{ m}^3}{10^6 \text{ mL}} \right] \left[\frac{35.500 \text{ kJ}}{\text{m}^3} \right] \left[\frac{1 \text{ MWh}}{3.6 \cdot 10^6 \text{ kJ}} \right] [0.35] \quad (21)$$

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este capítulo será dedicado à apresentação dos principais resultados desta Tese, bem como a discussão destes no campo técnico/científico, com validações/comparações em relação à literatura científica atual.

4.1 RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA ANIMAL (RESÍDUOS DE PESCADOS) E LODOS DA E.T.E

Segundo Borghesi *et al.* (2017), a caracterização dos resíduos do processamento do pescado representa uma importante ação para minimizar o desperdício e avaliar melhor as formas de reaproveitamento. Em relação ao inóculo de acordo Holliger *et al.* (2016) este deve ser retirado de um digestor anaeróbio ativo que está digerindo matéria orgânica complexa e com isso fornece uma comunidade microbiana diversa capaz de digerir uma grande variedade de moléculas orgânicas.

A caracterização do resíduo de pescado, e dos lodos da E.T.E. está apresentada na Tabela 6.

Tabela 6 - Caracterização da biomassa animal (resíduos de pescados) e dos inóculos

Resíduos de peixes		Inóculo LAN		Inóculo LA	
Umidade % (g/g)	71.00	Umidade % (g/g)	94.94	Umidade % (g/g)	99.50
pH	7.19	pH	6.90	pH	7.13
Na Cl (g·100g ⁻¹)	0.30	Condutividade (mS·cm ⁻¹)	8,13	Condutividade (mS·cm ⁻¹)	882
Fósforo (g·100g ⁻¹)	0.88	DQO (mgO ₂ ·L ⁻¹)	12,140	DQO (mgO ₂ ·L ⁻¹)	6,700
Lipídios (g·100g ⁻¹)	7.00	DBO ₅ (mgO ₂ ·L ⁻¹)	4,150	DBO ₅ (mgO ₂ ·L ⁻¹)	607
Proteína (g·100g ⁻¹)	18.09	Sólidos Totais (g·L ⁻¹)	50.6	Sólidos Totais (g·L ⁻¹)	51.4
Potássio (mg·kg ⁻¹)	1.44	Sólidos Fixos (g·L ⁻¹)	9.7	Sólidos Fixos (g·L ⁻¹)	29.1
Sólidos Totais (g·L ⁻¹)	290.0	Sólidos Voláteis (g·L ⁻¹)	40.9	Sólidos Voláteis (g·L ⁻¹)	22.3
Sólidos Fixos (g·L ⁻¹)	41.0	C % (g/g)	34.54	C % (g/g)	30.85
Sólidos Voláteis (g·L ⁻¹)	249.0	H % (g/g)	6.13	H % (g/g)	5.44
C % (g/g)	50.89	N % (g/g)	4.73	N % (g/g)	4.65
H % (g/g)	8.35	S % (g/g)	1.60	S % (g/g)	1.43
N % (g/g)	11.22	O % (g/g)	53.00	O % (g/g)	57.63
S % (g/g)	1.44	Anaeróbica CFU	1,84 x 10 ⁹	Aeróbica CFU	0,33 x 10 ⁹
O % (g/g)	28.10				

Fonte: A Autora (2023).

A produção de energia renovável na forma de metano a partir da digestão anaeróbia em resíduos alimentares varia dependendo de fatores como a quantidade e a qualidade do inóculo (OROBIO *et al.*, 2017).

Conforme demonstrado na Tabela 6, a amostra de resíduos de pescado (RP) apresentou um teor de umidade de 71,00%, o que pode favorecer o processo de digestão anaeróbia, devido ao transporte natural de nutrientes e micro-organismos (CHOW *et al.*, 2020). Kafle & Kim (2012) e Cadavid-Rodríguez *et al.* (2019) encontraram valores de umidade RP semelhantes, 68,7 e 74,8, respectivamente. Além disso, o RP apresentou teores de sólidos totais e sólidos voláteis de 29,0%, 24,9%, respectivamente, o que representa um bom teor de material fermentável (PILARSKI *et al.*, 2020; DEEPANRAJ *et al.*, 2021).

A relação C/N das amostras RP foi de 4,5. Esse resultado pode estar relacionado aos altos teores de nitrogênio e proteína, 11,22% e 18,09%, respectivamente, que podem inibir a formação de biogás (KOVACS *et al.*, 2015). Outros pesquisadores encontraram relações C/N de 5,7, 10,7, 6,5 em amostras de RP e, apesar disso, em seus experimentos foram obtidos bons rendimentos de biogás e metano (CADAVID-RODRIGUEZ *et al.*, 2019; CHOE *et al.*, 2019; BÜCKER *et al.*, 2020). Esses resultados podem ter ocorrido devido a outros parâmetros que influenciam o processo de Digestão Anaeróbia, como relações LAN/RP, TD, tipo de Inóculos e assim por diante (BASSANI *et al.*, 2015; PAL, 2020).

A relação DQO/DBO₅ foi de 2,9. Recomenda-se que a relação DQO/DBO₅ seja inferior a 4,0, pois indica uma boa biodegradabilidade da biomassa (VON SPERLING, 2005). O LAN apresentou um teor de umidade de 94,94%, favorável ao transporte de nutrientes (CHOW *et al.*, 2020), sólidos totais de 5,06% e sólidos voláteis de 4,09%, comparável a outros lodos anaeróbios relatados (SANTOS *et al.*, 2020; CADAVID-RODRIGUEZ *et al.*, 2019).

A relação LAN C/N foi de 7,3. Em processos de digestão anaeróbia, os valores recomendados de relação C/N variam de 10 a 30. Valores de relação C/N inferiores a 10, podem ocasionar baixos rendimentos de biogás e metano (SANTOS *et al.*, 2020; CARVALHO *et al.*, 2017; PERES *et al.*, 2019). As razões LAN e RP C/N foram 7,3 e 4,5, respectivamente. Portanto, ficaram abaixo dos valores recomendados pela literatura (SANTOS *et al.*, 2020; CARVALHO *et al.*, 2017; PERES *et al.*, 2019). No entanto, existem outros parâmetros que podem influenciar a produção de biogás (BASSANI *et al.*, 2015; PAL, 2020).

Além disso, em relação ao inóculo de LA, a relação DQO/DBO₅, umidade e análise de sólidos sugerem um lodo adequado. No entanto, a colônia presente é favorável à formação de dióxido de carbono.

As unidades formadoras de colônias anaeróbicas (UFC) e as UFC aeróbicas apresentaram valores 1.84×10^9 e 0.33×10^9 , respectivamente. Assim, as UFC anaeróbicas foram 6 vezes maiores que as UFC aeróbicas. Esses resultados sugeriram que as biomassas (LAN e RP) eram boas matérias-primas da digestão anaeróbica. O valor de UFC anaeróbio LANS foi semelhante aos resultados de $2,71 \times 10^9$ e $1,80 \times 10^9$ obtidos por (SANTOS *et al.*, 2020) e (FENG *et al.*, 2020), respectivamente, na mesma condição digestão anaeróbica.

A análise elementar do RP e LAN levou às suas fórmulas químicas C₅H₁₀O₃N e C₈H₁₈O₁₀N,, respectivamente. Estas fórmulas foram usadas para estimar o rendimento de metano (M_{th}) através da Equação 21 (C_aH_bO_cN_d) (ROATI *et al.*, 2012).

$$M_{th} \text{ (mL} \cdot \text{g}_{vs}^{-1}) = 1000 \left[\frac{(22.415/8) (4a + b - 2c - 3d)}{(12a + b + 16c + 14d)} \right] \quad (21)$$

Assim, os rendimentos teóricos de metano LAN e RP foram 213 mL·g_{vs}⁻¹ e 446 mL·g_{vs}⁻¹, respectivamente. A mesma equação foi utilizada para estimar os rendimentos de biogás e metano para os experimentos A₄ e A₅ que apresentaram os melhores resultados em relação aos rendimentos de biogás e teor de metano no biogás. O experimento A₄ utilizou 8,25 g de LAN e 1,75g de resíduos de peixe. Então, seu rendimento teórico de metano calculado foi de 268,7 mL·g_{vs}⁻¹. Para o experimento A₅ (9,00 g de LAN e 1,00 g de resíduo de peixe), o rendimento teórico de metano calculado foi de 190,3 mL·g_{vs}⁻¹.

Esses resultados representam a produção teórica máxima de metano com base na composição elementar da matéria orgânica. Assim, esses resultados calculados provavelmente serão superiores aos valores obtidos nos experimentos, devido à forte dependência de vários parâmetros operativos do processo anaeróbio.

4.2 RESULTADOS DA PRODUÇÃO CUMULATIVA DE BIOGÁS, PRODUÇÃO CUMULATIVA DE METANO E TEOR PERCENTUAL DE METANO

Para o LA, conforme ilustra a Figura 6, onde a relação I/RP foi de 0,43 e TD foi de 30 dias, o teor de metano foi de $1,7 \pm 0,2\%$ e o teor de dióxido de carbono foi

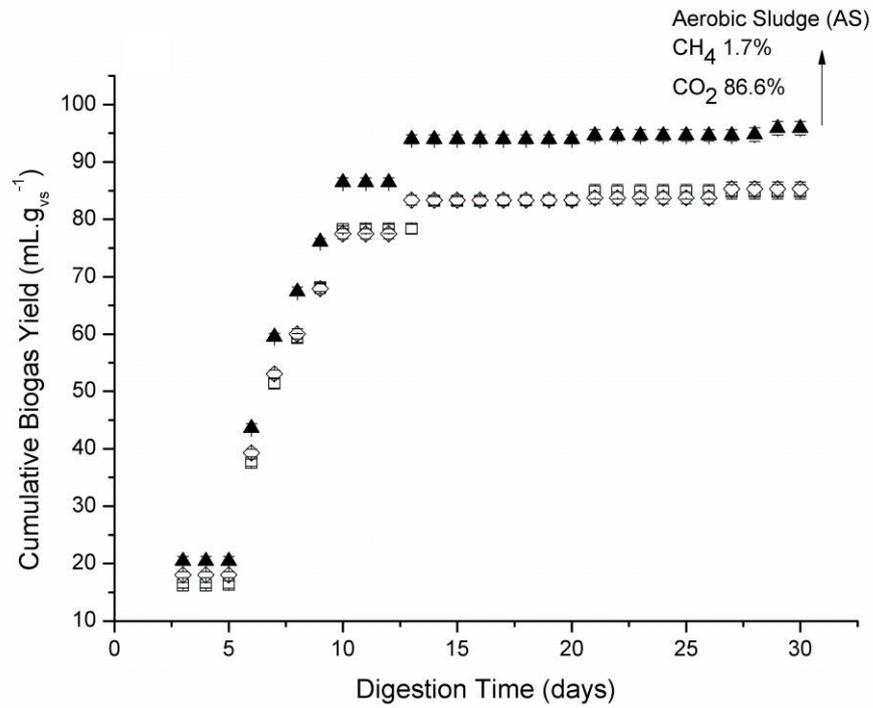
de $86,6 \pm 1,7\%$. O teor de metano foi muito baixo devido às características aeróbicas do inóculo usado que pareceu demorar mais para iniciar o processo de degradação do RP. Consequentemente, o uso de LA foi descontinuado devido a esse resultado.

Continuando, os rendimentos cumulativos de biogás dos experimentos A₁ a B₂, são mostrados na Figura 15. A Tabela 7 ilustra os dados de produção cumulativa de biogás ($\text{mL}\cdot\text{g}_{\text{vs}}^{-1}$), produção cumulativa de metano ($\text{mL}\cdot\text{g}_{\text{vs}}^{-1}$) e teor de metano (% v/v) obtidos no 30º dia para os experimentos A₁ a B₂ e controle.

Os baixos rendimentos de biogás e metano, após 30 dias de fermentação, para os experimentos A₁, A₂ e A₃, devem-se ao pequeno número de micro-organismos capazes de degradar completamente a matéria orgânica presente nas relações LAN/RP, respectivamente, $0,11 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ (A₁), $0,27 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ (A₂), $0,43 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ (A₃). O LAN forneceu os micro-organismos para o processo de digestão anaeróbia, atuando como inóculo. No entanto, parece que 30 dias (TR) não foram suficientes para formar uma colônia capaz de degradar completamente as biomassas, devido às baixas proporções de LAN para RP. Assim, as razões LAN/RP para os experimentos A₁, A₂ e A₃ não foram adequadas para o TD utilizado (SANTOS *et al.*, 2020; MOSET *et al.*, 2015; XU *et al.*, 2016). Por esses motivos, as proporções utilizadas nos experimentos A₁, A₂ e A₃, foram descontinuadas, devido à baixa eficiência do processo Digestão Anaróbia em 30 dias.

