



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAIBA
CENTRO DE ENERGIAS ALTERNATIVAS E RENOVÁVEIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENERGIAS RENOVÁVEIS



EVANDRO BERNARDO DE LIRA

BIODIGESTOR ANAERÓBICO NA AGRICULTURA FAMILIAR: PRODUÇÃO DE
BIOGÁS E BIOFERTILIZANTE A PARTIR DE RESÍDUOS PECUÁRIOS E
IMPLANTAÇÃO DE CULTIVO DE MICROALGAS

João Pessoa – PB
Agosto – 2021

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENERGIAS RENOVÁVEIS

EVANDRO BERNARDO DE LIRA

BIODIGESTOR ANAERÓBICO NA AGRICULTURA FAMILIAR: PRODUÇÃO DE
BIOGÁS E BIOFERTILIZANTE A PARTIR DE RESÍDUOS PECUÁRIOS E
IMPLANTAÇÃO DE CULTIVO DE MICROALGAS

Dissertação apresentada à Universidade Federal da Paraíba, como requisito do Programa de Pós-Graduação em Energias Renováveis do Centro de Energias Alternativas e Renováveis, área de concentração em energias renováveis, para a obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Dr.^a Marta Célia Dantas Silva

Coorientadores: Dr.^a Riuzuani Michelle Bezerra Pedrosa Lopes

Dr. Darlan Azevedo Pereira

Linha de pesquisa: Materiais Aplicados às Energias Renováveis

João Pessoa – PB

Agosto – 2021

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

L768b Lira, Evandro Bernardo de.

Biodigestor anaeróbico na agricultura familiar :
produção de biogás e biofertilizante a partir de
resíduos pecuários e implantação de cultivo de
microalgas / Evandro Bernardo de Lira. - João Pessoa,
2021.

105 f. : il.

Orientação: Marta Célia Dantas Silva.

Coorientação: Riuzuani Michelle B. Pedrosa Lopes,
Darlan Azevedo Pereira.

Dissertação (Mestrado) - UFPB/CEAR.

1. Energia renovável. 2. Dejetos biodigestores. 3.
Microalgas. 4. Agricultura familiar. I. Silva, Marta
Célia Dantas. II. Lopes, Riuzuani Michelle B. Pedrosa.
III. Pereira, Darlan Azevedo. IV. Título.

UFPB/BC

CDU 620.91(043)



ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO

ATA n° 84 da Sessão de Defesa Dissertação do Mestrado Acadêmico do Programa de Pós-Graduação em Energias Renováveis do Centro de Energias Alternativas e Renováveis, Universidade Federal da Paraíba.

Ao trigésimo dia do mês de agosto de dois mil e vinte e um foi instalada a Banca de Defesa de Dissertação do Mestrado Acadêmico do Programa de Pós-Graduação em Energias Renováveis do Centro de Energias Alternativas em Home Office, as 14h00, via Google Meet (meet.google.com/fot-rppc-ntt) a que se submeteu a defesa pública de EVANDRO BERNARDO DE LIRA, matrícula 20191011740, com o título **"BIODIGESTOR ANAERÓBICO NA AGRICULTURA FAMILIAR: PRODUÇÃO DE BIOGÁS E BIOFERTILIZANTE A PARTIR DE RESÍDUOS PECUÁRIOS E IMPLANTAÇÃO DE CULTIVO DE MICROALGAS"**. A Comissão Examinadora esteve constituída pelos professores: MARTA CELIA DANTAS SILVA (UFPB), RIUZUANI MICHELLE BEZERRA PEDROSA LOPES (UFPB), DARLAN AZEVEDO PEREIRA (UFPB), SILVIA LAYARA FLORIANI ANDERSEN (UFPB) e SHARLINE FLORENTINO DE MELO SANTOS (UFPB). Concluídos os trabalhos de apresentação e arguição, o(a) candidato(a) foi **..APROVADO** pela Comissão Examinadora. E, para constar, foi lavrada a presente ata, assinada pelos membros da Comissão.

Observações: considerar as sugestões de correções da banca examinadora.

Membros da Banca Examinadora:

Prof. Dra. MARTA CELIA DANTAS SILVA
Orientador(a)

**Prof. Dra. RIUZUANI MICHELLE
BEZERRA PEDROSA LOPES - UFPB**
Coorientador(a)

Prof. Dr. DARLAN AZEVEDO PEREIRA - UFPB
Coorientador(a)

**Prof. Dra. SILVIA LAYARA FLORIANI
ANDERSEN- UFPB**
Examinador(a) Interno(a)

**Prof. Dra. SHARLINE FLORENTINO DE MELO
SANTOS- UFPB**
Examinador(a) Externo(a)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pelo dom da Vida, por me guiar em todas as minhas caminhadas e realizações.

Agradeço a minha esposa Mariany Karla por todo o apoio e toda os debates que tivemos no decorrer da pesquisa e da escrita.

A Minha mãe, Ednalva Maria de Lira, por me apoiar nas minhas caminhadas e por tudo que ela fez por mim, por ser uma guerreira e ao meu filho David Gabryel.

Um agradecimento especial ao Professor Roberto Sassi por todos os ensinamentos e puxões de orelhas, por quem tenho uma grande admiração, e a Professora Cristiane pelo apoio e pelos ensinamentos.

Aos Professores, Darlan, Marta Célia e Riuzuani por todo o apoio, ensinamentos e orientações, que ajudaram no meu crescimento acadêmico no decorrer do curso e na finalização da dissertação.

A todos os amigos do LARBIM e do programa de pós-graduação, em especial para Luís Celso, Jordana, Maria Helena, Joaquim e Herwin.

Agradeço ao Programa de Pós-graduação em Energias Renováveis PPGER, pela oportunidade de realização deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq –pelo apoio recebido através da concessão de Bolsa de Formação de Pesquisador de Mestrado.

Ao Projeto de pesquisa Nexus II (MCTI/CNPq N° 20/2017): Pesquisa e Desenvolvimento em Ações Integradas e Sustentáveis para a Garantia da Segurança Hídrica, Energética e Alimentar nos Biomas Pampa, Pantanal e Mata Atlântica.

“Quando as coisas ficarem difíceis, não desanime.
Se tudo fosse fácil, as nossas conquistas teriam menos sabor.”

Autor desconhecido

RESUMO

As pesquisas com energias renováveis têm crescido significativamente ao longo dos anos, por gerarem energia limpa e sustentável, buscando reduzir ou substituir os combustíveis fósseis. Pois são os grandes responsáveis pela emissão de gases do efeito estufa e de outros problemas ambientais. Outro fator que influencia esses impactos ambientais, é o descarte inadequado de resíduos agropecuários no solo e corpos hídricos, como os dejetos de suínos e aves. Diante desse cenário, a produção de biogás utilizando esses resíduos que são abundantes e tem um grande potencial energético, surge como uma solução viável para os produtores rurais da agricultura familiar, promovendo uma fonte de energia alternativa, diminuindo o consumo de combustíveis fósseis e danos ambientais, gerando biofertilizante que pode ser utilizado na agricultura ou no cultivo de microalgas. Neste sentido, foram desenvolvidos três biodigestores anaeróbicos caseiros, que foram alimentados com esterco de suínos, avícola, e uma mistura binária (esterco suíno e avícola). Determinou-se a produção de biogás e a composição dos gases CH_4 , CO_2 , H_2S e NH_3 , os parâmetros de temperatura e de pH, além de análises de sólidos totais, fixos e voláteis. A maior produção de biogás foi gerada pelo biodigestor com resíduo suíno (BS) de $3,747 \text{ m}^3$ no período de 38 dias, seguida pelo biodigestor com resíduo de suíno e de ave (BB) de $3,726 \text{ m}^3$ em 56 dias, e a menor produção foi para o biodigestor com resíduo de ave (BA) com $0,650 \text{ m}^3$ em 35 dias. Os biodigestores apresentaram temperatura máxima de $33,33 \text{ }^\circ\text{C}$ e mínima de $26,59 \text{ }^\circ\text{C}$, com uma temperatura média de $30,76 \text{ }^\circ\text{C}$. O pH variou de 7 a 7,5, de 7 a 8 e 6,8 a 6, para o BS, BB e BA, respectivamente. O BS apresentou concentrações de CH_4 que variou de 65% a 81%. O BA apresentou concentrações de CH_4 que variou de 60% a 43%. E o BB apresentou concentrações de CH_4 que variou de 68% a 80%. O BS apresentou a maior produção de biogás e metano com relação aos sólidos voláteis (SV) reduzidos do volume total dos biodigestores, que foi de $804,8 \text{ L/kg SV}$ de biogás e de $572,2 \text{ L/kg SV}$ de metano. Seguido pelo BB com $626,0 \text{ L/kg SV}$ de biogás e $457,6 \text{ L/kg SV}$ de metano, e os menores valores foram relatados no BA com $522,8 \text{ L/kg SV}$ de biogás e $259,4 \text{ L/kg SV}$ de metano. Foi realizado outro ensaio com o esterco de ave para corrigir o pH, o BAC produziu $2,196 \text{ m}^3$ de biogás em 56 dias, ou seja, 3,3 vezes mais que o BA sem correção, e o pH variou 6,8 a 7,2. O BAC obteve produção de biogás de $1102,4$ e de metano $628,5 \text{ L/kg SV}$. Os meios sintetizados com os biofertilizantes gerados pelos biodigestores evidenciaram eficiência para o cultivo das microalgas *Monoraphidium contortum*, *Golenkinia radiata* e *Chlorella sp.* A purificação do biogás no cultivo da microalga *Chlorella sp.* apresentou eficiência de remoção de $20,5 \pm 1,6$ a $53,8 \pm 3,3\%$ dependendo da concentração de CO_2 no biogás, e os valores do poder calorífico variou de 24702 a 32578 kJ m^{-3} . Ficando próximo do valor do metano puro que é de 35800 kJ m^{-3} , mostrando que o processo de purificação de CO_2 através de cultivo da *Chlorella sp.* é viável para aumentar a pureza do biogás. O cultivo da *Chlorella sp.* com adição de biogás aumentou a concentração de biomassa algal e do teor de PT, CT e LT com relação ao ensaio controle e ao meio alternativo sem adição de biogás. Mostrando o grande potencial de geração de biogás pelos biodigestores utilizando os dejetos agropecuários, e dos meios alternativos sintetizados a partir dos biofertilizantes e da adição de biogás para a produção de microalgas, podendo ser implantado na agricultura familiar.