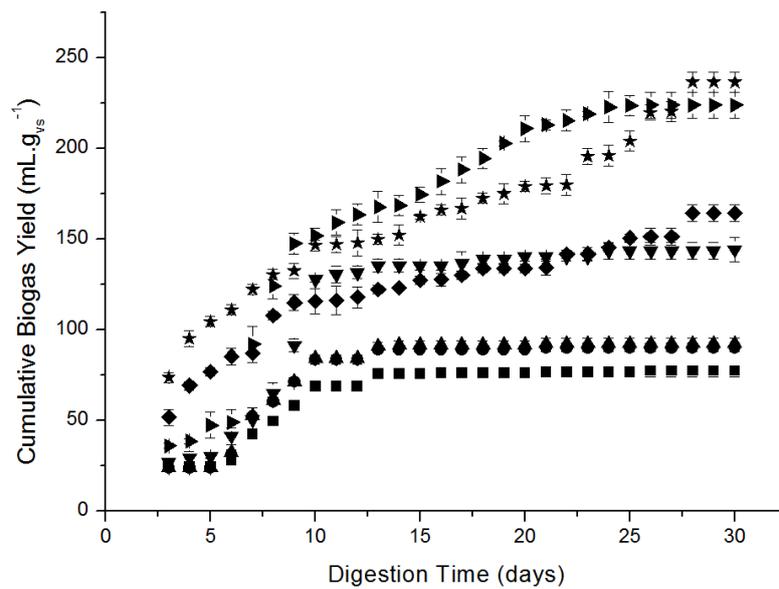
Por outro lado, os experimentos A₄ (LAN/RP de $4,71 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$), A₅ (LAN/RP de $9,00 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$), B₁(LAN/RP de $4,71 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$, e o $0,16 \text{ mmol}$ de hidrogênio injetado no 7º e 18º dias) e B₂ (LAN/RP de $9,00 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$, e $0,16 \text{ mmol}$ de hidrogênio injetado no 7º e 18º dias), apresentaram resultados mostrando que tanto o rendimento do biogás e o rendimento do metano aumentaram e os teores de metano aumentaram também. Esses resultados podem ser vistos na Tabela 8 e na Figura 16. De acordo com a Tabela 7 e na Figura 16, os rendimentos de biogás variaram entre $80 \text{ mL}\cdot\text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ e $140 \text{ mL}\cdot\text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ com o teor de metano superior a 50 %. Esses resultados mostraram que houve um aumento na população microbiana, devido ao maior teor de LAN nos reatores de digestão anaeróbia, o que permite que a matéria orgânica da biomassa, tanto para LAN quanto para RP, degrade de forma mais eficiente. Esses resultados foram semelhantes a $50\text{-}200 \text{ mL}\cdot\text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ de rendimentos de metano e $50\text{-}75\%$ de conteúdo de metano obtidos por outros pesquisadores (KAFLE *et al.*, 2013; CADAVID-RODRIGUEZ *et al.*, 2019; CHOE *et al.*, 2019; SOLLI *et al.*, 2018).

Figura 14. *Cumulative Biogas Yield* - Rendimento cumulativo do biogás ($\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{sv}}^{-1}$) versus tempo de digestão (*digestion time*) - experimentos: P₁ (□), P₂ (◇), P₃ (▲).



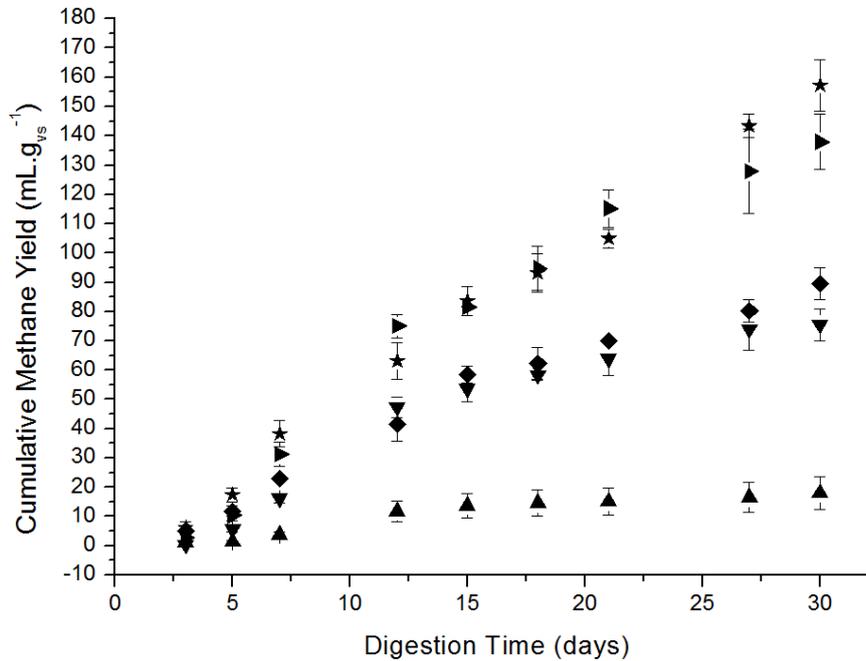
Fonte: A Autora (2023).

Figura 15. *Cumulative Biogas Yield* - Rendimento cumulativo do biogás ($\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{sv}}^{-1}$) versus tempo de digestão (*digestion time*) - experimentos: A₁ (■), A₂ (●), A₃ (▲), A₄ (▼), B₁ (◆), A₅ (►), B₂ (★).



Fonte: A Autora (2023).

Figura 16. *Cumulative Methane Yield* - Rendimento cumulativo do metano ($\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{sv}}^{-1}$) versus tempo de digestão (*digestion time*) - experimentos: A₃ (\blacktriangle), A₄ (\blacktriangledown), B₁ (\blacklozenge), A₅ (\blacktriangleright), B₂ (\blackstar).



Fonte: A Autora (2023).

Tabela 7 - Resumo dos resultados da digestão anaeróbica no 30^o dia

Experimentos	Produção Cumulativa do Biogás ($\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$)	Redimento do controle do Biogás ($\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$)	Produção Cumulativa do Metano ($\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$)	Redimento do controle do Metano ($\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$)	Metano Percentual em volume (% v/v)
A ₁	77.29 ± 2.95	10.05 ± 0.75	6.11 ± 0.70	0.77 ± 0.08	7.58 ± 1.48
A ₂	90.06 ± 2.31	16.85 ± 0.81	9.90 ± 1.05	1.85 ± 0.11	11.10 ± 2.50
A ₃	92.46 ± 2.92	18.30 ± 1.02	18.02 ± 5.50	3.48 ± 0.49	19.47 ± 5.35
A ₄	144.21 ± 6.81	30.91 ± 1.45	75.52 ± 5.47	6.48 ± 0.58	52.37 ± 1.32
A ₅	224.03 ± 7.11	40.30 ± 1.87	137.94 ± 9.29	9.92 ± 0.85	61.57 ± 2.19
B ₁	164.26 ± 5.45	56.91 ± 2.09	89.52 ± 5.40	10.85 ± 0.63	54.50 ± 2.78
B ₂	236.59 ± 5.69	81.02 ± 3.12	157.18 ± 8.94	17.81 ± 0.81	66.54 ± 5.38

Fonte: A Autora (2023).

Nos processos de digestão anaeróbica, vários parâmetros afetam o rendimento do biogás e o teor de metano. Esses parâmetros são, por exemplo, o tipo e composição da biomassa (B), tipo de inóculo (I) usado para iniciar o digestão anaeróbica, a relação I/B, teor de umidade, temperatura, pH, agitação, tempo de

digestão (CADAVID-RODRIGUEZ *et al.*, 2019; MOSET *et al.*, 2015; XU *et al.*, 2016; KAFLE *et al.*, 2012; VON SPERLING, 2005; CHEN *et al.*, 2014; CHOW *et al.*, 2020). Nesta pesquisa, a variação de temperatura e pH não foram estudados. No entanto, as temperaturas foram mantidas em $30 \pm 2^\circ\text{C}$ e o pH variou entre 6,2 e 7,4, em todos os experimentos. Quando o pH varia entre 5,5 e 6,0, aumenta a presença de bactérias acidogênicas, prejudicando o processo fermentativo. Com valores de pH variando de 6,8 a 7,2, a presença de bactérias metanogênicas aumenta, favorecendo o processo fermentativo (VON SPERLING, 2005). Quando o pH está abaixo de 8,0, o nitrogênio permanece na forma aquosa de amônio NH_4^+ . No entanto, quando o pH é maior que 8,0, a comunidade de metanogênios é afetada e inibe a produção de metano (CHEN *et al.*, 2014).

Após 30 dias, os teores de metano obtidos nos experimentos A₄ e B₁ foram $52,37 \pm 1,32 \%$ e $54,50 \pm 1,78 \%$, ambos originados na mesma relação LAN/RP ($4,71 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$). No entanto, no experimento B₁ utilizou 0,16 mmol de hidrogênio adicionado no 7º e 18º dias. Houve um aumento no teor de metano de 4,06% para B₁. Da mesma forma, após 30 dias, os teores de metano dos experimentos A₅ e B₂ foram $61,57 \pm 2,19 \%$ e $66,44 \pm 2,17 \%$, ambos originados na mesma relação LAN/RP ($9,00 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$). Mas, o experimento B₂ usou 0,16 mmol de hidrogênio adicionado no 7º e 18º dias. Assim, houve um aumento de 7,9% no teor de metano no biogás. Esse aumento do teor de metano no biogás nos experimentos em que o hidrogênio foi injetado pode sugerir que as archeas foram capazes de sintetizar mais metano na fase de metanogênese do processo de digestão anaeróbia, pois havia mais hidrogênio disponível para as reações de dióxido de carbono e hidrogênio, como sugerido por alguns pesquisadores (SZUHAJ *et al.*, 2016; BASSANI *et al.*, 2015; LEE *et al.*, 2012). Mais experimentos injetando hidrogênio na reação digestão anaeróbica são necessários para obter dados mais detalhados e confiáveis sobre a influência do hidrogênio no teor de metano do biogás. A influência do hidrogênio injetado no teor de metano do biogás será investigada.

Apesar dos experimentos usando hidrogênio, B₁ e B₂ produziram resultados interessantes e promissores, mais investigações serão necessárias para estabelecer o efeito do hidrogênio injetado no teor de metano do biogás. Este assunto será considerado para pesquisas futuras. Por esta razão, os experimentos A₃, A₄ e A₅

foram selecionados para dar continuidade à ANOVA; e apenas A₄ e A₅ para os estudos de cinética, redução de emissões de GEE e produção de energia elétrica.

A composição global do biogás produzido durante a digestão anaeróbia varia de acordo com as condições ambientais presentes no reator. E esta composição muda rapidamente durante o período inicial de partida do sistema e também quando o processo de digestão anaeróbia é inibido. Em reatores operando de maneira estável a composição do biogás produzido é razoavelmente uniforme, porém a proporção de gás carbônico em relação ao metano pode variar substancialmente dependendo das características do composto orgânico a ser degradado (CHERNICHARO, 2000).

4.3 REDIMENTO DO METANO CUMULATIVO E ANALISES DE VARIÂNCIA (ANOVA)

A evolução da produção de metano foi a variável dependente da relação LAN/RP e TD (variáveis independentes). Para os experimentos A₃, A₄ e A₅, uma ANOVA foi realizada para verificar o efeito da razão LAN/RP e TD no rendimento de metano. Os resultados da ANOVA são mostrados na Tabela 8.

De acordo com a Tabela 8, os resultados indicaram que as razões LAN/RP e TD foram significativas para o rendimento de metano. Entre eles, a influência da relação LAN/RP foi a mais significativa. A relação inóculo/biomassa pode afetar não apenas a biodegradabilidade, mas também a taxa de produção de metano e/ou taxa de hidrólise (SANTOS *et al.*, 2020; MOSET *et al.*, 2015). Nos experimentos de co-digestão, LAN forneceu os micro-organismos para a degradação da matéria orgânica, enquanto RP foi a biomassa fresca com micro-organismos insuficientes para decompor a matéria orgânica de forma mais rápida e eficiente.

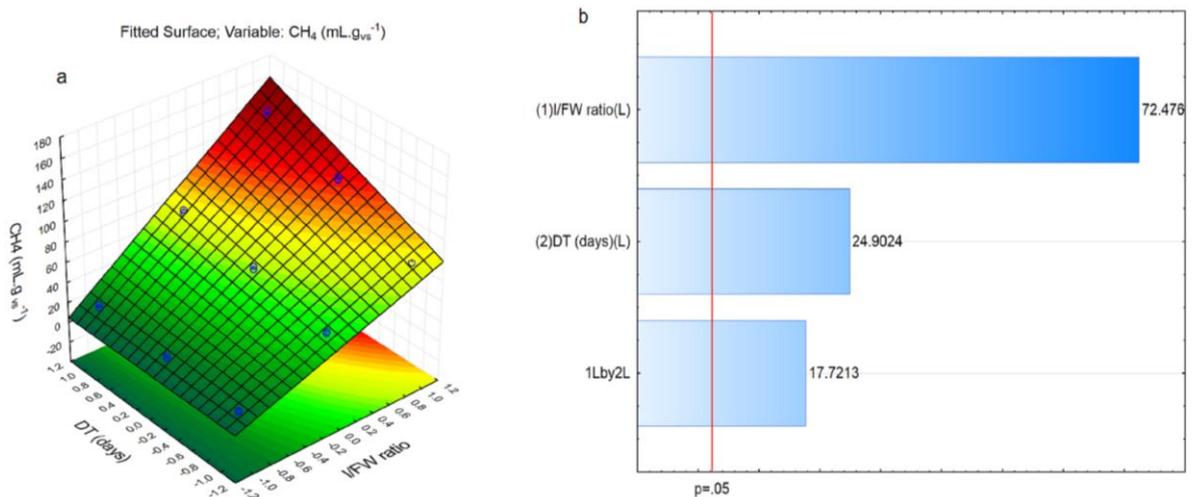
O efeito combinado (x_1x_2) foi significativo. A diversidade de efeitos combinados e o dinamismo do processo requerem um modelo matemático complexo. Assim, o modelo matemático que descreveu os rendimentos de metano, no domínio do planejamento experimental, é mostrado na Equação 22.

$$y \text{ (mL} \cdot \text{g}_{\text{VS}}^{-1}) = 62.211 + 47.219x_1 + 16.224x_2 + 14.140x_1x_2 \quad (22)$$

Os domínios de x_1 e x_2 foram $\{x \in \mathbb{R} / -1 \leq x \leq 1\}$, e foram atribuídos à razão LAN/RP e TD, respectivamente, conforme descrito na Tabela 3. Foi realizado um teste F, e foi observado que esse modelo é estatisticamente significativo, pois F_1 (RMS/rMS) foi maior que $F_{3,14}$, $807,90 > 5,56$, respectivamente. Além disso, este modelo foi preditivo, porque F_2 (LFMS/PEMS) foi menor que $F_{5,9}$, $5,35 < 6,63$ (BARROS NETO, 2002). Por fim, a proporção da variação explicada relativa ou coeficiente de determinação foi de 0,99, o que indicou uma boa aproximação do modelo analítico aos dados experimentais.