Palavras-chave: Dejetos. Biodigestores. Microalgas. Energia Renovável.

ABSTRACT

Researches on renewable energies has grown significantly over the years, as they generate clean and sustainable energy, seeking to reduce or replace fossil fuels. Because they are largely responsible for the emission of greenhouse gases and other environmental problems. Another problem that influences these environmental impacts is the inadequate discard of agricultural residues in the soil and water bodies, such as swine and poultry manure. Given this scenario, the production of biogas using these wastes, which are abundant and have great energy potential, emerges as a viable solution for rural family farmers, promoting an alternative energy source, reducing fossil fuel consumption and environmental damage generating biofertilizer that can be used in agriculture or in the cultivation of microalgae. In this sense, three homemade anaerobic digesters were developed, which were fed with swine and poultry manure and a binary mixture (swine and poultry manure). Biogas production and composition of CH₄, CO₂, H₂S and NH₃ gases, temperature and pH parameters were determined, as well as analysis of total solids, fixed and volatiles. The largest production of biogas was generated by the BS of 3.747 m³ in a period of 38 days, followed by the BB of 3.726 m³ in 56 days, and the lowest production was for BA with 0.650 m³ in 35 days. The biodigesters had a maximum temperature of 33.33 °C and a minimum of 26.59 °C, with an average temperature of 30.76 °C. The pH ranged from 7 to 7.5, from 7 to 8 and 6.8 to 6, for BS, BB and BA, respectively. The BS had CH₄ concentrations ranging from 65% to 81%. The BA showed concentrations of CH₄ that ranged from 60% to 43%. And BB had CH₄ concentrations ranging from 68% to 80%. The BS showed the highest production of biogas and methane in relation to the reduced SV of the total volume of the biodigesters, which was 804.8 L/kg SV of biogas and 572.2 L/kg SV of methane. Followed by BB with 626.0 L/kg SV of biogas and 457.6 L/kg SV of methane, and the lowest values were reported in BA with 522.8 L/kg SV of biogas and 259.4 L/kg SV of methane. Another test was carried out with the poultry manure to correct the pH, the BAC produced 2.196m³ of biogas, that is, 3.3 times more than the uncorrected BA, and the pH ranged from 6.8 to 7.2. BAC obtained biogas production of 1102.4 and methane 628.5 L/kg of SVr. The media synthesized with the biofertilizers generated by the biodigesters showed efficiency for the cultivation of the microalgae *Monoraphidium contortum*, *Golenkinia radiata* and *Chlorella* sp. The purification of biogas in the cultivation of the microalgae *Chlorella* sp. showed removal efficiency from 20.5±1.6 to 53.8±3.3% depending on the concentration of CO₂ in the biogas, and the calorific value ranged from 24702 to 32578 kJ m⁻³. Being close to the value of pure methane, which is 35800 kJ m⁻³, showing that the process of purification of CO₂ through the cultivation of *Chlorella* sp. it is feasible to increase the purity of the biogas. The cultivation of *Chlorella* sp. with addition of biogas increased the concentration of algal biomass and the content of PT, CT and LT compared to the control trial and the alternative medium without addition of biogas. Showing the great potential of biogas generation by biodigesters using agricultural waste, and alternative means synthesized from biofertilizers and the addition of biogas for the production of microalgae, which can be implemented in family farming.

Keywords: Waste; Biodigesters; Microalgae; Renewable energy.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Biodigestor modelo indiano.....	15
Figura 2 - Biodigestor modelo Chinês.....	16
Figura 3 - Biodigestor modelo canadense.....	17
Figura 4 - Processo simplificado da digestão anaeróbia.....	19
Figura 5 - Produção de carne suína no mercado internacional em milhares de toneladas, 2020.....	29
Figura 6 - Peso total das carcaças dos suínos abatidos em quilogramas por trimestre, do 1º trimestre 1997 - 3º trimestre 2020.....	29
Figura 7 - Produção de carne de frango no mercado internacional em milhares de toneladas, 2020.....	31
Figura 8 - Peso total dos frangos abatidos no trimestre (Quilogramas), 1º trimestre 1997 - 3º trimestre 2019.....	32
Figura 9 - Área ocupada por agricultura familiar e não familiar no Brasil.....	34
Figura 10 - Biodigestores caseiros adaptados do modelo indiano utilizados na pesquisa.....	38
Figura 11 - Imagens dos sistemas de purificação de biogás dos biodigestores.....	39
Figura 12 - Equipamentos utilizados para determinar a temperatura (HOBO) e o potencial hidrogeniônico (medidor de pH)	41
Figura 13 - Kit portátil para análise da composição do biogás.....	42
Figura 14 - Produção semanal de biogás em m ³ para os biodigestores com suíno, ave e suíno.....	46
Figura 15 - Produção acumulada de biogás em m ³ para os biodigestores com suíno, ave, ave e suíno.....	48
Figura 16 - Variação da Temperatura interna dos biodigestores no período do experimento.....	44
Figura 17 - Composição de metano e dióxido de carbono do biogás dos biodigestores.....	45

Figura 18 - Concentrações médias da produção do gás amônia e sulfídrico da digestão anaeróbica dos biodigestores.....	46
Figura 19 - Quantidade de sólidos totais para o afluente e efluente dos biodigestores.....	48
Figura 20 - Quantidade de sólidos fixos para os afluentes e efluentes dos biodigestores.....	48
Figura 21 - Quantidade de sólidos voláteis para o afluente e efluente e volume do biogás acumulado em m ³ dos biodigestores.....	49
Figura 22 - Produção de biogás semanalmente (A) e acumulada (B) em m ³ para os biodigestores abastecidos com cama de frango sem (BA) e com correção de pH (BAC).....	53
Figura 23 - Composições de metano e dióxido de carbono semanalmente do biogás do BA e BAC.....	54
Figura 24 - Concentrações médias da produção gás amônia e sulfídrico em ppmV semanalmente do biogás do BA e BAC.....	54
Figura 25 - Quantidade de sólidos totais, fixos e voláteis para o afluente e efluente do BA e BAC.....	55
Figura 26 - (A) Curvas de crescimento obtidas para a espécie <i>Monoraphidium contortum</i> nos biofertilizantes de ave (BA) e ave com resíduos agrícolas (BA+RA) e (B) nos biofertilizantes de suíno (BS) e suíno com resíduos agrícolas (BS+RA).....	58
Figura 27 - Cultivos da microalga <i>Monoraphidium contortum</i> utilizando biofertilizantes. (A) Início do experimento e (B) término experimento.....	59
Figura 28 - (A) Curvas de crescimento obtidas para a espécie <i>Golenkinia radiata</i> nos biofertilizantes de ave (BA) e ave com resíduos agrícolas (BA+RA) e (B) nos biofertilizantes de suíno (BS) e suíno com resíduos agrícolas (BS+RA).....	60
Figura 29 - Cultivos da microalga <i>Golenkinia radiata</i> utilizando biofertilizantes. (A) Início do experimento e (B) término experimento.....	61
Figura 30 - (A) Curvas de crescimento obtidas para a espécie <i>Chlorella sp.</i> nos biofertilizantes de ave (BA) e ave com resíduos agrícolas (BA+RA) e (B) nos biofertilizantes de suíno (BS) e suíno com resíduos agrícolas (BS+RA).....	63
Figura 31 - Cultivos da microalga <i>Chlorella sp</i> utilizando biofertilizantes. (A) Início do experimento e (B) término experimento.....	63

Figura 32 - Fluxograma da integração dos biossistemas de produção e purificação do biogás no cultivo de microalgas.....	66
Figura 33 - Composição de metano e dióxido carbono no biogás antes e pós cultivos de microalgas.....	68
Figura 34 - Curvas de crescimento celular do cultivo da microalga <i>Chlorella sp</i> no meio WC aerado com ar ambiente e com adição de biogás, e no meio alternativo suíno aerado com ar ambiente e com biogás como fonte de carbono, por peso seco de biomassa (A), por número de células/ml (B) e por Fluorescência in vivo (C).....	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Inibidores do processo de digestão anaeróbia e concentrações prejudiciais.....	24
Tabela 2 - Materiais utilizados para a construção dos biodigestores anaeróbicos caseiros.....	37
Tabela 3 - Valores do potencial de hidrogênio dos biodigestores durante o experimento.....	49
Tabela 4 - Valores de sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis em g/L, e porcentagem de sólidos voláteis totais e redução de sólidos voláteis totais.....	50
Tabela 5 - Eficiência da geração de biogás e metano por quilograma de sólidos voláteis reduzidos nos três biodigestores.....	52
Tabela 6 - Valores do potencial de hidrogênio do BA e BAC durante o experimento.....	55
Tabela 7 - Eficiência da geração de biogás e metano por quilograma de ST (adicionados/reduzidos) e SV (adicionados/reduzidos) no BA e BAC.....	57
Tabela 8 - Características físico-químicas dos biofertilizantes dos biodigestores de ave, suíno, ave e resíduo agrícola e suíno e resíduo agrícola.....	65
Tabela 9 - Dados da concentração de metano e dióxido de carbono no biogás antes e depois de ser injetado nas culturas de microalgas, e a remoção e eficiência de remoção do CO ₂	68
Tabela 10 - Dados do poder calorífico com relação ao teor de metano antes e depois de passar pela cultura de microalgas.....	69
Tabela 11 - Dados de crescimento, de produção de biomassa, e de teores de PT, CT e LT nos cultivos da <i>Chlorella</i> sp. em diferentes condições.....	74

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

Ácido acético - CH_3COOH
Ácido sulfídrico - H_2S
Agricultura familiar - AF
Agricultura não familiar - ANF
Água - H_2O
Amônia - NH_3
Atmosfera - atm
Associação Brasileira de Proteína Animal - ABPA
Biodigestor ave + resíduo agrícola - BA+RA
Biodigestor binário (ave + suíno) - BB
Biodigestor de ave - BA
Biodigestor suíno - BS
Biodigestor suíno + resíduo agrícola - BS+RA
Cálcio - Ca
Carbono - C
Centímetro - cm
Centímetro cúbico padrão por minuto/standard cubic centimeter per minute - SCCM
Central Estadual de Abastecimento - CEASA
Centro de Ciências e Tecnologia - CCT
Centro de Ciências Exatas e da Natureza - CCEN
Centro de Energias Alternativas e Renováveis – CEAR
Cobre - Cu
Cromo - Cr
Departamento de Engenharia Química - DEQ
Digestão anaeróbica - DA
Dióxido de carbono - CO_2
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA
Esterco de ave - EA
Esterco suíno - ES
Ferro - Fe
Fosforo - P
Gás sulfídrico/Sulfeto de hidrogênio - H_2S