As Figuras 17a e 17b ilustram o modelo matemático 4.2 e o Gráfico de Pareto que mostra a influência das variáveis no rendimento de metano, respectivamente.

Figura 17. *Fitted Surface* - Superfície de Resposta (a) e gráfico de Pareto (b) - variável dependente: rendimento de CH_4 ($\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$).



Fonte: A Autora (2023).

Serão considerados os experimentos A₄ e A₅, para estudo cinético, estimativa de produção de energia e redução de GEE.

Tabela 8 - Estudo de análise de variância- experimentos A₃ a A₅

Experimentos	LAN/RP	TD (dias)	Desenho Experimental	CH ₄ (mL· g _{sv} ⁻¹)	
A ₃	0.43 (-1)	12 (-1)	-1 -1	11.73 ± 3.48	
A ₃	0.43 (-1)	21 (0)	-1 0	15.18 ± 4.63	
A ₃	0.43 (-1)	30 (+1)	-1 +1	18.02 ± 5.50	
A ₄	4.71 (0)	12 (-1)	0 -1	47.31 ± 3.40	
A ₄	4.71 (0)	21 (0)	0 0	63.89 ± 5.79	
A ₄	4.71 (0)	30 (+1)	0 +1	75.52 ± 5.47	
A ₅	9.00 (+1)	12 (-1)	+1 -1	75.09 ± 4.00	
A ₅	9.00 (+1)	21 (0)	+1 0	115.21 ± 6.44	
A ₅	9.00 (+1)	30 (+1)	+1 +1	137.94 ± 9.29	
SQR = RSS	31,513.88	GL	3	MQR = RMS	10,504.63
SQr = rSS	182.03	GL	14	MQr = rMS	13.00
TSS	31,695.91	GL	17	F ₁ (RMS/rMS)	807.90
Falta de ajuste (SQ _{faj})	136.19	GL	5	MQ _{faj}	27.24
Erro Puro (SQ _{ep})	45.84	GL	9	MQ _{ep}	5.09
R ² (RSS/RSS+rSS)	0.994			F ₂ (MQ _{faj} /MQ _{ep})	5.35

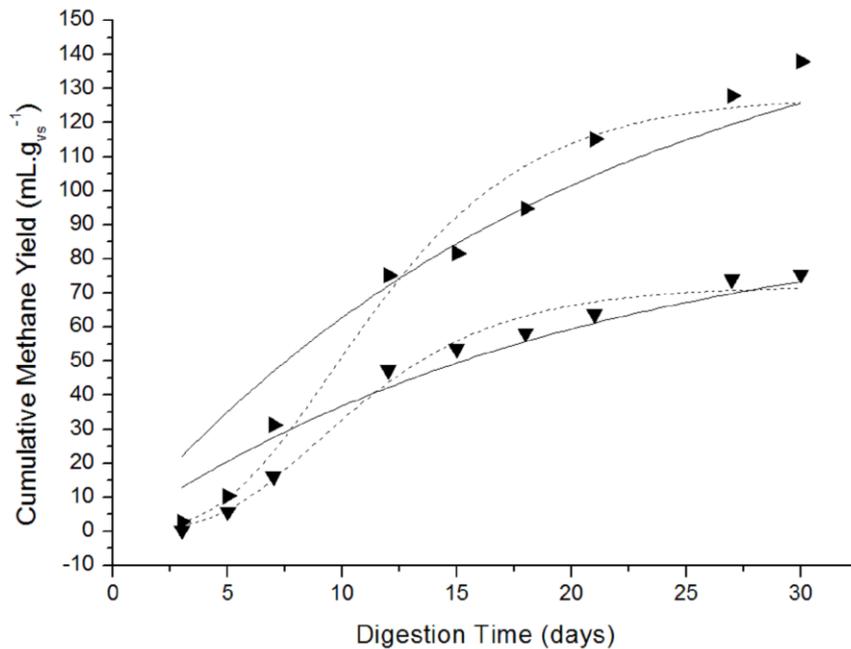
Fonte: A Autora (2023).

GL = Grau de Liberdade; RSS = Soma quadrática da Regressão (SQR); rSS = Soma quadrática do resíduo (SQr); TSS = Soma quadrática total; SQ_{faj} = soma dos quadrados da falta de ajuste; SQ_{ep} = soma dos quadrados do erro puro; MQR = RMS = média quadrática devido a regressão; MQr = rMS = média quadrática do resíduo; MQ_{faj} = média quadrática da falta de ajuste; MQ_{ep} = média quadrática do erro puro.

4.4 MODELAGEM CINÉTICA

Foi realizado estudo cinético para TD de 30 dias com relações LAN/RP iguais a 4,71 g·g⁻¹ (A₄) e 9,00 g·g⁻¹ (A₅). Dois modelos cinéticos foram ajustados, o modelo cinético de Primeira Ordem 2.1 e o modelo Gompertz 2.2. Os resultados foram mostrados na Figura 18. Os parâmetros do modelo foram mostrados na Tabela 8.

Figura 18. Estudo cinético da produção cumulativa de metano ($\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{sv}}^{-1}$) (*cumulative methane yield*) – modelo de Primeira-ordem (linha sólida) e modelo Gompertz (linha tracejada) - A₄ (▼), A₅ (►).



Fonte: A Autora (2023).

Tabela 9 - Parâmetros dos modelos cinéticos

Experimentos	Modelo Primeira-Ordem			Modelo Gompertz			
	y_0 ($\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{sv}}^{-1}$)	k (dia^{-1})	R^2	y_0 ($\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{sv}}^{-1}$)	R ($\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{sv}}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$)	γ (dia)	R^2
A ₄	$95.661 \pm$	$0.049 \pm$	0.912	$71.996 \pm$	6.225 ± 0.398	$4.502 \pm$	0,9
	5.371	0.005		1.890			
A ₅	$164.509 \pm$	$0.048 \pm$	0.921	$127.766 \pm$	$10.415 \pm$	$4.714 \pm$	0,9
	8.882	0.004		4.984			

Fonte: A Autora (2023).

O modelo de Primeira Ordem considera uma produção contínua de metano, com taxa máxima de produção no início do processo de digestão anaeróbica. Diferentemente, o modelo de Gompertz considera uma *lag-phase* antes do início da produção de metano e uma taxa máxima de produção durante o processo. E assim, os resultados mostraram uma melhor aproximação do modelo de Gompertz ($R^2 > 0,97$) em relação ao modelo de primeira ordem ($R^2 > 0,91$). A presença de defasagens e derivadas máximas de rendimentos de metano ($\partial y/\partial t$) foram observadas em outras pesquisas (SANTOS *et al.*, 2020; KAFLE *et al.*, 2012),

sugerindo um período inicial desde o processo de hidrólise até a reação metanogênica (obviamente após as vias acidogênica e acetogênica).

4.5 REDUÇÃO DE EMISSÕES DE GEE E ESTIMATIVA DE PRODUÇÃO DE ENERGIA

Num processo real, envolvendo a formação de biogás por biodigestão, é necessário realizar um estudo completo com vários parâmetros (econômicos, operacionais, logísticos, entre outros).

Finalizando esta pesquisa, foram apresentados dois cenários, realizados pelos experimentos A₄ e A₅, ambos em estudo em batelada. Além disso, a produção anual de RP da cidade de Bragança (Brasil) foi considerada de 3.240 toneladas·ano⁻¹. Esse conjunto de informações foi necessário para calcular a estimativa de redução de emissão de GEE e a estimativa de produção de energia elétrica. Além disso, foi realizado um estudo resumido da possível implantação de uma usina de biogás, em condições próximas aos dados experimentais.

4.5.1 Redução de emissão de GEE

Utilizando a planilha do Excel GHG Protocol Brasil, com uma quantidade de resíduos de 3.240 toneladas·ano⁻¹, e aplicando as seguintes condições: precipitação média de 2.501 mm·ano⁻¹, temperatura média de 27°C, em um lixão raso (< 5 m); os resultados mostraram uma redução esperada de GEE de 1.619 toneladas de CO_{2e} (redução acumulada em 20 anos). Em termos de redução de metano, com potencial de aquecimento global de 1/25 em relação ao CO_{2e} (RIYA *et al.*, 2022), foi observada uma redução de 64,76 toneladas de CH₄ (1.619/25 toneladas de CH₄). Ou, em volume, 98.121 m³ (considerando a densidade do metano de 0,66 kg·m⁻³) (SMITH *et al.*, 2007). Considerando a quantidade de biomassa de 3.240 toneladas, a redução de emissão de metano seria de 30,28 m³·ton⁻¹ (98.121/3.240 metro cúbico por tonelada). Este resultado pode ser comparado com 26-62 m³CH₄·ton⁻¹, calculado a partir do modelo LandGEM 3.02, usando compostos orgânicos refratários e/ou compostos orgânicos facilmente degradáveis, por 20 anos (HOSSEINI *et al.*, 2018).

4.5.2 Estimativa para produção de energia

Conforme mencionado, os experimentos A₄ e A₅ foram considerados para guiar esta pesquisa. Para o experimento A₄, o potencial de produção de metano foi de 75,52 mL·g_{sv}⁻¹, e a proporção LAN/RP foi de 8,25 g por 1,75 g, respectivamente. Assim, o peso dos sólidos voláteis foi de 0,77 g (8,25x0,0409 + 1,75x0,249). Para o experimento A₅ o potencial de produção de metano foi de 137,94 mL·g_{sv}⁻¹, e a relação LAN/RP foi de 9,00 g por 1,00 g, respectivamente. Assim, o peso dos sólidos voláteis foi de 0,62 g (9,00x0,0409 + 1,00x0,249).

Para os experimentos A₄ a A₅, os resultados da estimativa da produção de energia (P, MWh·ano⁻¹) foram calculados pela Equação 23, com respectivos valores, que a Equação 4.3a está correlacionada ao experimento A₄, e a Equação 4.3b é correlacionada com o experimento A₅.

$$P = [75.52(\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1})][0.77(\text{g}_{\text{vs}})] \left[\frac{3.24 \times 10^9 (\text{g})}{1.75 (\text{g})} \right] \left[\frac{1 \text{ m}^3}{10^6 \text{ mL}} \right] \left[\frac{35.500 \text{ kJ}}{\text{m}^3} \right] \left[\frac{1 \text{ MWh}}{3.6 \times 10^6 \text{ kJ}} \right] [0.35] = 371.58 \quad (23a)$$

$$P = [137.94(\text{mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1})][0.62(\text{g}_{\text{vs}})] \left[\frac{3.24 \times 10^9 (\text{g})}{1.00 (\text{g})} \right] \left[\frac{1 \text{ m}^3}{10^6 \text{ mL}} \right] \left[\frac{35.500 \text{ kJ}}{\text{m}^3} \right] \left[\frac{1 \text{ MWh}}{3.6 \times 10^6 \text{ kJ}} \right] [0.35] = 956.36 \quad (23b)$$

Por fim, a produção de energia estimada variou entre 372 e 956 MWh·ano⁻¹, o que seria suficiente para abastecer aproximadamente de 310 a 797 residências locais (por exemplo, comunidade de pescadores), que têm um consumo médio de 1,20 MWh·ano⁻¹ (ou 100 kWh·mês⁻¹) (VELASQUEZ,2022; PIÑAS *et al.*, 2018).

Em termos de produção de energia elétrica por tonelada de biomassa (3.240 toneladas·ano⁻¹), os resultados mostraram uma produção de 0,11 MWh·ton⁻¹ a 0,30 MWh·ton⁻¹ (371 MWh ou 956 MWh por 3.240 toneladas de RP) . Esses resultados podem ser comparados a 0,54 MWh·ton⁻¹, descrito por Ravanipour *et al.* (2021), em um estudo de resíduos de peixes e camarões, descartados em Bushehr, Irã Ravanipour *et al.* (2021).

Por fim, o custo da energia em usinas de biogás foi descrito por outras pesquisas, tais como: 9,22 rúpias indianas por kWh (ou aproximadamente 0,11 USD·kWh⁻¹) (PAL, 2020); ou USD 1,54 por 9,42 kWh, um custo de 0,16 USD·kWh⁻¹ (OBILEKE *et al.*, 2022). Assim, já é possível estabelecer uma relação entre a produção de energia elétrica e o custo de uma usina de biogás (aproximadamente).

5 CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS

Neste trabalho foi estudado o potencial dos resíduos de peixes para produção de metano, utilizado dois tipos de inóculos, em temperatura ambiente e com agitação manual.

Em relação a caracterização a biomassa animal à partir de resíduos de peixes ao conter proteína $18.09 \text{ g}\cdot 100\text{g}^{-1}$ e lipídios $7.00 \text{ g}\cdot 100\text{g}^{-1}$ como componentes principais atende para esta finalidade. Segundo Zupancic & Grilc. (2012), todos os tipos de biomassa podem ser usados como substratos, desde que contenham carboidratos, proteínas, gorduras, celulose e hemicelulose como componentes principais

Destacando uma relação LAN/RP de $4,71 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ e $9,00 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$, a produção de biogás por meio da digestão anaeróbia de resíduos de peixes com lodo de efluentes domésticos mostrou-se promissora.

Os rendimentos de metano ficaram entre $76 \text{ mL}\cdot \text{g}_{\text{sv}}^{-1}$ e $138 \text{ mL}\cdot \text{g}_{\text{sv}}^{-1}$, e o teor de metano foi superior a 50%.