Grama - g

Grama por litro - g/L

Hidrogênio - H₂

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE

Laboratório de Ambientes Recifais e Biotecnologia com Microalgas - LARBIM

Laboratório de referência em dessalinização - LABDES

Litro - L

Litro normal por quilograma - NL.kg⁻¹

Litros por minuto - L/min ou Lmin⁻¹

Litro por quilograma - L/kg

Magnésio - Mg

Metano - CH₄

Metro - m

Metro cúbico - m³

Metro cúbico por tonelada - m³/t

Metro quadrado - m²

Mililitro - ml

Mililitro por grama - ml/g

Milímetro - mm

Mistura binária - MB

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA

Molibdênio - Mo

Monóxido de carbono - CO

Níquel - Ni

Nitrogênio - N₂

Oxigênio - O₂

Partes por milhão por Volume - ppmV

Policloreto de vinila - PVC

Porcentagem - %

Porcentagem de volume de soluto por volume de solução ou Porcentagem do volume total - % v/v ou vv⁻¹

Potássio - K

Potencial de hidrogênio/Potencial hidrogeniônico - pH

Pressão corrigida do biogás - P0

Pressão do biogás no instante da leitura - P1

Quilograma - kg

Resíduos agrícolas - RA

Selênio - Se

Sódio - Na

Sólidos totais - ST

Sólidos fixos - SF

Sólidos voláteis - SV

Temperatura corrigida do biogás - T0

Temperatura do biogás - T1

Temperatura em Celsius - °C

Temperatura em Kelvin - K

Tempo de retenção hidráulica - TRH

Tungstênio - W

Volume de ar por volume de líquido/meio por minuto $L.L^{-1}.min^{-1}$ ou L/min - VVM

volume de biogás corrigido - V0

volume do gás no gasômetro - V1

Zinco - Zn

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
2	OBJETIVOS	19
	2.1 Objetivo geral.....	19
	2.2 Objetivos específicos.....	19
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
	3.1 TIPOS DE BIODIGESTORES	20
	3.1.1 BIODIGESTOR INDIANO	20
	3.1.2 BIODIGESTOR CHINES.....	21
	3.1.3 BIODIGESTOR CANADENSE	22
	3.2 BIOGÁS.....	24
	3.3 BIODIGESTÃO ANAERÓBICA.....	25
	3.4 FATORES QUE INTERFEREM A PRODUÇÃO DE BIOGÁS	27
	3.4.1 TEMPERATURA	27
	3.4.2 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)	28
	3.4.3 TEMPO DE RETENÇÃO HIDRÁULICA (TRH)	28
	3.4.4 TEOR DE ÁGUA.....	29
	3.4.5 AMBIENTE ANAERÓBICO	29
	3.4.6 SUBSTRATOS	29
	3.4.6.1 SUBSTÂNCIAS PREJUDICIAIS – TÓXICAS.....	30
	3.4.6.2 QUANTIDADE DE MATERIA SÓLIDA TOTAL	31
	3.4.6.3 COMPOSIÇÃO DO RESÍDUO – NUTRIENTES	31
	3.5 BIOFERTILIZANTE	32
	3.6 SUINOCULTURA BRASILEIRA	34
	3.7 AVINICULTURA BRASILEIRA	36
	3.8 AGRICULTURA FAMILIAR NO BRASIL	38
	3.9 MICROALGAS	41
4	4. MATERIAIS E MÉTODOS	42
	4.1 CONSTRUÇÃO DOS BIODIGESTORES.....	42
	4.2 RESÍDUOS UTILIZADOS PARA ABASTECER OS BIODIGESTORES	45
	4.3 PRODUÇÃO DE BIOGÁS E BIOFERTILIZANTE	46
	4.4 CULTIVOS DE MICROALGAS	49
	4.5 PURIFICAÇÃO DO BIOGÁS EM CULTIVO DE MICROALGAS	50
	4.6 AVALIAÇÃO DOS CULTIVOS DE MICROALGAS COM ADIÇÃO DE CO ₂	50
	4.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA	51

5	5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
	5.1 PRODUÇÃO DE BIOGÁS.....	51
	5.2 COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS.....	57
	5.3 ANÁLISES DE SÓLIDOS TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS.....	59
	5.4 CORREÇÃO DO pH DO ESTERCO DE CAMA DE FRANGO	64
	5.5 CULTIVO DAS MICROALGAS.....	69
	5.4 PURIFICAÇÃO DO BIOGÁS ATRAVÉS DE PROCESSO BIOLÓGICO (<i>CHLORELLA</i> <i>SP.</i>).....	79
	5.5 BIOGÁS NO CULTIVO DA <i>CHLORELLA SP.</i>	83
6	CONCLUSÕES.....	89
	REFERÊNCIAS.....	91

1 INTRODUÇÃO

Os estudos voltados para a produção de energia limpa e sustentável vem aumentando devido ao fato que as principais fontes utilizadas são gás, carvão e petróleo, que apesar de serem abundantes não são renováveis. Essas fontes são as principais contribuintes para a emissão de gases geradores do efeito estufa e da poluição ambiental, uma vez que a queima desses combustíveis fósseis é responsável pela maior emissão de dióxido de carbono (CO₂) para a atmosfera, mostrando que quanto maior o consumo de energia maior será o aumento das emissões de dióxido de carbono (HOOK *et al.*, 2013; WU *et al.*, 2015; MELE; RANDAZZO, 2019; CHEN; XU; VAIDYANATHAN, 2019; PATA, 2021).

Outro grande problema ambiental é o descarte de resíduos agropecuários em corpos hídricos, a exemplo dos dejetos suínos e de aves, estando relacionadas à poluição e eutrofização desses ambientes resultando em inúmeros malefícios, tanto para comunidades rurais como urbanas. Além disso, as produções de suínos e de aves acarretam também outro tipo de poluição que é aquela associada ao problema do odor desagradável dos dejetos devido à evaporação dos compostos voláteis que causam efeitos prejudiciais ao bem-estar humano e animal (LUCAS; SANTOS; OLIVEIRA, 1999; PERDOMO, 1999; LI *et al.*, 2020).

As fontes renováveis de energia são aquelas em que os recursos naturais utilizados são capazes de se regenerar, ou seja, são considerados inesgotáveis, além de diminuir o impacto ambiental e contornar o uso de matéria prima que normalmente é não renovável. Dentre as energias alternativas renováveis, mais conhecidas encontram-se a energia eólica, energia hidráulica, energia do mar, energia solar, energia geotérmica e a energia da biomassa. A utilização dessas energias alternativas renováveis em substituição aos combustíveis fósseis é viável e vantajosa. Além de serem praticamente inesgotáveis, as energias renováveis podem apresentar impacto ambiental reduzido, sem afetar o balanço térmico ou a composição atmosférica do planeta (ADEBAYO; AWOSUSI; ADESHOLA, 2020; YUPING, Li *et al.*, 2020). O avanço de tecnologias para a utilização das fontes renováveis será capaz de favorecer zonas rurais e regiões distantes, além de beneficiar essas comunidades com a produção agrícola por meio da autossuficiência energética, portanto melhorando a qualidade de vida mundial dos habitantes (COSBEY, 2011).

A biomassa é uma fonte de energia renovável usada há muito tempo como fonte de energia térmica (lenha) das sociedades primitivas sem, entretanto, baseia-se em produção

sustentável. Por essa razão, a expressão biomassa esteve relacionada ao conceito de desmatamento durante muito tempo. Apenas no século XX com o pioneiro programa do álcool no Brasil e a prática de reflorestamento para a geração de madeira, iniciou-se o uso da biomassa moderna. Evidenciando que a biomassa é uma importante fonte de energia para vários países da África, Ásia e de outros continentes e que a forma como essa fonte é usada pode ser melhorada, através tecnologias mais eficientes, garantindo progressos socioambientais, como diminuição da poluição ambiental, melhora da qualidade de vida, geração de trabalho e receita (GUARDABASSI, 2006).

Os dejetos suínos tem se tornado um problema ambiental que vem se agravando devido a crescente produção desses animais. Dados recentes têm demonstrado um alto nível de contaminação dos rios e lençóis de águas superficiais que abastecem tanto o meio urbano quanto rural. Porque os principais constituintes dos dejetos suínos que afetam as águas superficiais são matéria orgânica, nutrientes, bactérias fecais e sedimentos. E a qualidade da água subterrânea é afetada pelos componentes nitratos e bactérias (FAO, 2015). Para manter a produção intensiva de suínos, é preciso encontrar formas eficazes de tratamento dos dejetos que reduzam os impactos ambientais (OLIVEIRA, 1995). Mundialmente a água potável acessível para consumo é comprometida por causa da elevada contaminação por compostos químicos provenientes de efluentes municipais, industriais e agropecuários (KRIENER, 2015; MOKARRAM; SABER; SHEYKHI, 2020).

Nesse contexto, a produção de biogás utilizando biomassa (esterco suíno e de frango) surge como uma das opções para a produção de energia renovável, limpa e de baixo custo, uma vez que a matéria-prima orgânica utilizada para sua produção é abundante e tem potencial energético elevado, de forma a complementar o abastecimento de energia do país. Sua produção se dá em biodigestores pelo processo de digestão anaeróbica, gerando além do biogás um biofertilizante que pode ser utilizado para diversas culturas alimentares. A digestão anaeróbica, é um método poderoso para minimizar os impactos ambientais negativos do manejo de dejetos em comparação com o manejo convencional de esterco, além de produzir energia (HIJAZI *et al.*, 2016; SOBHI *et al.*, 2019; GURMESSA *et al.*, 2020). E o principal benefício dos biodigestores anaeróbicos é a produção de energia renovável na forma de metano, além de reduzir as emissões de gases do efeito estufa gerado pelos dejetos (GRANDO *et al.*, 2017; GUARES; DE LIMA; OLIVEIRA, 2021).