Em relação ao pH todos experimentos apresentaram comportamentos semelhantes em todos os experimento, ficando entre as faixa 6,2 a 7,4. Apresentando valores de pH inicial e final de acordo com as literaturas e favoráveis a para digestão anaerobica.

Em relação à temperatura todos experimentos apresentaram comportamentos semelhantes para a condição mesofílica testada, a faixa da temperatura ficou na faixa de 28 e 32°C durante o processo de digestão, que teve a duração de 30 dias, ponto positivo pois demandando menores gastos energéticos.

E em relação aos inoculos, os melhores resultados obtidos foram com lodo domésticos anaeróbio (LAN) ao comparar com lodo domésticos aeróbio (LA).

O estudo de análise de variância indicou que a evolução do rendimento de metano foi dependente da relação LAN/RP e do tempo de digestão.

Os modelos cinético de primeira ordem ($R^2 > 0,91$) e Gompertz ($R^2 > 0,97$) ajustaram-se de forma muito satisfatória, entretanto, o modelo cinético Gompertz apresentou o melhor ajuste.

Utilizando $9 \text{ toneladas}\cdot\text{dia}^{-1}$ (ou $3.240 \text{ toneladas}\cdot\text{ano}^{-1}$) de RP, a estimativa de redução de GEE foi de 1.619 toneladas de CO_{2e} por 20 anos, conforme planilha do GHG Protocol Brasil. Por fim, a estimativa de produção de energia elétrica ficou

entre 372 MWh·ano⁻¹ e 956 MWh·ano⁻¹, e que pode ser útil para gerar energia para mais de 300 domicílios locais, aumentando a qualidade de vida e desenvolvendo a economia circular da comunidade.

Na busca de minimizar uma quantidade considerável de emissões de gases de efeito estufa (GEE), os combustíveis verdes como biodiesel, etanol e o biogás. Há um grande interesse no biogás por causa de sua origem renovável e há uma evidências mostrando que o uso de biogás tem um efeito benéfico e consistente sobre as emissões destes e de material particulado.

É necessário gerenciar os resíduos proveniente da indústria do pescado, pois o seu descarte inadequado ocasiona sérios impactos ambientais. Com o aproveitamento ambientalmente correto destes resíduos, além de aplicar o conceito de sustentabilidade na indústria do pescado e consequentemente reduzir os resíduos sólidos ao meio ambiente. Vale ressaltar que nesta pesquisa o aproveitamento foi total dos resíduos de pescado, como: a cabeça, nadadeira, barbatana, escamas, osso e carne residual.

Considerando a quantidade de resíduos de peixes disponíveis (biomassa animal disponível), há uma oportunidade de produzir biogás e Biofertilizantes como ajuste por meio do processamento da Digestão Anaeróbia, com isso agregando valor aos resíduos da indústria pesqueira, beneficiando a comunidade carente que reside nas proximidades da indústria de beneficiamento e ainda contribuir para a mitigação do impacto ambiental.

5.1 PERSPECTIVAS FUTURAS

A linha de pesquisa abordada neste trabalho deve continuar sendo estudada e desenvolvida, englobando as seguintes propostas :

- Separação da carne residual do osso e/ou espinha.
- Realizar um estudo de viabilidade técnica e econômica.
- Novos ensaios com tempos de digestão de 60 dias.
- Estudar o que fazer com o dióxido de carbono (CO₂) produzido.
- Realizar um estudo de gaseificação do resíduos de pescado.
- Estudar os resíduos líquidos gerados devido a lavagem durante o processamento.

- Realizar um estudo produção de biodiesel à partir de resíduos de pescado.
- Projetos para ensino de construção de digestão anaeróbica.
- Estudar outras proporções (I/B) nas mesmas condições para buscar encontrar teor máximo biogás e metano (CH₄).
- Estudar em condições termofílicas e com agitação constante.
- Desenvolver, analisar e otimizar um sistema, de baixo custo, de limpeza e purificação de biogás produzido na fermentação anaeróbia de resíduos de peixes.
- Dimensionar e construir um biodigestor Anaeróbico, modelo Indiano, para a comunidade ao redor da Indústria de Beneficiamento de Pescado localizada no município de Bragança-Pará.
- Caracterizar o digestado (lodo digerido) resultante do processo de digestão anaeróbia de resíduos de pescados e para verificar a possibilidade de incorporação em solo como adubo orgânico e testá-lo também quanto às propriedades fertilizantes (N, P e K) em hortas comunitária na comunidade ao redor da Indústria de Beneficiamento de Pescado localizada no município de Bragança-Pará.

REFERÊNCIAS

ABBASI, T.; TAUSEEF, S. M.; ABBASI, S. A. Springer Briefs in Environmental Science. **Biogas Energy**. 2012.

ACHINAS, S.V. ACHINAS, G.J.W. Euverink. A Technological Overview of Biogas Production from Biowaste. **Engineering** 3 (2017) 299-307. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.ENG.2017.03.002>

ABDEL-SHAFY, H. I.; MANSOUR, M. S. M. Solid waste issue: Sources, composition, disposal, recycling, and valorization. **Egyptian Journal of Petroleum**, n. 27, p. 1275-1290, 2018.

ADEKUNLE, K. F.; OKOLIE, J. A. A Review of Biochemical Process of Anaerobic Digestion. **Advances In Bioscience And Biotechnology**, [S.L.], v. 06, n. 03, p. 205-212, 2015. Scientific Research Publishing, Inc. <http://dx.doi.org/10.4236/abb.2015.63020>.

AGUIAR, G. P. S.; LIMBERGER, G. M.; SILVEIRA, E. L. ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA O APROVEITAMENTO DE RESÍDUOS PROVENIENTES DA INDUSTRIALIZAÇÃO DE PESCADOS. **Interdisciplinar: Revista Eletrônica da Univar**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 225-229, 2014.

ALBUQUERQUE, L. S.; ARAÚJO, S.C.S. Produção de biogás por co-digestão utilizando uma mistura de dejetos bovinos e casca de café. **Brazilian Journal Of Production Engineering**, Sao Mateus, v. 2, n. 3, p. 44-54, 2016.

ALENCAR, A. P. M.; MOREIRA, A.; MENDONÇA, M.S; PADILHA, I.S. IMPACTOS AMBIENTAIS CAUSADOS PELO BENEFICIAMENTO DO PESCADO DA INDÚSTRIA PESQUEIRA EM BRAGANÇA-PA. **IV Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Salvador-Ba**, Salvador-Ba, p. 2-5, 2013.

ALI, A. H.; ABDUL, R. Z.; TLAIAA, Y.; KHISHALA, A. D. Methane Biogas Production from Mixing of Algae and Municipal Solid Waste by Anaerobic Digestion. **International Journal Of Environmental Research**, [S.L.], v. 10, n. 4, p. 613-624. 2016. University of Tehran. <http://dx.doi.org/10.22059/ijer.2016.59906>.

ALVIM, J. C.; ALVIM, F. A. L. S.; SALES, V. H. G.; SALES, P. V. G. ; OLIVEIRA, E. M. e COSTA, A. C. R. BIORREFINARIAS: CONCEITOS, CLASSIFICAÇÃO, MATÉRIAS PRIMAS E PRODUTOS. **J. Bioen. Food Sci**, 01 (3): 61-77, 2014. <http://dx.doi.org/10.18067/jbfs.v1i3.22>

AMARAL, M. T.; APARÍCIO, G.K.S.; SOUZA, P. L.; SANTOS, A. M. L. Aplicação de tecnologias tradicionais no beneficiamento do pescado na Região do baixo Amazonas, Estado do Pará. **Geintec– Issn: 2237-0722**. Aracaju, v. 7, n. 1, p. 3708-3721, jan/fev/marc, 2017.

American Society for Testing and Materials, Standards method for the ultimate analysis of coal and coke [C, H, S, N, O] (1988) section D3176-84, p. 409-412.

AOUN, W. B.; GABRIELLE, B.; GAGNEPAIN, B. The importance of land use change in the environmental balance of biofuels. **Ocl**, [S.L.], v. 20, n. 5, p. 11-20, set. 2013. EDP Sciences. <http://dx.doi.org/10.1051/ocl/2013027>.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004: resíduos sólidos - classificação**. Rio de Janeiro, 2004a.

AWE OW, ZHAO Y, NZIHOU A, MINH DP, LYCZKO.N. **A review of biogas utilisation, purification and upgrading technologies**. *Waste Biomass Valoriz* 8:267–283, 2017.

AZMAN, S.; KHADEM, A.F.; VAN LIER, J.B.; ZEEMAN, G.; PLUGGE, C. M. Presence and Role of Anaerobic Hydrolytic Microbes in Conversion of Lignocellulosic Biomass for Biogas Production. **Critical Reviews In Environmental Science And Technology**, [S.L.], v. 45, p. 2523-2564, maio 2015. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/10643389.2015.1053727>.

BACELAR, R. G. A.; MURATORI, M. C. S. UTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS DE FILETAGEM DE TILÁPIA NA TECNOLOGIA DE ALIMENTOS: uma revisão. **Revista Científica Rural**, [S.L.], v. 22, n. 2, p. 263-278, nov. 2020. EDIURCAMP. <http://dx.doi.org/10.30945/rcr-v22i2.3278>.

BLASIUS, J. P., CONTRERA, R. C., MAINTINGUER, S. I., & ALVES DE CASTRO, M. C. A. (2020). Effects of temperature, proportion and organic loading rate on the performance of anaerobic digestion of food waste. **Biotechnology Reports**, 27, e00503. doi:10.1016/j.btre.2020.e00503

BALDACIN, A. C. S.; PINTO, G. M. F. BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DA VINHAÇA: APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DO BIOGÁS. **Revista Eletrônica Fapc**, Campinas_São Paulo, v. 7, n. 3, p. 2-4, jan. 2015.

BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R.E. Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria. 2 ed. Campinas: Editora da UNICAMP, p. 201-296, 2002.

BASTOS, S. C.; TAVARES, T.; PIMENTA, M. E. S. G.; LEAL, R.; FABRÍCIO, L. F.; PIMENTA, C. J.; NUNES, C. A.; PINHEIRO, A. C. M. Fish filleting residues for enrichment of wheat bread: chemical and sensory characteristics. **Journal Of Food Science And Technology**, [S.L.], v. 51, n. 9, p. 2240-2245, 22 set. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s13197-014-1258-1>.

BASSANI, I.; KOUGIAS, P. G.; TREU, L.; ANGELIDAKI, I. Biogas Upgrading via Hydrogenotrophic Methanogenesis in Two-Stage Continuous Stirred Tank Reactors at Mesophilic and Thermophilic Conditions. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 49, n. 20, p. 12585-12593, 1 out. 2015. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b03451>.

BHATT, A. H., & TAO, L. (2020). Economic Perspectives of Biogas Production via Anaerobic Digestion. *Bioengineering*, 7(3), 74. doi:10.3390/bioengineering703007

BENICHE, I.; HUNGRÍA, J.; EL BARI, H.; SILES, J. A.; CHICA, A. F.; MARTÍN, M. A. Effects of C/N ratio on anaerobic co-digestion of cabbage, cauliflower, and restaurant food waste. **Biomass Conversion and Biorefinery**, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13399-020-00733-x>

BERNI, M.; DORILEO, I.; NATHIA, G.; FORSTER-CARNEIRO, T.; LACHOS, D.; SANTOS, B. G. M. Anaerobic Digestion and Biogas Production: combine effluent treatment with energy generation in uasb reactor as biorefinery annex. **International Journal Of Chemical Engineering**, [S.L.], 2014. Hindawi Limited. <http://dx.doi.org/10.1155/2014/543529>.

BHARATHIRAJA, B.; SUDHARSANA, T.; JAYAMUTHUNAGAI, J.; PRAVEENKUMAR, R.; CHOZHAVENDHAN, S.; IYYAPPAN, J. RETRACTED: biogas production: A review on composition, fuel properties, feed stock and principles of anaerobic digestion. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 90, p. 570-582, jul. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.093>.

BOND, T.; TEMPLETON, M. R. History and future of domestic biogas plants in the developing world. **Energy For Sustainable Development**, [S.L.], v. 15, n. 4, p. 347-354, 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.esd.2011.09.003>.

BORGES, A. C. P.; SILVA, M. S.; ALVES, C. T.; TORRES, E. A. Renewable energy: a contextualization of the biomass as power supply. **Rede: Revista Eletrônica do PRODEMA**, [S.L.], v. 10, n. 02, p. 23-36, dez. 2016. REDE- Revista Eletronica do PRODEMA. <http://dx.doi.org/10.22411/rede2016.1002.02>.

BORGHESI, R.; LIMA, L. K. F.; SANTOS, V.; R.; V.; LUIZ, D. B. Caracterização de Resíduos Gerados no Beneficiamento Industrial do Tabaqui (*Colossoma macropomum*) e do Surubim (*Pseudoplatystoma sp.*) Embrapa Agropecuária Oeste. Dourados - MS, 2017.

BRABO, M. F. Piscicultura no Estado do Pará: situação atual e perspectivas. **Acta Of Fisheries And Aquatic Resources**, [s. l.], v. 1, n. 2, p. 1-7, 2014.

BRABO, M. F.; PEREIRA, L. F. S.; SANTANA, J. V. M.; DANIEL ABREU VASCONCELOS CAMPELO, D. A. V.; VERAS, G. C. Cenário atual da produção de pescado no mundo, no Brasil e no estado do Pará: ênfase na aquicultura. **Acta Of Fisheries And Aquatic Resources**, [s. l.], v. 4, n. 2, p. 50-58, 2016.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G.L.; MIERZWA, J.C.; BARROS, M.T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N. INTRODUÇÃO À ENGENHARIA AMBIENTAL: **O desafio do desenvolvimento sustentável**. 2ª Edição. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. Presidência da República – Casa Civil. Lei nº 12.305, institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 02 de agosto de 2010.

BRITTO, A. C. P.; ROCHA, C. B.; TAVARES, R. A.; FERNANDES, J. M.; PIEDRAS, S. R. N.; POUEY, J. L. O. F. RENDIMENTO CORPORAL E COMPOSIÇÃO QUÍMICA DO FILÉ DA VIOLA (*Loricariichthys anus*). **Ciência Animal Brasileira**, Goiania, v. 15, n. 1, p. 38-44, jan. 2014. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.5216/cab.v15i1.21673>.

BÜCKER, F.; MARDER, M.; PEITER, M. R.; LEHN, D. N.; ESQUERDO, V. M.; PINTO, L. A. A.; KONRAD, O. Fish waste: an efficient alternative to biogas and methane production in an anaerobic mono-digestion system. **Renewable Energy**, [S.L.], v. 147, p. 798-805, mar. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2019.08.140>.

CASTELLÓN-ZELAYA, M. F.; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S. Effects of solids concentration and substrate to inoculum ratio on methane production from fermented organic municipal solid waste. *Detritus*, vol. 15, p. 1-12, 2021. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2021.15096>

CADAVID-RODRÍGUEZ, L.S.; VARGAS-MUÑOZ, M.A.; PLÁCIDO, J. Biomethane from fish waste as a source of renewable energy for artisanal fishing communities. **Sustainable Energy Technologies And Assessments**, [S.L.], v. 34, p. 110-115, ago. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seta.2019.05.006>.

CAMPOS, A. F.; SILVA, N. F.; PEREIRA, M. G.; FREITAS, M. A.V. A review of Brazilian natural gas industry: challenges and strategies. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, Estado do Espírito, v. 2, n. 75, p. 1207-1216, jan. 2017.

CAMPOS, A. F. Gestão dos recursos energéticos para o desenvolvimento de uma matriz mais renovável no Estado do Espírito Santo. **Revista Espacios**, [s. l.], v. 37, n. 24, p. 1-5, 2016.

CHOE, U., MUSTAFA, A. M., LIN, H., XU, J., SHENG, K. (2019). Effect of bamboo hydrochar on anaerobic digestion of fish processing waste for biogas production. *Bioresource Technology*, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.084>

CARLSSON, M.; LAGERKVIST, A.; SAGASTUME, F. M. The effects of substrate pre-treatment on anaerobic digestion systems: a review. **Waste Management**, [S.L.], v. 32, n. 9, p. 1634-1650, set. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.04.016>.

CASALLAS, M. R. O; REBELLÓN, L. F. M; LOZADA, P. T. Evaluation of simultaneous incidence of head space and temperature on biochemical methane potential in food waste. **Cogent Engineering**, [S.L.], v. 7, n. 1, p. 1729514, 1 jan. 2020. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/23311916.2020.1729514>.

CARVALHO, A.; FRAGOSO, R.; GOMINHO, J.; DUARTE, E.. Effect of Minimizing d-Limonene Compound on Anaerobic Co-digestion Feeding Mixtures to Improve Methane Yield. **Waste And Biomass Valorization**, [S.L.], v. 10, n. 1, p. 75-83, 14 ago. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12649-017-0048-1>.

CALDEIRA, C., VLYSIDIS, A., FIORE, G., DE LAURENTIIS, V., VIGNALI, G., & SALA, S. (2020). *Sustainability of food waste biorefinery: A review on valorisation pathways, techno-economic constraints, and environmental assessment*. *Bioresource Technology*, 312, 123575. doi:10.1016/j.biortech.2020.123575

CETESB. Biogás: definição. São Paulo. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/biogas/>>. Acesso em: 02 de março de 2023.

ÇETINKAYA, A. Y.; YETILMEZSOY, K. Evaluation of anaerobic biodegradability potential and comparative kinetics of different agro-industrial substrates using a new hybrid computational coding scheme. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 238, p. 117921, nov. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117921>.

CHAVES, P. T. C.; VINK, J. M. Rejeitos da atividade pesqueira no litoral do Paraná: gestão atual e potencial para destinação alternativa. **Revista Cepsul - Biodiversidade e Conservação Marinha**, [S.L.], v. 6, p. 1-12, jul. 2017. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICBBio. <http://dx.doi.org/10.37002/revistacepsul.vol6.670e2017004>.

CHEN, J. L.; ORTIZ, R.; STEELE, T. W.J.; STUCKEY, D. C. Toxicants inhibiting anaerobic digestion: a review. **Biotechnology Advances**, [S.L.], v. 14, n. 8, p. 1523-1534, dez. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2014.10.005>.

CHERNICHARO, C.A.L. de. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, v.5, 246 p., 2000.

CHOE, U.; MUSTAFA, A. M.; LIN, H.; XU, J.; SHENG, K. Effect of bamboo hydrochar on anaerobic digestion of fish processing waste for biogas production. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 283, p. 340-349, jul. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.084>.

CINTRA, G. V. Tratamento de resíduos industriais provenientes do processamento de pescados do empreendimento Kipeixe. **Revista Especialize On-Line Ipog**, [s. /], v. 1, n. 7, p. 1-5, jul. 2014.

COELHO, S. T.; GARCILASSO, V. P.; FERRAZ JÚNIOR, A.D.N.; SANTOS, M. M.; JOPPERT, C. L. **TECNOLOGIAS DE PRODUÇÃO E USO DE BIOGÁS E BIOMETANO**. São Paulo. 2018.

COMINO, E.; RIGGIO, V. A.; ROSSO, M. Biogas production by anaerobic co-digestion of cattle slurry and cheese whey. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 114, p. 46-53, jun. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.090>.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE- Resolução nº 430, de 13 maio de 2011. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: 02 março. 2023.

COLLIVIGNARELLI, M. C.; BALDI, M.; MIINO, M. C. Thermophilic biological fluidized bed reactor in sludge line reduces greenhouse gas emissions in wastewater treatment system. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 848, p. 157794, nov. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157794>.

CUETOS, M. J.; FERNÁNDEZ, C.; GÓMEZ, X.; MORÁN, A. Anaerobic co-digestion of swine manure with energy crop residues. **Biotechnology And Bioprocess Engineering**, [S.L.], v. 16, n. 5, p. 1044-1052, 27 set. 2011. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12257-011-0117-4>.

CUNICO, M. W. M.; CUNICO, M. M.; MIGUEL, O. G.; ZAWADZKI, S. F.; PERALTA-ZAMORA, P.; VOLPATO, N.; Planejamento Fatorial: uma ferramenta estatística valiosa para a definição de parâmetros experimentais empregados na pesquisa científica. *Visão Acadêmica*, v. 9, p. 23-32, 2008.

DAS, B.; MOHANTY, K. A review on advances in sustainable energy production through various catalytic processes by using catalysts derived from waste red mud. **Renewable Energy**, [S.L.], v. 143, p. 1791-1811, dez. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2019.05.114>.

DEEPANRAJ, B. SENTHILKUMAR, N. RANJITHA, J. *Energ. Source Part A* 43 (2021) 1329-1336. <https://doi.org/10.1080/15567036.2019.1636902>

DIXON, P. J.; ERGAS, S. J.; MIHELICIC, J. R.; HOBBS, S. R. Effect of Substrate to Inoculum Ratio on Bioenergy Recovery from Food Waste, Yard Waste, and Biosolids by High Solids Anaerobic Digestion. *Environmental Engineering Science*, vol. 36, n. 12, 1459-1466, 2019.

DOU, Z.; TOTH, J. D.; WESTENDORF, M. L. Food waste for livestock feeding: feasibility, safety, and sustainability implications. **Global Food Security**, [S.L.], v. 17, p. 154-161, jun. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gfs.2017.12.003>.

DUTRA, A. S; MARQUES, F, V, M. O USO DE ENERGIAS RENOVÁVEIS COMO MECANISMO DE SUSTENTABILIDADE. **X Congresso Nacional de Excelência em Gestão**, [s. l], p. 2-11, jan. 2014.

EIRAS, B. J. C. F.; MEDEIROS JÚNIOR, E. F.; ALVES, M. M.. Development of an artisanal tanning method of the acoupa weakfish (*Cynoscion acoupa*) skin and its transfer through a workshop to a community in the city of Bragança, PA, Brazil. **Semina: Ciências Agrárias**, [S.L.], v. 36, n. 2, p. 1123-1134, mar./abr. 2015. Universidade Estadual de Londrina. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2015v36n2p1123>.

ENITAN, A. M.; KUMARI, S.; ODIYO, J. O.; BUX, F.; SWALAHA, F. M. 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, Parts A/B/C**, [S.L.], v. 108, p. 1-8, dez. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2018.06.006>.

FAVA, F.; TOTARO, G.; DIELS, L.; REIS, M.; DUARTE, J.; CARIOCA, O. B.; VARALDO, H. M. P. BRUNO SOMMER FERREIRA, B. S. **Biowaste biorefinery in Europe: opportunities and research & development needs.** *New Biotechnology*. Volume 00, Number 00. December 2013.

FAVA, F.; TOTARO, G.; DIELS, L.; REIS, M.; DUARTE, J.; CARIOCA, O. B.; VARALDO, H. M. P.; FERREIRA, Bruno Sommer. Biowaste biorefinery in Europe: opportunities and research & development needs. **New Biotechnology**, [S.L.], v. 32, n. 1, p. 100-108, jan. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.nbt.2013.11.003>.

FARIAS SILVA, A. C. ; FARIAS AZEVEDO, R. B. A. (2018). Desempenho Comparativo entre Países Exportadores de Pescado no Comércio Internacional: Brasil eficiente? **Revista de Economia e Sociologia Rural**, 56(3), 451–466. doi:10.1590/1234-56781806-94790560306

FAN, XIUHUA; CHU, ZHUJIE; CHU, XU; WANG, SI; HUANG, WEI-CHIAO; CHEN, JUNCHAO. Quantitative evaluation of the consistency level of municipal solid waste policies in China. **Environmental Impact Assessment Review**, [S.L.], v. 99, p. 107035, mar. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107035>.

FEIDEN, A.; MACEDO, H. R.; JEFFERSON MACHADO DE VARGAS, J. M.; ANTONIO CARLOS CHIDICHIMA, A. C. KAREN CARRILHO DA SILVA LIRA, K. C. S. ALTEVIR SIGNOR, A. Produção e rendimento industrial de entrepostos de pescado de pequeno porte do oeste do Paran. *Research, Society and Development*, v. 11, n. 11, 2022, | ISSN 2525-3409 | DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i11.33673>

FELTES, M. M. C.; CORREIA, J. F. G.; BEIRÃO, L. H.; BLOCK, J. M.; NINOW, J. L.; SPILLER, V. R. Alternativas para a agregação de valor aos resíduos da industrialização de peixe. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S.L.], v. 14, n. 6, p. 669-677, 2010. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1415-43662010000600014>.

FERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, M.J.; RINCÓN, B.; FERMOSE, F.G.; JIMÉNEZ, A.M.; BORJA, R. Assessment of two-phase olive mill solid waste and microalgae co-digestion to improve methane production and process kinetics. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 157, p. 263-269, abr. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.096>.

FINNEGAN, S.; SHARPLES, S.; JOHNSTON, T.; FULTON, M. The carbon impact of a UK safari park – Application of the GHG protocol using measured energy data. **Energy**, [S.L.], v. 153, p. 256-264, jun. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2018.04.033>.

FONTS, I.; GEA, G.; AZUARA, M.; ÁBREGO, J.; ARAUZO, J. Sewage sludge pyrolysis for liquid production: a review. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 16, n. 5, p. 2781-2805, jun. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2012.02.070>.

FORSTER-CARNEIRO, T.; BERNI, M.D.; DORILEO, I.L.; ROSTAGNO, M.A. Biorefinery study of availability of agriculture residues and wastes for integrated biorefineries in Brazil. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 77, p. 78-88, ago. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.05.007>.

FREIRE, J.L.; SILVA, B.B.; SOUZA, A.s. Aspectos Econômicos e Higiênico-Sanitários da Comercialização do Pescado no Município de Bragança (PA). **Biota Amazônia**, [S.L.], v. 1, n. 2, p. 17-28, 30 dez. 2011. Revista Biota Amazonia. <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v1n2p17-28>.

GIROTTO, F.; ALIBARDI, L.; COSSU, R. Food waste generation and industrial uses: a review. **Waste Management**, [S.L.], v. 45, p. 32-41, nov. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.008>.

GÓMES-SANABRIA, A.; KIESEWETTER, G.; KLIMONT, Z.; SCHOEPP, W.; HABERL, H. Potential for future reductions of global GHG and air pollutants from circular waste management systems. **Nature Communications** 13:106, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27624-7>

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência & Saúde Coletiva**, [S.L.], v. 17, n. 6, p. 1503-1510, jun. 2012. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-81232012000600014>.

GROSSER, A. Determination of methane potential of mixtures composed of sewage sludge, organic fraction of municipal waste and grease trap sludge using biochemical methane potential assays. A comparison of BMP tests and semi-continuous trial results. **Energy**, [S.L.], v. 143, p. 488-499, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2017.11.010>.

GOLBAZ, S.; MAHVI, A. H.; EMAMJOMEH, M. M.; BAGHANI, A. N. Formulating landfill gas emissions model for forecasting methane generation from waste under Iranian scenario. **International Journal Of Environment And Waste Management**, [S.L.], v. 28, n. 3, p. 298, 2021. Inderscience Publishers. <http://dx.doi.org/10.1504/ijewm.2021.118367>.