A maioria dos biodigestores utilizados para gerar biogás e biofertilizante é um exemplo de tecnologia convencional/social que permite obter energia renovável e

saneamento, através da biodigestão anaeróbia em áreas rurais e suburbanas. O que torna essa tecnologia social é sua aceitação e compreensão por meio das pessoas que interagem, aplicam e aproveitam a tecnologia.

Os efluentes originários do biodigestor a partir de dejetos agropecuários, o biofertilizante, podem se mostrar eficazes no desenvolvimento de um meio alternativo para culturas de microalgas, pois os mesmos são ricos em nitrogênio, fósforo e potássio (LI *et al.*, 2020). As microalgas são micro-organismos fotoautotróficos presentes em ambientes aquáticos que apresentam grande diversidade de formas, características e funções ecológicas e podem ser exploradas economicamente em diversos campos (CAMPOS; BARBARINO; LOURENÇO, 2010; ZHANG *et al.*, 2019; KONG *et al.*, 2021; HUSSAIN *et al.*, 2021). Na alimentação, humana e animal, as microalgas representam uma fonte suplementar de proteínas, carboidratos, ácidos graxos, vitaminas, pigmentos naturais (como os carotenoides), entre outras substâncias capazes de enriquecer o valor nutricional dos alimentos e proporcionar efeitos benéficos à saúde como: melhoria da resposta imune, fertilidade e controle do peso (SPOLAORE *et al.*, 2006; DERNER *et al.*, 2006).

As microalgas são uma fonte de biomassa com bastantes potenciais, uma vez que pode ser utilizada na: produção de biocombustíveis, composição de produtos fármacos, composição de produtos alimentícios, produção de vitaminas, entre outros produtos (CHEW *et al.*, 2017). A produção de biomassa algal não compete com culturas agrícolas, porque podem ser cultivadas em ambientes não aráveis, apresentam rápido crescimento e produção por unidade de área (KUMAR *et al.*, 2010; ZENG *et al.*, 2011). Os cultivos de microalgas podem ser realizados pela utilização dos nutrientes contidos em diversos efluentes de águas residuárias, essas microalgas também apresentam elevada taxa de fixação de CO₂ de diferentes fontes, como gás de combustão (MEZZARI *et al.*, 2013; CHEAH *et al.*, 2014; KUO *et al.*, 2015; AHMED, 2021).

Em propriedades rurais a produção de biogás está associada a fatores como preservação ambiental, uso para iluminação e aquecimento da propriedade (DEGANUTTI *et al.*, 2002), e ao uso de combustível em substituição ao gás liquefeito de petróleo e ao gás natural (ESPERANCINI *et al.*, 2007). Sendo assim, a temática dessa pesquisa justifica-se pela necessidade em fornecer aos produtores rurais da agricultura familiar uma fonte de energia alternativa e renovável, acarretando na diminuição de danos ambientais e melhorando as condições sanitárias, gerando biofertilizante para utilização agrícola, além de

poder gerar uma fonte de suplementação para ração animal através de cultura de microalgas com a utilização do biofertilizante, podendo melhorar a qualidade da carne produzida.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Desenvolvimento de um biodigestor anaeróbico para produzir biogás a partir de resíduos agropecuários e avaliar a utilização do efluente do biodigestor para o cultivo de microalgas potencialmente importantes para suplementação de ração animal visando o contexto da agricultura familiar.

2.2 Objetivos específicos

- Desenvolver um modelo/protótipo de biodigestor caseiro anaeróbico de baixo custo para garantir sua acessibilidade (Biosistema A);
- Avaliar o desempenho através da produção do biogás, quantificação e determinação da composição do biogás a partir de resíduos agropecuários;
- Analisar a eficácia da utilização do gás produzido pelo biodigestor como fonte alternativa de energia (Térmica);
- Testar os resíduos dos biodigestores na síntese de meios alternativos para cultivos de microalgas em fotobiorreatores (Biosistema B) com alto teor proteico visando à suplementação de ração animal;
- Avaliar a integração dos biosistemas A e B (Biosistema AB) na purificação do biogás e no desenvolvimento das culturas de microalgas.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 TIPOS DE BIODIGESTORES

Os biodigestores são estruturas esboçadas e construídas de modo a favorecer a degradação de biomassas orgânicas residuais através da digestão anaeróbica, ou seja, em um ambiente sem qualquer contato com o ar atmosférico. Essas condições anaeróbicas favorecem o desenvolvimento de micro-organismos especializados, promovendo uma maior deterioração da matéria orgânica (JÚNIOR, 2009), sendo reduzidas de moléculas mais complexas para estruturas mais simples (CÔTE *et al.*, 2006; SILVA *et al.*, 2012), que quando metabolizadas, geram uma mistura de gases e uma série de compostos reduzidos (WALKER, 2009). Há três tipos principais de biodigestores no mundo, o indiano, o chinês e o canadense.

3.1.1 BIODIGESTOR INDIANO

O biodigestor modelo indiano possui uma campânula móvel que pode ser construída de ferro ou fibra que se desloca para cima e para baixo de acordo com a produção ou o consumo de biogás. Essa campânula pode ficar imersa direta no substrato ou em um selo de água externo, o que evita a perda de biogás. Na parte interna do biodigestor, o tanque tem uma parede divisória que possui a função de movimentar a matéria orgânica por toda parte interna da câmara de fermentação (VELOSO *et al.*, 2010), conforme apresentado na Figura 1. O processo de fermentação nesse modelo de biodigestor ocorre mais rápido, devido a pouca amplitude térmica do solo, deixando o ambiente mais favorável à ação das bactérias.

O biodigestor Indiano apresenta pressão constante de operação, ou seja, à medida que o volume de biogás gerado não é utilizado de imediato, o gasômetro tende a deslocar-se verticalmente, aumentando o volume do mesmo, desse modo, a pressão em seu interior se mantém constante (DEGANUTTI *et al.*, 2002).

Esse modelo de biodigestor é de fácil construção, e não apresenta um sistema de automação, seu funcionamento ocorre de forma natural, contudo se o gasômetro for de metal pode elevar o custo do projeto e inviabilizar sua instalação. O resíduo utilizado no abastecimento do biodigestor Indiano deve conter uma concentração de sólidos totais de no máximo 8%, para permitir o fluxo do resíduo na parte interna da câmara de fermentação e

impedir a obstrução dos tubos de alimentação e saída do material, além disso, o abastecimento do biodigestor com resíduo deve ser feito constantemente, geralmente utilizando dejetos suínos e/ou bovinos (DEGANUTTI *et al.*, 2002).

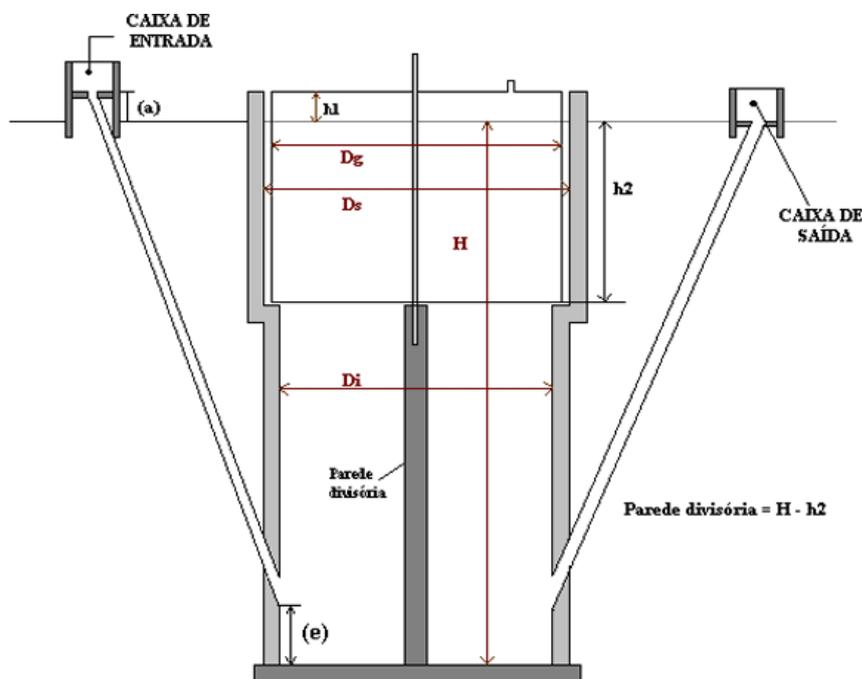


Figura 1. Biodigestor modelo indiano.

3.1.2 BIODIGESTOR CHINES

Segundo Deganutti *et al.* (2002), o modelo de biodigestor chinês apresenta uma câmara cilíndrica feita em alvenaria, onde acontece a digestão anaeróbica, com teto abobado, impermeável, destinado ao armazenamento do biogás (Figura 2). O funcionamento desse biodigestor é semelhante ao princípio de prensa hidráulica, desse modo aumentos de pressão em seu interior devido ao acúmulo de biogás, resulta na movimentação do efluente da câmara de fermentação para a caixa de saída, e em sentido contrário quando a um alívio na pressão.

E de acordo com Andrade *et al.* (2002), o modelo chinês apresenta baixo custo de construção, por não ter partes móveis metálicas que podem sofrer oxidação, portanto tendendo a ser mais duráveis em relação a outros modelos. Da mesma forma que o modelo indiano, o chinês é construído enterrado, ocupando uma menor área sobre o solo, desse modo são protegidos contra as alterações climáticas da superfície, especialmente em regiões que apresentam temperaturas baixas principalmente no inverno. O abastecimento dos dejetos,

assim como no modelo indiano, deve ocorrer de maneira contínua e o teor máximo de sólidos totais é de 8%.