GÜÇLÜ, D.; YİĞİT, N.; OZKAN, Y. Umay G. Application of neural network prediction model to full-scale anaerobic sludge digestion. **Journal Of Chemical Technology & Biotechnology**, [S.L.], v. 86, n. 5, p. 691-698, 11 jan. 2011. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/jctb.2569>.

GUERI, M. D.; SOUZA, S. N. M.; KUCZMAN, O. PARÂMETROS OPERACIONAIS DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES: uma revisão. **Biofix Scientific Journal**, [S.L.], v. 3, n. 1, p. 17-25. 2017. Universidade Federal do Parana. <http://dx.doi.org/10.5380/biofix.v3i1.55837>.

GUIMARÃES, C. M. M. Análise da rede de colaboração científica sobre biogás. **Perspectivas em Ciência da Informação**, [s. l.], v. 20, n.2, p.130-133, abr./jun. 2015.

GETÚLIO VARGAS FOUNDATION, BRAZILIAN GHG PROTOCOL PROGRAM, <https://eaesp.fgv.br/en/study-centers/center-sustainability-studies/projects/brazilian-ghg-protocol-program> (accessed 16 June 2021).

GRUDULS A, BALINA K, IVANOV K, ROMAGNOLI F. Low temperature BMP tests using fish waste from invasive Round goby of the Baltic Sea. *Agronomy Research* 2018; In Press.

HARNADEK, C. M. W.; GUILFORD, N. G. H.; EDWARDS, E. A. Chemical Oxygen Demand Analysis of Anaerobic Digester Contents. **STEM Fellowship Journal**, vol. 1, issue 2, 2015. DOI: 10.17975/sfj-2015-008

HIRPE, L.; YEOM, C. Municipal Solid Waste Management Policies, Practices, and Challenges in Ethiopia: a systematic review. **Sustainability**, [S.L.], v. 13, n. 20, p. 11241, 12 out. 2021. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/su132011241>.

HOORNWEG. What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management. **What A Waste: A Global Review Of Solid Waste Management**, [s. l], p. 116, jan. 2012.

HOLLIGER, C.; ALVES, M.; ANDRADE, D.; ANGELIDAKI, I.; ASTALS, S.; BAIER, U.; BOUGRIER, C.; BUFFIÈRE, P.; CARBALLA, M.; WILDE, V. Towards a standardization of biomethane potential tests. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 74, n. 11, p. 2515-2522, set. 2016. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2016.336>.

HOSSEINI, S.S.; YAGHMAEIAN, K.; YOUSEFI, N.; MAHVI, A. H. Global J. Environ. Sci. 4 (2018) 493-506. <https://doi.org/10.22034/gjesm.2018.04.009>.

HUANG, W.; WANG, Z.; ZHOU, Y.; NG, W. J. The role of hydrogenotrophic methanogens in an acidogenic reactor. **Chemosphere**, [S.L.], v. 140, p. 40-46, dez. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.10.047>.

HUSSAIN, A.; DUBEY, S. K. Specific methanogenic activity test for anaerobic degradation of influents. **Applied Water Science**, [S.L.], v. 7, n. 2, p. 535-542, 8 jul. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s13201-015-0305-z>.

IN: Amazônia em imagens: conheça a cidade de Bragança, no Pará. Disponível em: <<https://portalamazonia.com/cultura/turismo/amazonia-e>>. Acessado em: 01 marco de 2023.

INTERNATIONAL STANDARD. Food and feed products- General guidelines for the determination of nitrogen by the kjeldahl method. ISO 1871:2009(E). Second edition 2009-09-01.

INTERNATIONAL STANDARD. Meat and meat products - Determination of total phosphorus content - Spectrometric method. ISO 13730 First edition 1996-12-15.

INTERNATIONAL STANDARD. Meat and meat products - Determination of moisture content (Reference method) ISO 1442. Second edition 1997-02-01.

INTERNATIONAL STANDARD. Meat and meat products - Determination of free fat content. ISO 1444:1996 (E). Second edition 1996-04-01.

INTERNATIONAL STANDARD. Meat and meat products- Determination of total ash. ISO 936:1998(E). Second edition 1998-08-01.

IVANOV, K.; SPALVINS, K.; BLUMBERGA, D. Energy Procedia 147 (2018) 390-396. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.07.108>

JANNAT, M. A. H.; PARK, S. H.; CHAIRATTANAWAT, C.; YULISA, A.; HWANG, S. Effect of different microbial seeds on batch anaerobic digestion of fish waste. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 349, p. 126834, abr. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126834>.

JABEEN, M.; ZESHAN, A.; YOUSAF, S.; HAIDER, M. R.; MALIK, R. N. High-solids anaerobic co-digestion of food waste and rice husk at different organic loading rates. **International Biodeterioration & Biodegradation**, [S.L.], v. 102, p. 149-153, ago. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.03.023>.

JOS, B.; FARHAN, H.; BUDIYONO, N. D. A.; SUMARDIONO, S. Biogas Production from Palm Oil Fruit Bunch in Anaerobic Biodigester through Liquid State (LS-AD) and Solid State (SS-AD) Method. **Matec Web Of Conferences**, [S.L.], v. 156, p. 03043, 2018. EDP Sciences. <http://dx.doi.org/10.1051/mateconf/201815603043>.

KAFLE, G. K., KIM, S. H. Evaluation of the biogas productivity potential of fish waste: A Lab scale batch study. **Journal Of Biosystems Engineering**, [s. l.], p. 1-12, jan. 2012.

KAFLE, G.; CHEN, L. Comparison on batch anaerobic digestion of five different livestock manures and prediction of biochemical methane potential (BMP) using different statistical models. **Waste Management**, [S.L.], v. 48, p. 492-502, fev. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.10.021>.

KAFLE, G. K.; KIM, S. H.; SUNG, K. I. Ensiling of fish industry waste for biogas production: a lab scale evaluation of biochemical methane potential (bmp) and kinetics. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 127, p. 326-336, jan. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.032>.

KEANOI, N.; HUSSARO, K.; TEEKASAP, S. Effect of with / without agitation of agricultural waste on biogas production from anaerobic co-digestion – A small scale. **American Journal of Environmental Science**, vol. 10, n. 1, p. 74-85, 2014. doi:10.3844/ajessp.2014.74.85

KAINTHOLA, J.; SHARIQ, M.; KALAMDHAD, A. S.; GOUD, V. V. Enhanced methane potential of rice straw with microwave assisted pretreatment and its kinetic analysis. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 232, p. 188-196, fev. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.052>.

KASINATH, A.; FUDALA, K.S.; SZOPINSKA, M.; BYLINSKI, H.; ARTICHOVICZ, W.; REMISZEWSKA, S. A.; LUCZKIEWICZ, A. Biomass in biogas production: pretreatment and codigestion. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 150, p. 111509, out. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2021.111509>.

KHAN, I. U.; OTHMAN, M. H. D.; HASHIM, H.; MATSUURA, T.; ISMAIL, A.F.; DASHTARZHANDI, R. M.; AZELEE, I. W. Biogas as a renewable energy fuel – A review of biogas upgrading, utilisation and storage. **Energy Conversion And Management**, [S.L.], v. 150, p. 277-294, out. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enconman.2017.08.035>.

KHEIRELINE B., DERBAL K., BENCHILEHOUCINE M. Effect of inoculums to substrate ratio on thermophilic anaerobic digestion of the dairy wastewater, *Chemical Engineering Transactions*, 37, 865-870, 2014.

KIRAN, E. U.; LIU, Y. Bioethanol production from mixed food waste by an effective enzymatic pretreatment. **Fuel**, [S.L.], v. 159, p. 463-469, nov. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2015.06.101>.

KOMILIS, D.; BARRENA, R.; GRANDO, R. L.; VOGIATZI, V.; SÁNCHEZ, A.; FONT, X. A state of the art literature review on anaerobic digestion of food waste: influential operating parameters on methane yield. **Reviews In Environmental Science And Bio/Technology**, [S.L.], v. 16, n. 2, p. 347-360, 13 abr. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-017-9428-z>.

KOTHARI, R.; PANDEY, A.K.; KUMAR, S.; TYAGI, V.V.; TYAGI, S.K. Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: an overview. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 39, p. 174-195, nov. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.011>.

KOVÁCS, E.; WIRTH, R.; MARÓTI, G.; BAGI, Z.; RÁKHELY, G.; KOVÁCS, K. L. Biogas Production from Protein-Rich Biomass: fed-batch anaerobic fermentation of casein and of pig blood and associated changes in microbial community composition. **Plos One**, [S.L.], v. 8, n. 10, p. 1-12, 16 out. 2013. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0077265>.

KRETZER, S. G.; NAGAOKA, A. K.; MOREIRA, T. E.; MORAES, I. L. R.G.; BAUER, F. C. **PRODUÇÃO DE BIOGÁS COM DIFERENTES RESÍDUOS ORGÂNICOS DE RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO**. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, v.5, n.4, p.551-565, 2016.

KWIETNIEWSKA, E.; TYS, J. Process characteristics, inhibition factors and methane yields of anaerobic digestion process, with particular focus on microalgal biomass fermentation. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 34, p. 491-500, jun. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.03.041>.

KUNATSA, T.; XIA, X.. A review on anaerobic digestion with focus on the role of biomass co-digestion, modelling and optimisation on biogas production and

enhancement. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 344, p. 126311, jan. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126311>.

KYTHREOTOU, N.; FLORIDES, G.; TASSOU, S. A. A review of simple to scientific models for anaerobic digestion. **Renewable Energy**, [S.L.], v. 71, p. 701-714, nov. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2014.05.055>.

LEE, JUN CHUL; KIM, JAE HYUNG; CHANG, WON SEOK; PAK, DAEWON. Biological conversion of CO₂ to CH₄ using hydrogenotrophic methanogen in a fixed bed reactor. **Journal Of Chemical Technology & Biotechnology**, [S.L.], v. 87, n. 6, p. 844-847, 19 mar. 2012. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/jctb.3787>.

LI, Y.; PARK, S. Y.; ZHU, Ji. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 15, n. 1, p. 821-826, jan. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2010.07.042>.

LIMA, D. M. F.; RODRIGUES, J. A. D.; BOE, K.; ALVARADO-MORALES, M.; ELLEGAARD, L.; ANGELIDAKI, I. ANAEROBIC MODELING FOR IMPROVING SYNERGY AND ROBUSTNESS OF A MANURE CO-DIGESTION PROCESS. **Brazilian Journal Of Chemical Engineering**, [S.L.], v. 33, n. 4, p. 871-883, dez. 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/0104-6632.20160334s20150314>.

LIMA, L. K. F. **Reaproveitamento de Resíduos Sólidos na Cadeia Agroindustrial do Pescado**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Documentos. Palmas: Embrapa. Pesca e Aquicultura, 2013. ISSN 2318-1400. Julho, 2013.

LIU, X.; WANG, W.; SHI, Y.; ZHENG, L.; GAO, X.; QIAO, W.; ZHOU, Y.. Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste and waste activated sludge in China: effect of organic loading rate. **Waste Management**, [S.L.], v. 32, n. 11, p. 2056-2060, nov. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.03.003>.

LIU, Z.; FANG, W.; CAI, Z.; ZHANG, J.; YUE, Y.; QIAN, G. Garbage-classification policy changes characteristics of municipal-solid-waste fly ash in China. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 857, p. 159299, jan. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159299>.

LUMI, M.; KONRAD, O.; FLORES, J. A.; MARDER, M.; ZORZI, L. POTENCIAL DE GERAÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA SUPLEMENTAÇÃO DE ÓLEO DE BABAÇU EM DEJETOS DE ANIMAIS. **Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas-Ufsm**. Santa Maria, v. 37, n. 42 p. 756-766, set-dez. 2015.

LYNG, K. A.; STENSGÅRD, A. E.; HANSEN, O. J.; MODAHL, I. S. Relation between greenhouse gas emissions and economic profit for different configurations of biogas value chains: a case study on different levels of sector integration. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 182, p. 737-745, maio 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.126>.

MAGAZZINO, C.; FALCONE, P. M. Assessing the relationship among waste generation, wealth, and GHG emissions in Switzerland: some policy proposals for the

optimization of the municipal solid waste in a circular economy perspective. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 351, p. 131555, jun. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131555>.

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 45, p. 540-555, maio 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>.

MEEGODA, J. N.; LI, B.; PATEL, K.; WANG, L. B. A Review of the Processes, Parameters, and optimization of Anaerobic Digestion. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, vol. 15, n. 2224, 1-16, 2018. doi:10.3390/ijerph15102224

MELO, F. O.; ALVES, M. M.; GUIMARAES, M. D. F.; HOLANDA, F. C. A. F. Aproveitamento do Residuo a partir do Beneficiamento de Pescado de uma Industria Pesqueira no norte do Brasil. **Arq. Ciên.** Fortaleza, v. 2, n. 1, p. 2-5, mar. 2011.

MERLIN, C. P.; GOPINATH, L.R.; DIVYA, D. A review on anaerobic decomposition and enhancement of biogas production through enzymes and microorganisms. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 34, p. 167-173, jun. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.03.010>.

MIRMOHAMADSADEGHI, S.; KARIMI, K.; TABATABAEI, M.; AGHBASHLO, M. Biogas production from food wastes: a review on recent developments and future perspectives. **Bioresource Technology Reports**, [S.L.], v. 7, p. 100202, set. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100202>.

MOESTEDT, J.; MALMBORG, J.; NORDELL, E. Determination of Methane and Carbon Dioxide Formation Rate Constants for Semi-Continuously Fed Anaerobic Digesters. **Energies**, [S.L.], v. 8, n. 1, p. 645-655, jan. 2015. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/en8010645>.

MONTAÑÉS R.; PÉREZ M.; SOLERA R. **Anaerobic mesophilic co-digestion of sewage sludge and sugar beet pulp lixiviation in batch reactors: effect of pH control.** Chem Eng J 255:492–499, 2014.