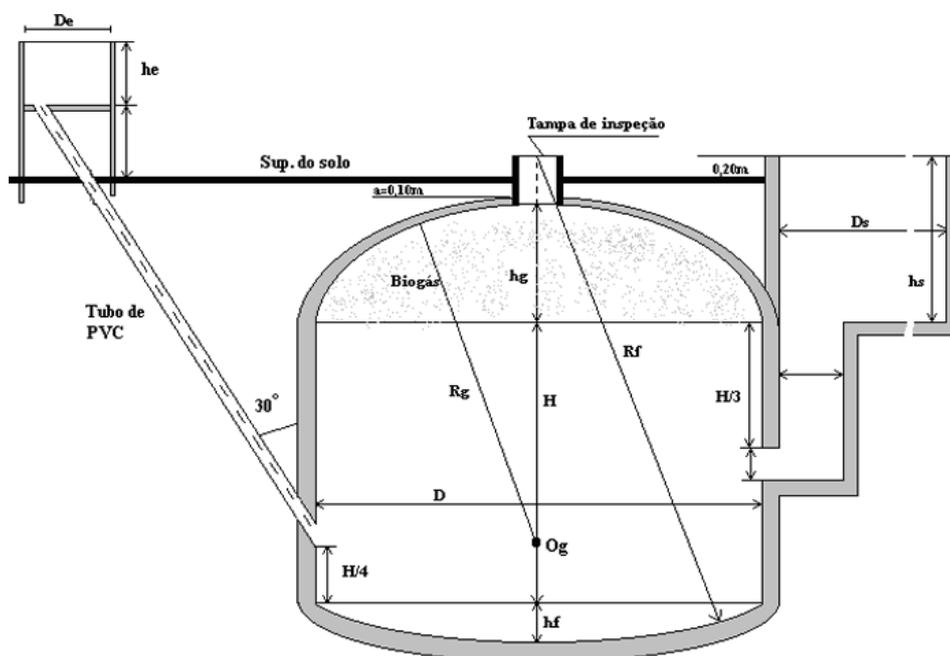


Figura 2. Biodigestor modelo Chinês.

3.1.3 BIODIGESTOR CANADENSE

O modelo canadense se caracteriza por ser do tipo horizontal, sua câmara de biodigestão pode ser construída abaixo do nível do solo ou acima, apresentando uma largura maior que a profundidade do reservatório, permitindo maior exposição ao sol, o que possibilita uma maior produção de biogás. Seu gasômetro é constituído por uma manta flexível de policloreto de vinila (PVC) que infla conforme aumenta o volume do biogás no seu interior, e sua vedação é feita por uma lâmina de água onde a manta fica imersa, essa manta é responsável pelo aumento do custo final do biodigestor (Figura 3) (CASTANHO; HARRUDA, 2008). Apresenta uma caixa de carga e uma caixa de saída feita em alvenaria. E possui um registro para a saída do biogás, e um queimador que fica conectado ao registro de saída do biogás (PEREIRA *et al.*, 2009). Oliveira (2009) sugere a instalação abaixo do nível do solo, para evitar mudanças bruscas de temperatura, o que pode vir a afetar a produção de biogás.

O biodigestor deve ser totalmente vedado, podendo ser alimentado de forma contínua ou por batelada, este modelo é o mais difundido no Brasil, por apresentar a

vantagem de poder ser usado tanto em pequenas como em grandes propriedades e também em projetos agroindustriais (OLIVER, 2008).

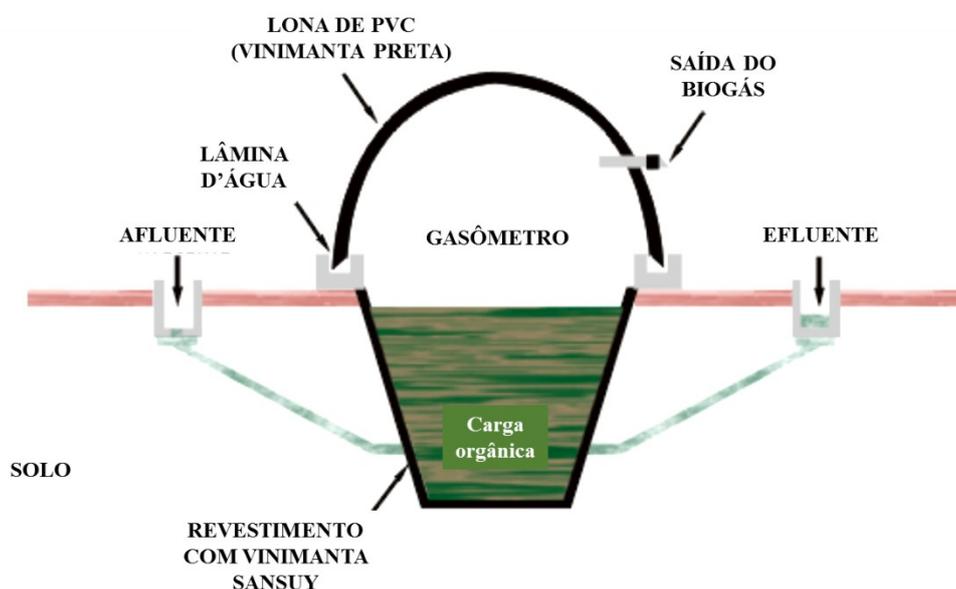


Figura 3. Biodigestor modelo canadense.

De modo geral os biodigestores podem operar de forma contínua ou em bateladas: os contínuos, adequados para a maioria das biomassas, são alimentados diariamente com matéria orgânica, e simultaneamente descarrega volume idêntico, digerido anaerobicamente, através da caixa de saída em um sistema de vasos comunicantes; e os intermitentes (ou batelada), mais indicado para materiais orgânicos de decomposição lenta e longo período de produção de biogás, recebe a carga total até se completar todo o processo de biodigestão; quando, então, é descarregado e abastecido novamente. Os biodigestores de sistema contínuos mais conhecidos são os modelos chinês e indiano.

De acordo com Oliver (2008), biodigestor é o lugar onde ocorre fermentação de biomassa, podendo ser em uma caixa, tanque ou vala revestida. O mais importante é criar um ambiente anaeróbico, ou seja, que não permita a entrada de oxigênio, para isso a estrutura tem que estar bem vedada, os únicos pontos não vedados são a entrada e saída. Deste modo, os microrganismos presentes degradam a matéria orgânica, produzindo biogás como principal produto e, biofertilizante como subproduto. O biodigestor é constituído pela câmara de digestão, onde se coloca a matéria orgânica a ser digerida, e pelo gasômetro onde fica armazenado o biogás produzido pela fermentação, possuindo funcionamento simplificado (GASPAR *et al.*, 2003).

3.2 BIOGÁS

O biogás foi descoberto no século XVIII pelo pesquisador Italiano Alessandro Volta, que conseguiu identificar o gás metano nos gases dos pântanos. Esse gás é produto da decomposição de restos vegetais em ambientes sem a presença de oxigênio (VELOSO *et al.*, 2010). O biogás começou a ser gerado em larga escala em biodigestores desenvolvidos pela China e Índia, a China buscando utilizar o biofertilizante produzido para atender a demanda na produção de alimentos, enquanto que a Índia procurou suprir o déficit energético no país, surgindo assim, dois modelos diferentes de biodigestores (GASPAR *et al.*, 2003).

O biogás é obtido através da conversão de biomassa em energéticos, é uma mistura gasosa resultante da decomposição anaeróbica de materiais orgânicos, composto de 55-70% de metano (CH_4) e 30-45% dióxido de carbono (CO_2), com pequenas quantidades de ácido sulfídrico (H_2S) e amônia (NH_3), traços de hidrogênio (H_2), nitrogênio (N_2), monóxido de carbono (CO) e oxigênio (O_2) (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008; BEAUSANG; MCDONNELL; MURPHY, 2020). Pode ser gerado a partir de uma ampla variedade de matérias primas orgânicas, e usado para diversos serviços energéticos. Após a realização do processo de digestão, ou seja, por micro-organismos anaeróbicos que degradam matérias orgânicas, o substrato pode ser retirado do biodigestor na forma de biofertilizante, por ser rico em nutrientes (LANTZ *et al.*, 2007; DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008; RORATTO *et al.*, 2014; LIN *et al.*, 2019).

A utilização do biogás como fonte de energia renovável minimiza a emissão não apenas de gases do efeito estufa como dióxido de carbono e metano, mas também de hidrocarbonetos e óxidos de nitrogênio (KOMIYAMA *et al.*, 2006). O potencial energético do biogás está relacionado diretamente com a concentração de metano presente, o que determina o seu poder calórico. Através da biodigestão ocorre uma redução do potencial poluente das emissões de resíduos orgânicos com alto teor de demanda bioquímica de oxigênio, e simultaneamente gera metano e biofertilizante (SALOMON; LORA, 2009).

O biogás é uma fonte de energia alternativa que tem recebido atenção nas últimas décadas, já que é uma fonte de energia limpa, de baixo custo e que colabora com a diminuição do volume de resíduos sólidos destinados para aterros. Contudo, Lora e Venturini (2012), evidenciam que o uso do biogás não deve ser visto como saída para os problemas energéticos do país, porém como um complemento para a matriz energética, que deve contemplar várias fontes alternativas.

3.3 BIODIGESTÃO ANAERÓBICA

O processo de digestão anaeróbica (DA) consiste na degradação de resíduos orgânicos por microrganismos em um ambiente sem oxigênio, levando a formação de metano, dióxido de carbono, amônia, gás sulfídrico, e traços de outros gases, além da formação de biofertilizante (matéria orgânica estabilizada). Os grupos de microrganismos que atuam na biodigestão têm ação simbiótica, sendo notáveis as etapas intermediárias do processo, indicando a população de microrganismos predominantes em cada uma. As reações bioquímicas que acontecem no processo são divididas em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, conforme representado na Figura 4 (LORA; VENTURINI *et al.*, 2012; LIN *et al.*, 2019).

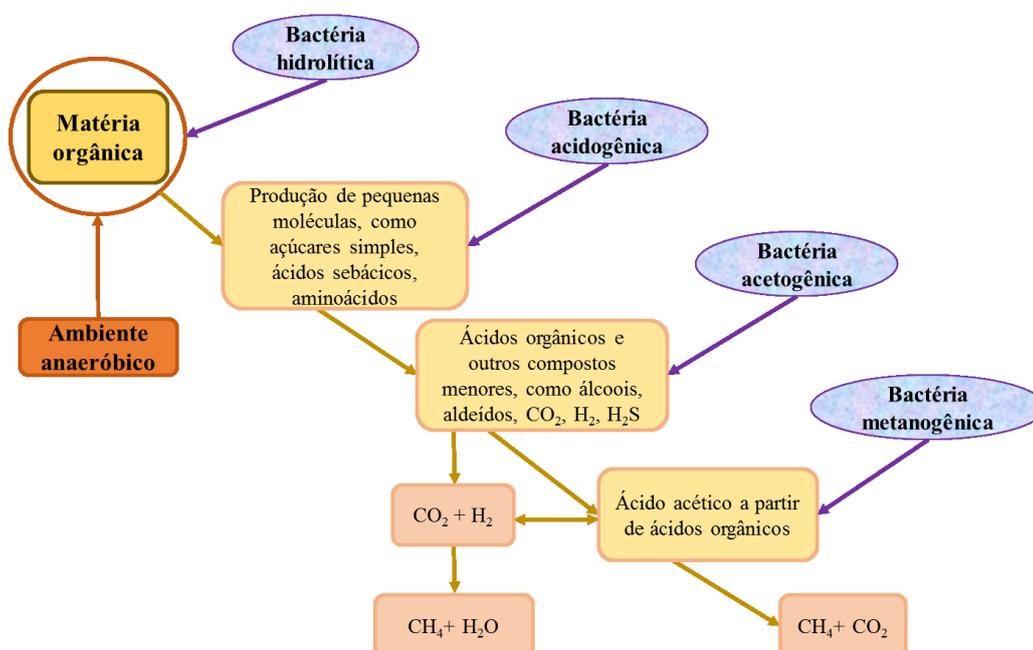


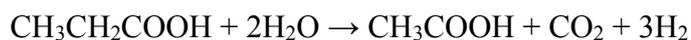
Figura 4. Processo simplificado da digestão anaeróbica (adaptado de GÁBOR NAGY; ÁGNES WOPERA, 2012; SUÁREZ, 2014).

Primeira etapa é a Hidrólise, consiste em converter as macromoléculas como proteínas, hidratos de carbono e lipídeos da matéria orgânica em monómeros solúveis: peptídeos e aminoácidos, monossacarídeos e ácidos graxos, respectivamente. Esse processo é catalisado por bactérias hidrolíticas que liberam exoenzimas (hidrolases).

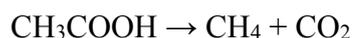
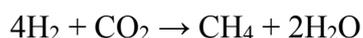
A segunda etapa é a acidogênese, as substâncias resultantes da hidrólise serão transformadas por bactérias fermentativas em moléculas simples de baixo peso molecular como ácido propanóico, ácido butanóico, ácido valérico, ácido láctico e álcoois, também

agem as bactérias do ácido fórmico que decompõe as moléculas orgânicas solúveis em gás hidrogênio (H₂), ácido acético (CH₃COOH) e gás carbônico (CO₂). Os produtos gerados nessa fase dependem também da quantidade de H₂ dissolvido no composto orgânico. Se a concentração de hidrogênio estiver muito alta, o processo de acidogênese é afetado negativamente causando o acúmulo de ácidos orgânicos, e com isso, ocorre uma diminuição do pH podendo afetar totalmente o processo.

A terceira é a acetogênese, as bactérias acetogênicas transformam os produtos da acidogênese através da oxidação em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono que servem como substrato para as bactérias metanogênicas (FARIA *et al.*, 2012; LIN *et al.*, 2019). Essa etapa é a mais delicada do processo, porque é fundamental que haja o equilíbrio entre a quantidade de hidrogênio gerado e consumido pelas bactérias. Pois a atividade dessas bactérias sofre influência inibitória com a diminuição do pH no meio aquoso. Esse decréscimo é causado pela elevação da concentração de H₂ e dos ácidos graxos voláteis, o que impede a produção de acetato.



A quarta e última etapa é metanogênese, onde são gerados o metano e o dióxido de carbono. Esses produtos são formados por arqueias metanogênicas, que utilizam as substâncias orgânicas provenientes da fase acetogênica. Esses microrganismos metanogênicos se dividem em dois grupos principais. Os metanogênicos acetoclásticos, que utilizam acetato como fonte de energia para produzir CO₂ e CH₄, e os metanogênicos hidrogenotróficos, que usam H₂ e CO₂ como fonte de energia para gerar metano (CHERNICHARO *et al.*, 1997). As principais reações da formação do metano são representadas a seguir segundo Sachs *et al.* (2003).



A fase de hidrólise está fortemente relacionada com a acidogênese tanto quanto a acetogênese com a metanogênese. Portanto, o processo digestão anaeróbica pode então ser organizado em duas etapas. A velocidade das reações de ambas as etapas deve ser similar, para que o processo não sofra instabilidade. Se a velocidade da primeira etapa for muito alta

em relação a segunda, os ácidos se acumularão causando uma diminuição do pH, o que pode provocar redução da eficiência do processo. De outra forma, se a velocidade da segunda etapa for elevada, a geração de metano diminuirá (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008; LIN *et al.*, 2019).

3.4 FATORES QUE INTERFEREM A PRODUÇÃO DE BIOGÁS

Para que o processo de digestão anaeróbica ocorra de maneira eficiente é preciso controlar certas condições do processo, como características do biodigestor, do substrato e de funcionamento. Esses parâmetros que podem influenciar negativamente ou positivamente o processo serão descritos a seguir.

3.4.1 TEMPERATURA

A temperatura influencia diretamente a digestão anaeróbica, aumentando sua eficiência e diminuindo o tempo de retenção da matéria orgânica nos biodigestores, além de favorecer a concentração de metano no biogás se o processo estiver sobre temperaturas mais elevadas, assegurando dessa maneira um maior poder calorífico ao biogás (SOUZA *et al.*, 1995).

Os micro-organismos metanogênicos com relação à temperatura podem ser divididos em dois grupos principais, os mesofílicos que atuam em temperaturas no intervalo de 20 a 45°C, e os termofílicos que atuam no intervalo de 50 a 65°C (SOUZA,1984; CHERNICHARO *et al.*, 1997; LIN *et al.*, 2019; GLIVIN, 2021). Porém, a condição termofílica é discutida por alguns autores, porque a sua utilização na digestão pode provocar alguns problemas operacionais, como aquecimento dos biodigestores, alteração do processo e das características do sobrenadante.

Os micro-organismos responsáveis pela digestão anaeróbica podem suportar pequenas capacidades de alterações de temperatura. Não resistindo a estresse térmico por períodos extensos, desse modo, mudanças térmicas de grande magnitude de forma abrupta e prolongada devem ser evitadas para que ocorra diminuição da eficiência ou cessamento da digestão anaeróbica (SANT'ANNA *et al.*, 2010).

3.4.2 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)

O pH é outro fator importante para a manutenção da digestão anaeróbica, pois esse afeta diretamente os micro-organismos envolvidos no processo. A faixa de operação dos biodigestores é entre 6,0 e 8,0, apresentando como pH ideal variação de 7,0 a 7,2 (QUADROS *et al.*, 2010; SANCHEZ-HERNANDEZ *et al.*, 2013; KONDUSAMY, DHAMODHARAN; KALAMDHAD, 2014). Dependendo do resíduo utilizado, da concentração de matéria seca no substrato, e da técnica empregada na biodigestão esses valores podem oscilar (COMASTRI FILHO, 1981; LIU *et al.*, 2008). De modo geral o pH ótimo é estabelecido na faixa neutra, ou seja, pH 7 (LORA; VENTURINI, 2012; KONDUSAMY, DHAMODHARAN; KALAMDHAD, 2014). A produção de biogás é reduzida se o pH estiver abaixo da faixa de operação, e podendo ser inibida se estiver inferior a 6,0.

E de acordo com Sant'Anna *et al.* (2010), o pH está relacionado de forma direta com a concentração de ácidos orgânicos e pelas relações de equilíbrio do CO₂ na mistura orgânica. Esses ácidos voláteis são resultados do equilíbrio da comunidade microbiana nas fases iniciais e a alcalinidade total do sistema. Assim sendo, desequilíbrios provocam acúmulo de ácidos voláteis, culminando na redução do pH no meio (LORA; VENTURINI, 2012; LIN *et al.*, 2019).

3.4.3 TEMPO DE RETENÇÃO HIDRAÚLICA (TRH)

O TRH do biodigestor é o tempo de permanência da matéria orgânica para que ocorra a máxima degradação. Esse parâmetro está relacionado com taxa de crescimento dos microrganismos, temperatura, quantidade de matéria orgânica e de sua composição (MAO *et al.*, 2015). Além do tipo de biomassa, granulometria, pH da matéria orgânica, agitação, etc., porém na maior parte dos casos, varia de 4 a 60 dias (BATISTA, 1981). E geralmente o tempo de digestão para dejetos animais varia de 20 a 30 dias. Assim, em condições mesofílicas o TRH é de 15 a 30 dias para obter uma fermentação eficiente.

Segundo Carrilho *et al.* (2012), menores TRH minimiza a geração de biogás e a eficiência de degradação da matéria orgânica, e requer sistemas de biodigestão de menores capacidades.

3.4.4 TEOR DE ÁGUA

A concentração de água no biodigestor deve variar entre 60% e 90% da quantidade do conteúdo total, uma vez que tanto o excesso, quanto a deficiência de água são prejudiciais a biodigestão. Esse teor de água varia de acordo com características apresentadas por cada tipo de matéria orgânica utilizada no biodigestor (CASSINI, 2003).

3.4.5 AMBIENTE ANAERÓBICO

Para que a digestão anaeróbica aconteça o sistema tem que ser hermético, porque as bactérias metanogênicas são completamente anaeróbicas. Essa vedação é extremamente importante, pois na presença de oxigênio a decomposição da matéria orgânica produz CO₂ e na ausência o gás metano (CASSINI, 2003; LORA; VENTURINI, 2012; BEAUSANG; MCDONNELL; MURPHY, 2020).

3.4.6 SUBSTRATOS

A digestão anaeróbica é aplicada a uma grande variedade de matéria de natureza orgânica que podem incluir resíduos agrícolas, municipais e industriais (KHALID *et al.*, 2011; CREMONEZ *et al.*, 2021). Karlsson *et al.* (2014), destaca algumas fontes de matéria orgânica que pode ser utilizada para a produção de biogás, como lodo de estações de tratamento, resíduos de frigoríficos, de indústrias alimentícia, laticínios, farmacêutica, resíduos do setor agrícola e pecuarista (CREMONEZ *et al.*, 2021). Esse substrato deve apresentar uma elevada porcentagem de matéria biodegradável, bem como uma composição que inclui carboidratos, proteínas e lipídeos, sendo características importantes para se alcançar uma elevada produção de biogás.