MSIBI, S. S.; KORNELIUS, G. Potential for domestic biogas as household energy supply in South Africa. **Journal Of Energy In Southern Africa**, [S.L.], v. 28, n. 2, p. 1- 23 may. 2017. Academy of Science of South Africa. <http://dx.doi.org/10.17159/2413-3051/2017/v28i2a1754>.

NASCIMENTO, M. S.; PEREIRA, S. J. B.; SANTOS, R. F.; VIEIRA, A. M. Avaliação e caracterização do processo de compostagem de resíduos de peixes. **Pubvet**, [S.L.], v. 12, n. 11, p. 1-7, nov. 2018. Editora MV Valero. <http://dx.doi.org/10.31533/pubvet.v12n11a217.1-7>.

NEIVA, C. R. P.; MACHADO, T. M.; TOMITA, R. Y.; FURLAN, E. F.; LEMOS NETO, M. J.; BASTOS, D. H. M. Fish crackers development from minced fish and starch: an innovative approach to a traditional product. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**,

[S.L.], v. 31, n. 4, p. 973-979, dez. 2011. FapUNIFESP (SciELO).
<http://dx.doi.org/10.1590/s0101-20612011000400024>.

NEVES, G. N.; BERNI, M.; DRAGONE, G.; MUSSATTO, S. I.; FORSTER-CARNEIRO, T. Anaerobic digestion process: technological aspects and recent developments. **International Journal Of Environmental Science And Technology**, [S.L.], v. 15, n. 9, p. 2033-2046, 15 maio 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s13762-018-1682-2>.

OLIVEIRA, R. L. O.; RIBEIRO, V.M.; PASSOS, F.B. POTENCIAIS TECNOLOGIAS DE PRODUÇÃO DE HIDROGÊNIO A PARTIR DA BIOMASSA. **Persp. Online: Exatas. & Eng, Campos dos Goytacazes**, [s. l], v. 4, n. 10, p. 12-25, jan. 2014.

OROBIO, P.B.A.; LOZADA, P. T.; REBELLÓN, L. F. M. ANAEROBIC DIGESTION OF MUNICIPAL BIOWASTE FOR THE PRODUCTION OF RENEWABLE ENERGY: EFFECT OF PARTICLE SIZE. **Anaerobic Digestion Of Municipal Biowaste For The Production Of Renewable Energy: Effect Of Particle Size**. [s. l], v. 2, n. 34, p. 481-491, April – June, 2018.

OROBIO, P. B. A.; BRAVO, D. A.; SÁNCHEZ, R. J. C.; MOLINA, V. K. J.; TORRES-LOZADA, Patricia. Effect of inoculum on the anaerobic digestion of food waste accounting for the concentration of trace elements. **Waste Management**, [S.L.], v. 71, p. 342-349, jan. 2018. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.040>.

OZTURK, B.; DEMIRCIYEVA, F. Comparison of biogas upgrading performances of different mixed matrix membranes. **Chemical Engineering Journal**, [S.L.], v. 222, p. 209-217, abr. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2013.02.062>.

PANIGRAHI, S.; DUBEY, B. K. A critical review on operating parameters and strategies to improve the biogas yield from anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Renewable Energy**, vol. 143, p. 779-797, 2019.
doi.org/10.1016/j.renene.2019.05.040

PARITOSH, K.; YADAV, M.; MATHUR, S.; BALAN, V.; LIAO, W.; PAREEK, N.; VIVEKANAND, V. Organic Fraction of Municipal Solid Waste: overview of treatment methodologies to enhance anaerobic biodegradability. **Frontiers In Energy Research**, [S.L.], v. 6, n. 75, ago. 2018. Frontiers Media SA.
<http://dx.doi.org/10.3389/fenrg.2018.00075>.

PAL. A.; Bhattacharjee, S. *Energy* 203 (2020) 117819.

PERALTA-ZAMORA, P.; MORAIS, J. L.; NAGATA, N. Por que otimização multivariada? **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.10, p.106-110, 2005.

PERES, S. M.R. MONTEIRO, M.L. FERREIRA, A.F. NASCIMENTO JUNIOR, M.L.A.P.F. PALHA, *Bioenergy Res.* 12 (2019) 150-157.
<https://doi.org/10.1007/s12155-018-9942-z>

PICKETT, M. T.; ROBERSON, L. B.; CALABRIA, J. L.; BULLARD, T. J.; TURNER, G.; YEH, D. H. Regenerative water purification for space applications: needs, challenges, and technologies towards 'closing the loop'. **Life Sciences In Space Research**, [S.L.], v. 24, p. 64-82, fev. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.lssr.2019.10.002>.

PICOS-BENÍTEZ, A. R.; PERALTA-HERNÁNDEZ, J. M.; LÓPEZ-HINCAPIÉ, J. D.; RODRÍGUEZ-GARCÍA, A. Biogas production from saline wastewater of the evisceration process of the fish processing industry. **Journal Of Water Process Engineering**, [S.L.], v. 32, p. 100933, dez. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100933>.

PIÑAS, J. A. V.; VENTURINI, O. J.; LORA, E. E. S.; ROALCABA, O. D. C. Technical assessment of mono-digestion and co-digestion systems for the production of biogas from anaerobic digestion in Brazil. **Renewable Energy**, [S.L.], v. 117, p. 447-458, mar. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2017.10.085>.

PILARSKI, K.; PILARSKA, A. A.; BONIECKI, P.; NIEDBAŁA, G.; DURCZAK, K.; WITASZEK, K.; MIODUSZEWSKA, N.; KOWALIK, I. The Efficiency of Industrial and Laboratory Anaerobic Digesters of Organic Substrates: the use of the biochemical methane potential correction coefficient. **Energies**, [S.L.], v. 13, n. 5, p. 1280, 10 mar. 2020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/en13051280>.

PINTO, B. V. V.; BEZERRA, A. E. B.; AMORIM, E.; VALADÃO, R. C.; OLIVEIRA, G. M. O RESÍDUO DE PESCADO E O USO SUSTENTÁVEL NA ELABORAÇÃO DE COPRODUTOS. **Revista Mundi Meio Ambiente e Agrárias**. Curitiba, PR, v.2, n.2, 15, jul./dez., 2017.

PIRES, D. R.; MORAIS, A. C. N.; COSTA, J. F.C.; LIGIA CAROLINE DOURADO SALGADO DE ARAÚJO GÓES, L. C. D. S. A.; GESILENE MENDONÇA DE OLIVEIRA, G. M. Aproveitamento do resíduo comestível do pescado: Aplicação e viabilidade. **Revista Verde**, Pombal - Pb - Brasil, v. 5, n. 9, p. 34-46, jan. 2014.

PIRES, DANYELA MAYARA BARBALHO; OLIVA, PEDRO CHIRA. Avaliação da contaminação da subsuperfície de um lixão a céu aberto no município de Bragança (Pará, Brasil). **Brazilian Journal Of Development**, [S.L.], v. 6, n. 1, p. 213-226, 2020. Brazilian Journal of Development. <http://dx.doi.org/10.34117/bjdv6n1-015>.

PIRES, D. R.; MORAIS, A. C. N.; COSTA, J. F.C.; LIGIA CAROLINE DOURADO SALGADO DE ARAÚJO GÓES, L. C. D. S. A.; GESILENE MENDONÇA DE OLIVEIRA, G. M. Avaliação da contaminação da subsuperfície de um lixão a céu aberto no município de Bragança (Pará, Brasil). **Braz. J. Of Develop**, Curitiba, v. 1, n. 6, p. 213-226, jan. 2020.

POGGI-VARALDO, H. M.; MUNOZ-PAEZ, K. M.; ESCAMILLA-ALVARADO, C.; ROBLEDO-NARVÁEZ, P. N.; PONCE-NOYOLA, M. T.; CALVA-CALVA, G.; RÍOS-LEAL, E.; GALÍNDEZ-MAYER, J.; ESTRADA-VÁZQUEZ, C.; ORTEGA-CLEMENTE, A. Biohydrogen, biomethane and bioelectricity as crucial components of biorefinery of organic wastes: a review. **Waste Management & Research: The Journal for a**

Sustainable Circular Economy, [S.L.], v. 32, n. 5, p. 353-365, 17 abr. 2014. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.1177/0734242x14529178>.

POUR, NASIM; WEBLEY, PAUL A.; COOK, PETER J.. A Sustainability Framework for Bioenergy with Carbon Capture and Storage (BECCS) Technologies. **Energy Procedia**, [S.L.], v. 114, p. 6044-6056, jul. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.1741>.

PUSCHNIGG, S.; FAZENI-FRAISL, K.; LINDORFER, J.; KIENBERGER, T.S. Biorefinery development for the conversion of softwood residues into sustainable aviation fuel: implications from life cycle assessment and energetic-exergetic analyses. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 386, p. 135815, fev. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135815>.

PRUSSI, M.; WEINDORF, W.; BUFFI, M.; LÓPEZ, J. Sánchez; SCARLAT, N.. Are algae ready to take off? GHG emission savings of algae-to-kerosene production. **Applied Energy**, [S.L.], v. 304, p. 117817, dez. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2021.117817>.

RABELO, C. A. S.; SOARES, L. A.; SAKAMOTO, I. K.; VARESCHE, M. B. A. O. **Bioconversion of cellulose into hydrogen, biogas and organic acids using microbial consortium from a pulp and paper mill wastewater treatment plant.** Quim. Nova, Vol. 41, No. 2, 169-175, 2018.

RABII, A., ALDIN, S., DAHMAN, Y., & ELBESHISHY, E. (2019). A Review on Anaerobic Co-Digestion with a Focus on the Microbial Populations and the Effect of Multi-Stage Digester Configuration. *Energies*, 12(6), 1106. doi:10.3390/en12061106

RAI, A. K.; SWAPNA, H.C.; BHASKAR, N.; HALAMI, P.M.; SACHINDRA, N.M. Effect of fermentation ensilaging on recovery of oil from fresh water fish viscera. **Enzyme And Microbial Technology**, [S.L.], v. 46, n. 1, p. 9-13, jan. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enzmictec.2009.09.007>.

RASMENI, Zeldá Z.; MADYIRA, Daniel M.; MATHERI, Antony N. Optimum loading ratio for co-digested wastewater sludge and brewery spent yeast. **Energy Reports**, [S.L.], v. 8, p. 1141-1149, nov. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.egypr.2022.06.082>.

RAJAGOPAL, R.; BELLAVANCE, D.; RAHAMAN, M. S. Psychrophilic anaerobic digestion of semi-dry mixed municipal food waste: for north american context. **Process Safety And Environmental Protection**, [S.L.], v. 105, p. 101-108, jan. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2016.10.014>.

RAJENDRAN, K.; ASLANZADEH, S.; TAHERZADEH, M. J. Household Biogas Digesters-A Review. **Energies**, [S.L.], v. 5, n. 8, p. 2911-2942, 8 ago. 2012. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/en5082911>.

RAJENDIRAN. N. GANESAN, S.; VENKATACHALAM, S. S. (2022). Synergistic effect of biogas production from co-digestion of fish and vegetable market wastes

and kinetic modelling. *Biomass Conversion and Biorefinery*
<https://doi.org/10.1007/s13399-022-03244-Z>.

RAVANIPOUR, M.; HAMIDI, A.; MAHVI, A. H. Microalgae biodiesel: a systematic review in iran. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 150, p. 111426, out. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2021.111426>.

RIBEIRO, W. O. Cidade de porte médio de importância histórica: particularidades de Bragança no Nordeste do Pará. ISSN 2318-2962. *Caderno de Geografia*, v.28, n.52, 201. DOI 10.5752/p.2318-2962.2018v28n52p1.

RAPOSO, F.; CEGRI, F.; RUBIA, M.A.; BORJA, R.; BELINE, F.; CAVINATO, C.; DEMIRER, G. ; FERNANDEZ, B.; POLANCO, M. F.; FRIGON, J.C. ; GANESH, R.; KAPARAJU, P.; KOUBOVA, J.; MENDEZ, R.; MENIN, G.; PEENE, A.; SCHERER, P.; TORRIJOS, M.; UELLENDahl, H.; WIERINCKM, T.; WILDEP, V. **Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: Na onverview relating to methane yields and experimental procedures.** *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 16, p. 861-877, 2011.

RAPOSO, F.; LARUBIA, M.A. de; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: an overview relating to methane yields and experimental procedures. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 16, n. 1, p. 861-877, jan. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.008>.

REN, Y.; YU, M.; WU, C.; WANG, Q.; GAO, M.; HUANG, Q.; LIU, Y. A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: research updates and tendencies. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 247, p. 1069-1076, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.109>.

RIBEIRO, W. O. Cidade de porte médio de importância histórica: particularidades de bragança no nordeste do pará/medium size-city of historical importance. **Caderno de Geografia**, [S.L.], v. 28, n. 52, p. 1, 28 fev. 2018. Pontificia Universidade Catolica de Minas Gerais. <http://dx.doi.org/10.5752/p.2318-2962.2018v28n52p1>.

RIYA, S.; IMANO, R.; LI, J.; SUN, H.; ZHOU, S.; HOSOMI, M. Trade-off evaluation using carbon dioxide equivalent and hazard index of a paddy soil with application of organic liquid fertilizer. **Pedosphere**, [S.L.], v. 32, n. 6, p. 928-932, dez. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pedsph.2022.06.040>.

ROATI, S.C. FIORE, B. RUFFINO, F. MARCHESE, D. NOVARINO, M.C. ZANETTI, AM. J. *Environ. Sci.* 8 (2012) 291-296. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2012.291.296>

ROCHA, C. M. C.; RESENDE, E.K.; ERIC ARTHUR BASTOS ROUTLEDGE, E.A.B.; LÍCIA MARIA LUNDSTEDT, L. A.B. Avanços na pesquisa e no desenvolvimento da aquicultura brasileira. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, v.48, n.8, p.iv-vi, 2013.