De acordo com Kapdan e Kargi (2006), os substratos mais adequados para o processo de digestão anaeróbia são aqueles com uma boa concentração de glicose, sacarose e lactose. A degradação dos carboidratos no processo de digestão anaeróbica depende de algumas características como tamanho de sua cadeia química. Os substratos que apresentam altas concentrações de carboidratos sofrem o processo de degradação muito rápido durante a hidrólise, gerando ácidos graxos. Frequentemente, esses ácidos graxos são formados mais

rápidos do que são consumidos pelos micro-organismos, gerando instabilidade ao processo de digestão anaeróbica (KARLSSON *et al.*, 2014; CREMONEZ *et al.*, 2021).

Algumas vezes é necessário utilizar a co-digestão anaeróbica, ou seja, utilizar mais de um tipo de matéria orgânica. O objetivo geral da mistura de substratos é atingir um equilíbrio entre os nutrientes para assim melhorar a eficiência do processo aumentando a produção de biogás (MATA ALVAREZ *et al.*, 2014; COOK *et al.*, 2017; NESHAT *et al.*, 2017; SCARLAT; DALLEMAND, FAHL, 2018; SIDDIQUE; WAHID, 2018; BEDOÍĆ *et al.*, 2019). Particularmente, quando os resíduos alimentares são digeridos isoladamente, a inibição é provocada principalmente pela ineficiência do balanço de nutrientes devido à insuficiência de elementos traço (Zn, Fe, Mo, etc.), e ao excesso de macronutrientes (Na, K, etc.) e as relações C/N fora do intervalo ideal (CALLAGHAN *et al.*, 2002; ZHANG *et al.*, 2014). A composição do substrato é importante tanto para quantificação e qualidade do biogás, como para a manutenção dos micro-organismos.

3.4.6.1 SUBSTÂNCIAS PREJUDICIAIS – TÓXICAS

Há a necessidade de ficar atento ao material que será utilizado no biodigestor, pois o mesmo não pode ter excesso de nutrientes, bactericidas, desinfetantes fortes, combustíveis derivados de petróleo entre outros que podem contaminar a matéria orgânica, e consequentemente ser letal para os micro-organismos que participam da produção do biogás (FILHO, 1981; BARRERA, 2003). Por esse motivo, não se recomenda a utilização de água de lavagem das dependências de frigoríficos ou abatedouros, e de lavagem de veículos, em biodigestores, pois apresenta uma carga elevada de desinfetantes, detergentes e derivados do petróleo.

As substâncias que inibem a produção de biogás podem ser diferenciadas em dois tipos; são as que entram no biodigestor juntamente com a adição do substrato ou inóculo, e as que são produzidas durante o processo de digestão anaeróbica. Essa inibição depende da concentração, da composição da substância e da resistência das bactérias (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008).

Os sulfetos produzidos pelas bactérias sulfatorredutoras são tóxicas para os micro-organismos metanogênicos, os níveis de sulfetos que inibem variam de 100 a 800 mg/L de S₂-/L (SANT'ANNA *et al.*, 2010). A toxicidade provocada por sais está comumente relacionada ao seu cátion. Se a concentração de algum cátion estiver inibindo o processo, é

possível diminuí-lo, acrescentando íons opostos, sendo comum o uso de sais de cloreto (CHERNICHARO *et al.*, 1997).

O nitrogênio amoniacal pode estar presente na digestão anaeróbia na forma de íon NH_4^+ mais tóxica, ou livre NH_3 menos tóxica. Se a amônia estiver presente no sistema em elevadas concentrações acontece a inibição no crescimento das bactérias metanogênicas (SANT'ANNA *et al.*, 2010). A Tabela 1 apresenta alguns dos principais inibidores da digestão anaeróbica.

Tabela 1. Inibidores do processo de digestão anaeróbia e concentrações prejudiciais.

inibidor	Concentração inibitória (mg/L)
Oxigênio	> 0,1
Sulfeto de hidrogênio	> 50
Ácidos graxos voláteis totais	>2000
Amônia livre	>200
Metais pesados	Cu > 70; Zn > 200; Cr > 100; Ni > 10
Íons metálicos	Ca^{2+} > 2500; Mg^{2+} > 400; Na^+ > 8000

Fonte: Fachagenur, 2010; Chen *et al.* 2008.

Outras substâncias inorgânicas mesmo em baixas concentrações, também são consideradas altamente prejudiciais ao processo de digestão anaeróbica, como zinco, cromo, níquel, cromatos, arsênio, cobre e cianeto, (CHERNICHARO *et al.*, 1997).

3.4.6.2 QUANTIDADE DE MATERIA SÓLIDA TOTAL

Com relação à quantidade de matéria seca para que a geração de metano aconteça de maneira eficiente, é necessário que a concentração de matéria seca esteja entre 7% e 9%, ou seja, a cada 100 litros do substrato deve conter uma média de 8,0 kg de matéria seca, em biodigestores contínuos (MAZZUCCHI, 1980; FILHO, 1981). E para biodigestores em batelada a concentração pode atingir 15% a 40% de matéria seca, isto é, para 100 litros de biomassa usa-se 15 a 40 kg de matéria sólida (MAZZUCCHI, 1980; DE OLIVEIRA PARANHOS, 2019).

3.4.6.3 COMPOSIÇÃO DO RESÍDUO – NUTRIENTES

Os micro-organismos responsáveis pela digestão anaeróbica precisam de macronutrientes como carbono, nitrogênio, potássio, fósforo e enxofre, e micronutrientes

minerais, vitaminas e aminoácidos que são fundamentais para o desenvolvimento dessas bactérias, por isso é de grande importância saber a composição química e o tipo de biomassa que será utilizada (CREMONEZ *et al.*, 2021).

A relação específica entre carbono e nitrogênio deve estar no intervalo de 20-35:1 (ABBASI *et al.*, 2012; CREMONEZ *et al.*, 2021). De outra forma, a proporção C: N: P: S deve ser 500-1000: 15-20: 5: 3. Deve conter elementos traço como Fe, Co, Ni, Se, W e Mg que também são necessários em concentrações mínimas (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008; KONDUSAMY *et al.*, 2014).

3.5 BIOFERTILIZANTE

Posteriormente a realização do processo de biodigestão, o resíduo gerado pelo biodigestor sai na forma de biofertilizante, pois é rico em nutrientes (RORATTO *et al.*, 2014). Os efluentes da biodigestão normalmente possuem alto teor de nitrogênio (N), potássio (K), fosfato (P) e outros nutrientes em consequência da perda de carbono (C) (ARRUDA *et al.*, 2002; TALLOU *et al.*, 2020). Além do mais, apresenta baixa relação C/N, o que atribui características que proporciona sua utilidade como biofertilizante.

O biofertilizante apresenta uma composição média de nitrogênio que varia de 1,5 a 4,0%, de fósforo de 1,0 a 5,0% e de potássio de 0,5 a 3,0%, além de possuir vários micronutrientes como cálcio, enxofre, magnésio, boro, ferro, cobre, manganês, zinco e molibdênio, o que possibilita sua utilização como complemento ou uma alternativa de substituir os adubos nitrogenados químicos (PARCHEN, 1979.; FILHO, 1981; SOUZA; PEIXOTO; TOLEDO, 1995; TALLOU *et al.*, 2020). Além de apresentar uma faixa de pH que varia de 7,0 a 8,0, comumente em torno de 7,5, suavemente alcalino, proporcionando o crescimento de micro-organismos da microbiota terrestre, permitindo a restauração do solo e levando ao equilíbrio do pH (SOUZA; PEIXOTO; TOLEDO, 1995; BARRERA, 2003).

Fornecendo macro e micronutrientes fundamentais para o desenvolvimento de agriculturas, revitalização de solos e proporcionando o controle de pragas, garantindo um custo economicamente mais barato e ambientalmente adequado, pois diminuem a matéria orgânica que seria descartada no ecossistema (ORRICO *et al.*, 2015). No entanto, cabe destacar que o teor de nutriente presente no biofertilizante é dependente da matéria orgânica utilizada no biodigestor (KARLSSON *et al.*, 2014; TÁPPARO *et al.*, 2020). Podendo

substituir com vantagens os fertilizantes químicos inclusivamente quando utilizado direto no solo, melhorando significativamente as características físicas, químicas e biológicas desse (KRETZER *et al.*, 2015). E de acordo com Karlsson *et al.* (2014), a utilização de biofertilizante tem proporcionado rendimentos muito próximos aos obtidos com aplicação de adubos químicos.

O ministério da agricultura, em concordância com o Decreto nº 86955 de 18 de fevereiro de 1982, determina o biofertilizante como: “produto que contém princípio ativo ou agente capaz de atuar direta ou indiretamente sobre o todo ou parte das plantas cultivadas, elevando sua produtividade”. Em 2004, foi sancionado o Decreto nº 4954 de 14/01 que regulamenta a Lei nº 6894, de 16/12/80, onde estabelece que os fertilizantes orgânicos são: “produtos de natureza fundamentalmente orgânica, obtidos por processo físico, químico, físico-químico ou bioquímico, natural ou controlado, a partir de matérias-primas de origem industrial, urbana ou rural, vegetal ou animal, enriquecido ou não de nutrientes minerais” (BRASIL, 2004). E de acordo com a Ricci (2004), o biofertilizante é produzido em biodigestor por fermentação anaeróbica de matérias orgânicas de vários tipos e origens, sendo uma importante fonte de macro e micronutrientes, possuem substâncias com capacidade de agir como defensivos naturais se aplicado regularmente via foliar.

Assim como na agricultura, os principais insumos necessários para o cultivo das microalgas são luz solar, água, CO₂ e nutrientes, por exemplo, fontes de carbono, nitrogênio (N) e fósforo (P), pois ambas culturas são constituídas de organismos fotossintetizantes. No entanto, a principal desvantagem para a produção de microalgas é o alto custo do cultivo. Aproximadamente 80% dos custos médios totais foram para o cultivo de microalgas devido ao enorme consumo de nutrientes e água (Li *et al.*, 2007). A elaboração de meios de culturas para microalgas baseados em diversos resíduos como efluentes provenientes de atividades agropecuárias, criação e abate de bovinos, suínos e aves se apresenta como uma saída eficiente para diminuir os custos de produção de microalgas por meio da biotransformação desses resíduos (BARONE *et al.*, 2019). No entanto, com a utilização desses efluentes para a formulação do meio de cultivo o custo é mínimo, sendo a maior despesa com a logística e transporte dos resíduos até os locais de produção (MIYAWAKI, 2014).