ROCHA, K. S; SANTOS, C.T.; FREITAS, R. R. DIAGNÓSTICO DA ATIVIDADE PESQUEIRA NO ESPÍRITO SANTO, BRASIL: UM ESTUDO SOBRE O SEGMENTO DE PEIXARIAS. **Rev. Bras. Eng. Pesca** 11(1): 97-112, 2018.

RUIZ, R.J ; MORAL , J. A.J.; SANCHEZ ,M. L. Z. S.; MOLERO, D. E MARTOS,M. P. Capacidad aeróbica, felicidad y satisfacción con la vida en adolescentes españoles. **Revista de Psicología del Deporte**. 2013. Vol. 22, núm. 2, pp. 429-436.

RUSIN, J.; CHAMRADOVA, K.; GRYCOVA, B. The influence of biomass agitation on biogas and methane production using the high-solids thermophilic anaerobic digestion. **Green Processing and Synthesis**, vol. 6, p. 273-279, 2017. DOI 10.1515/gps-2016-0181

SAKAGUCHI, A. K.; RIBEIRO, W. O. A ATIVIDADE PESQUEIRA E A CENTRALIDADE URBANO-REGIONAL DE BRAGANÇA/PA. **Revista Formação (Online)**, [s. l], v. 51, n. 27, p. 177-207, maio-ago./2020. ISSN: 2178-7298. E-ISSN: 1517-543X. DOI:10.33081/formacao.v27i51.6674

SZUHAJ, M. N. ÁCS, R. TENGÖLICS, A. BODOR, G. RÁKHELY, K.L. KOVÁCS, Z. BAGI, *Biotechnol. Biofuels* 9 (2016) 1-14. <https://doi.org/10.1186/s13068-016-0515-0>

SANES, F. S. M.; STRASSBURGER, A. S.; ARAĐJO, F. B.; MEDEIROS, C. A. B. Compostagem e fermentação de resíduos de pescado para produção de fertilizantes orgânicos. **Semina: Ciências Agrárias**, [S.L.], v. 36, n. 3, p. 1241, jun. 2015. Universidade Estadual de Londrina. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2015v36n3p1241>.

SANTANNA JR, G. L. **TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES**: Fundamentos e aplicações. Editora Interciência. 2ª edição. Rio de Janeiro, 2013.

SANTOS, M. R. S.; JÚNIOR, C.N. S. CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DOS RECURSOS HÍDRICOS NO MUNICÍPIO DE BRAGANÇA, PARÁ. III Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Goiânia/GO – 19 a 22/11/2012.

SANTOS, L. A.; VALENÇA, R. B.; SILVA, L. C. S.; HOLANDA, S. H. B.; SILVA, A. F. V.; JUCÁ, J. F. T.; SANTOS, A. F. M. S. Methane generation potential through anaerobic digestion of fruit waste. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 256, p. 120389, maio 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120389>.

SANTOLI, L.; PAIOLO, R.; LOBASSO, G. An overview on safety issues related to hydrogen and methane blend applications in domestic and industrial use. **Energy Procedia**, [S.L.], v. 126, p. 297-304, set. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2017.08.224>.

SARTORI, A. G. O.; AMANCIO, R. D. Pescado: importância nutricional e consumo no brasil. **Segurança Alimentar e Nutricional**, [S.L.], v. 19, n. 2, p. 83-93, 11 fev. 2012. Universidade Estadual de Campinas. <http://dx.doi.org/10.20396/san.v19i2.8634613>.

SARAVANAN, A.; YUVARAJ, D.; KUMAR, P. SENTHIL; KARISHMA, S.; RANGASAMY, Gayathri. Fish processing discards: a plausible resource for valorization to renewable fuels production, optimization, byproducts and challenges. **Fuel**, [S.L.], v. 335, p. 127081, mar. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2022.127081>.

SERAFIM, L.S. Biorrefinaria de base lenhocelulósica: valorização do licor de cozimento ao sulfito ácido. *Boletim de biotecnologia*, v. 2, n. 3, p. 24-26, 2013.

SINGH, PRAKASH; KALAMDHAD, AJAY S. Biomethane plants based on municipal solid waste and wastewater and its impact on vehicle sector in India — An Environmental-economic-resource assessment. ***Environmental Technology & Innovation***, [S.L.], v. 26, p. 102330, maio 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2022.102330>.

SOUZA, A. S. S. PERES, J. *Eng. Appl. Res.* 4 (2019) 1-9. <https://doi.org/10.25286/rep.v4i2.1221>

SCHNÜRER, A.; JARVIS, A. *Microbiology of the biogas process*. ISBN 978-91-576-9546-8.

SCHULTER, E. P.; FILHO, J. E. R. V. EVOLUÇÃO DA PISCICULTURA NO BRASIL: DIAGNÓSTICO E DESENVOLVIMENTO DA CADEIA PRODUTIVA DE TILÁPIA. **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada: IPEA**. Rio de Janeiro, agosto de 2017.

SHAH, F. A.; MAHMOOD, Q.; SHAH, M. M.; PERVEZ, A.; ASAD, S. A. Microbial Ecology of Anaerobic Digesters: the key players of anaerobiosis. ***The Scientific World Journal***, [S.L.], v.1, 2014, p. 1-21, 2014. Hindawi Limited. <http://dx.doi.org/10.1155/2014/183752>.

SHETH, K. (2017). All about the fishing Industry. <https://www.worldatlas.com/articles/all-about-the-fishing-industry.html>. Acessado em: 21 maio 2020.

SHI, X.; GUO, X.; ZUO, J.; WANG, Y.; ZHANG, M. A comparative study of thermophilic and mesophilic anaerobic co-digestion of food waste and wheat straw: process stability and microbial community structure shifts. ***Waste Management***, [S.L.], v. 75, p. 261-269, maio 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.004>.

SILVA, L. J. S.; SILVA, G.A.; CABRAL, K. V. G. ; MONTEIRO, M. R. S. ; SILVA, P. C. ; PERES, S; PALHA, M. L. A. P. F. PRODUÇÃO DE METANO A PARTIR DE MANIPUEIRA E LODO DE ETE. ***Xxcobeq2014***. Florianópolis/Sc, p. 2-16, jan. 2014.

SILVA, R. A.; BONNAS, D. S.; SILVA, P. F. Aproveitamento dos resíduos gerados no processamento de postas de surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*) para elaboração de nuggets. ***Revista de Comportamento, Cultura e Sociedade***, Sao Paulo, v. 3, n. 2, p. 1-20, jmaio. 2015.

SILVA, R. A.; SIEBERT, T. H. R. LEVANTAMENTO DOS PRINCIPAIS PEIXES COMERCIALIZADOS NA FEIRA DO PESCADO SANTARÉM PA. ***Revista Brasileira de Engenharia de Pesca***, [S.L.], v. 12, n. 1, p. 62-74, jun. 2019. Universidade Estadual do Maranhão. <http://dx.doi.org/10.18817/repesca.v12i1.1834>.

SILVA, T. H. L.; SANTOS, L. A.; C. R. M.; JUCÁ, J. F. T.; PORTO, T. S.; ANDRÉ FELIPE DE MELO SALES SANTOS, A. F. M. S. Determinação do potencial de metano de cama de frango através de ensaio BMP (Biochemical Methane Potential). **Revista Geama**, [s. l.], v. 5, n. 2, p. 10-19, ago. 2019.

SOLLI, L.; SCHNÜRER, A.; HORN, S. J. Process performance and population dynamics of ammonium tolerant microorganisms during co-digestion of fish waste and manure. **Renewable Energy**, [S.L.], v. 125, p. 529-536, set. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2018.02.123>.

SPERLING, M.V. **PRINCÍPIOS DO TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ÁGUAS RESIDUARIAS**: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto. Departamento de Engenharia Sanitaria e Ambiental (DESA). UFMG.1995.

SMITH, J.M.; VAN NESS, H.C.; ABBOTT, M.M. Introduction to Chemical Engineering Thermodynamics (in Portuguese), LTC, 7nd Ed., Rio de Janeiro (2007), p. 514. ISBN 0-07-310445-0.

TABATABAEI, M.; GHANAVATI, H. **Biogas Fundamentals, Process, and Operation**. 2018.

TAMBONE, F.; SCAGLIA, B.; D'IMPORZANO, G.; SCHIEVANO, A.; ORZI, V.; SALATI, S.; ADANI, F. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. **Chemosphere**, [S.L.], v. 81, n. 5, p. 577-583, out. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.08.034>.

TAMPIO, E.; SALO, T.; RINTALA, J. Agronomic characteristics of five different urban waste digestates. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 169, p. 293-302, mar. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.01.001>.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. Microbiologia. 12. ed. Porto Alegre: ARTMED, 2017.

THIRUKUMARAN, R.; PRIYA, V. K. A.; KRISHNAMOORTHY, S.; RAMAKRISHNAN, PARANTHAMAN; MOSES, J.A.; ANANDHARAMAKRISHNAN, C.. Resource recovery from fish waste: prospects and the usage of intensified extraction technologies. **Chemosphere**, [S.L.], v. 299, p. 134361, jul. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134361>.

UGGETTI, E.; SIALVE, B.; TRABLY, E.; STEYER, J. P. Integrating microalgae production with anaerobic digestion: a biorefinery approach. **Biofuels, Bioproducts And Biorefining**, [S.L.], v. 8, n. 4, p. 516-529, 27 jan. 2014. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1469>.

VAZ J.R. S. Biorrefinarias: cenários e perspectivas. Embrapa Agroenergia, v. 176, 2011.

VELASQUEZ, O. (2015). **Caracterización y análisis de la demanda de energía eléctrica en las ZNI del departamento de Nariño**. <http://sired.udenar.edu.co/886/>. Accessed 21 May 2020.

VIANA, J. P. **RECURSOS PESQUEIROS DO BRASIL: SITUAÇÃO DOS ESTOQUES, DA GESTÃO E SUGESTÕES PARA O FUTURO.** Boletim regional, urbano e ambiental. n.07. Jan a Jun. 2013.

VILARINHO, B. V. V. P.; BEZERRA, A. E.; AMORIM, E.; VALADÃO, R. C.; OLIVEIRA, G. M. O RESÍDUO DE PESCADO E O USO SUSTENTÁVEL NA ELABORAÇÃO DE COPRODUTOS. **Revista Mundi Meio Ambiente e Agrárias** (Issn: 2525-4790), [S.L.], v. 2, n. 2, jul./dez., 2017. Revista Mundi. <http://dx.doi.org/10.21575/25254790rmmaa2017vol2n2223>.

VOLPI, M. P. C.; BRENELLI, L. B.; MOCKAITIS, G.; RABELO, S. C.; FRANCO, T. T.; MORAES, B. S. Use of Lignocellulosic Residue from Second-Generation Ethanol Production to Enhance Methane Production Through Co-digestion. **Bioenergy Research**, [S.L.], v. 15, n. 1, p. 602-616, 22 jun. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12155-021-10293-1>.

VOLPI, M. P. C.; FERRAZ, J. ; ANTONIO, D. N.; FRANCO, T. T.; MORAES, BRUNA S. Operational and biochemical aspects of co-digestion (co-AD) from sugarcane vinasse, filter cake, and deacetylation liquor. **Applied Microbiology And Biotechnology**, [S.L.], v. 105, n. 23, p. 8969-8987, 26 out. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00253-021-11635-x>.

VON SPERLING, M, Introduction to water quality and to wastewater treatment (in Portuguese), UFMG, 1st Ed., Belo Horizonte/Brazil (2005), p. 10-100, ISBN 8570411146.

XU, J.; HUANG, Y.; SHI, Y.; LI, R. Reverse supply chain management approach for municipal solid waste with waste sorting subsidy policy. **Socio-Economic Planning Sciences**, [S.L.], v. 81, p. 101180, jun. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seps.2021.101180>.

WANG, Q.; XIA, C.; ALAGUMALAI, K.; LE, T. T. N.; YUAN, Y.; KHADEMI, T.; BERKANI, M.; LU, H. Biogas generation from biomass as a cleaner alternative towards a circular bioeconomy: artificial intelligence, challenges, and future insights. **Fuel**, [S.L.], v. 333, p. 126456, fev. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2022.126456>.

WIJEKOON, K. C.; VISVANATHAN, C.; ABEYNAYAKA, A. Effect of organic loading rate on VFA production, organic matter removal and microbial activity of a two-stage thermophilic anaerobic membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 102, n. 9, p. 5353-5360, maio 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.12.081>.

WU, X.; YAO, W.; ZHU, J. Effect of pH on continuous biohydrogen production from liquid swine manure with glucose supplement using an anaerobic sequencing batch reactor. **International Journal Of Hydrogen Energy**, [S.L.], v. 35, n. 13, p. 6592-6599, jul. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijhydene.2010.03.097>.

JANNAT, M. A. H.; PARK, S. H.; CHAIRATTANAWAT, C.; YULISA, A.; HWANG, S. Effect of different microbial seeds on batch anaerobic digestion of fish

waste. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 349, p. 126834, abr. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126834>.

XU, J.; MUSTAFA, A. M.; SHENG, K.. Effects of inoculum to substrate ratio and co-digestion with bagasse on biogas production of fish waste. **Environmental Technology**, [S.L.], v. 38, n. 20, p. 2517-2522, 28 dez. 2016. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2016.1269837>.

YONG, Z.; DONG, Y.; ZHANG, X.; TAN, T. Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production. **Renewable Energy**, [S.L.], v. 78, p. 527-530, jun. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2015.01.033>.

ZUPANCIC, G.D.; GRILC, V. **Anaerobic Treatment and Biogas Production from Organic Waste in Management of Organic Waste**. InTech: London, UK, 2012.