3.6 SUINOCULTURA BRASILEIRA

No mundo a fonte de proteína animal mais consumida é a carne suína, por apresentar sabor marcante e diferenciado. Para que o Brasil consiga abastecer as mesas brasileiras e ainda exportar para os demais continentes, possui uma cadeia produtiva capacitada e focada na qualidade da carne (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA, 2021).

A cadeia produtiva da suinocultura é referência por contar com o produtor de grãos e as fábricas de rações, os transportadores, os abatedouros e frigoríficos até o setor de equipamentos, medicamentos, distribuição e o consumidor final. Além do apoio da pesquisa, que age em todos os setores da cadeia, dando apoio desde o produtor a agroindústria na busca de repostas e procedimentos para assegurar uma carne de qualidade, obedecendo aos regulamentos de produção, higiene e fiscalização determinadas pelo Governo (EMBRAPA, 2021).

O Brasil atualmente é o quarto maior produtor e exportador de carne suína do mundo, como apresentado na Figura 5. Essa média mundial mostra o expressivo desempenho brasileiro, e essa atuação está apoiada em transformações organizacionais e no contínuo desenvolvimento tecnológico. Dentre os estados brasileiros que mais produzem carne suína estão: Santa Catarina, Paraná, Rio Grande Sul, Minas Gerais e Mato Grosso.

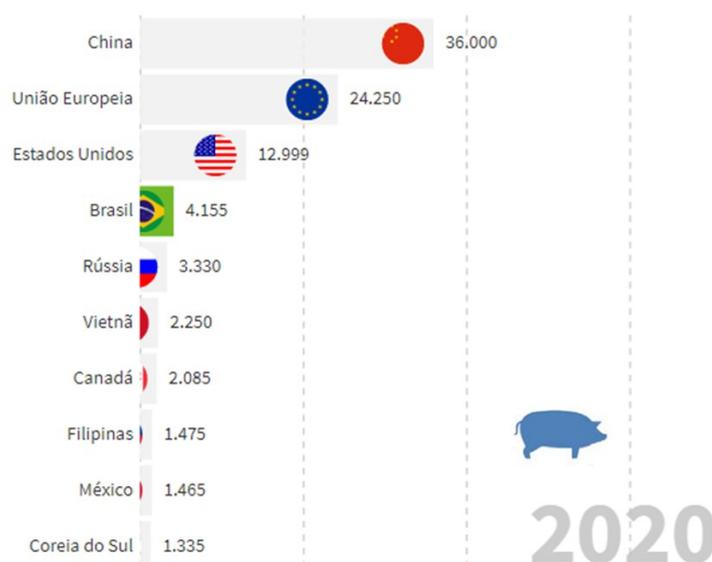


Figura 5. Produção de carne suína no mercado internacional em milhares de toneladas, 2020. Fonte: EMBRAPA, 2021.

Segundo a série histórica da produção de carne suína no Brasil de 1997 até 2020 apresentada trimestralmente, o terceiro trimestre de 2020 bateu um novo recorde na produção de carne suína no Brasil produzindo um total de mais de um bilhão (1.169.798.897) em quilogramas (IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), como mostrado na Figura 6.



Figura 6. Peso total das carcaças dos suínos abatidos em quilogramas por trimestre, do 1º trimestre 1997 - 2º trimestre 2020. Fonte: IBGE, 2021.

A Exportação de carne suína brasileira (*in natura* e processada) bateu recorde em 2020, segundo a Associação Brasileira de Proteína Animal (ABPA). Em 2018 foram embarcadas 750,3 mil toneladas. E em 2019 foram embarcadas 646 mil toneladas apresentando um saldo superior de 16,2% em relação a 2018. Só em dezembro foram exportadas 76 mil toneladas, sendo 35,1% maior do que ao mesmo período de 2018, com 56,2 mil toneladas, foi a maior exportação mensal já registrada na história da suinocultura. O grande fator que vem impulsionando o aumento da exportação no Brasil foram os focos de peste suína africana na Ásia. A china assumiu o primeiro lugar nas importações já no primeiro mês de 2019, com uma importação de 248,8 mil toneladas, superando o total embarcado em 2018 em 61%. Essa crise sanitária na Ásia reconfigurou a comercialização internacional de carne suína, sendo um dos fatores que beneficiou o aumento das vendas brasileiras no ano 2020, contudo esse crescimento nas vendas não só ocorreu na Ásia, mas em outras regiões importadoras como a América do Sul, segundo a ABPA.

De acordo com Budiño *et al.* (2000), a produção de carne suína para o setor rural é uma importante fonte de renda, promovendo benefícios econômicos e sociais. Entretanto, a criação de suínos é considerada causadora de vários impactos ambientais, sendo muito

preocupante para regiões que apresentam uma maior quantidade de granjas e/ou acidentes geográficos, pois o descarte inapropriado desses dejetos no solo, rios e lagos, estão provocando desconforto e doenças à população, além dos impactos ambientais, como a poluição do solo e dos corpos hídricos pela saturação dos componentes químicos dos dejetos.

3.7 AVINICULTURA BRASILEIRA

O alimento mais presente na dieta do brasileiro é a carne de frango devido a qualidade nutricional, acesso, custo e facilidade na preparação, fornecendo uma boa nutrição. Cada brasileiro consome em média por ano 43 kg de carne, *in natura* e processado. A cadeia produtiva de frangos de corte segue o mesmo padrão da suinocultura, e a eficiência dessa cadeia produtiva é que tem possibilitado ao Brasil ser um dos maiores produtores mundiais, atualmente é o terceiro (como apresentado na Figura 7), porém até recentemente já foi o segundo maior produtor, e o primeiro exportador de carne de frango, exportando para mais de 150 países, por causa da segurança e qualidade alimentar da carne brasileira e à sua produção eficiente (EMBRAPA, 2021).

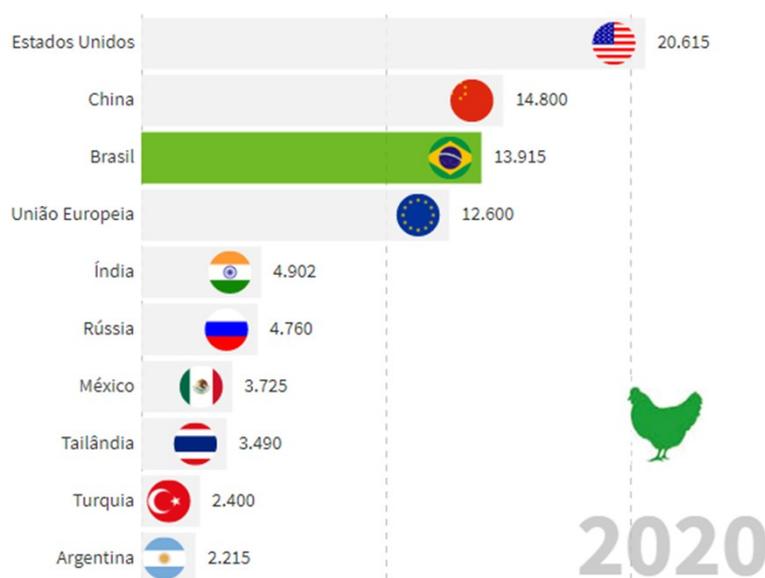


Figura 7. Produção de carne de frango no mercado internacional em milhares de toneladas, 2020. Fonte: EMBRAPA, 2021.

Atualmente a produção de corte de frango é envolvida de tecnologias. Os aviários são equipados com aparelhos responsáveis pela manutenção do ambiente controlado. As empresas de genética e laboratórios, assim como as fábricas de rações, procuram melhorar e aprimorar continuamente as linhagens de frango para se obter um elevado desempenho na produção, garantindo saúde, conforto e um valor competitivo com outras proteínas animais, e buscando uma produção sustentável. Os frangos apresentam crescimento muito rápido devido a sua alta eficiência em converter ração em carne, proveniente de vários anos de pesquisa e desenvolvimento da ciência avícola no Brasil. Essas pesquisas com genética, nutrição, doenças e aperfeiçoamento das granjas garantem ganhos contínuos na produção e eficiência (EMBRAPA, 2020).

De acordo com a pesquisa trimestral realizada pelo IBGE a produção de frango de corte no terceiro trimestre de 2020 foi de 3.477.537.599 quilogramas, apresentando uma produção próxima aos dois últimos anos. Como podemos observar na Figura 8, que traz a série histórica da produção de frango do primeiro trimestre de 1997 até o terceiro trimestre de 2020. Os maiores produtores de carne de ave no Brasil são: Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul, São Paulo, Minas Gerais e Goiás, respectivamente.

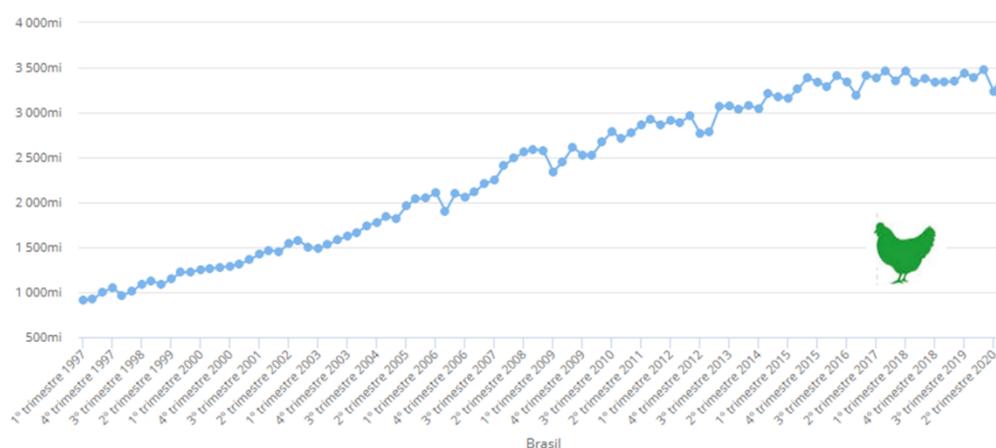


Figura 8. Peso total dos frangos abatidos no trimestre (Quilogramas), 1º trimestre 1997 - 3º trimestre 2019. Fonte: IBGE, 2021.

O Brasil terminou o ano de 2019 com um aumento de 2,8% nas exportações de carne de frango em comparação com o ano anterior, com um número de embarques de 4,212 milhões de toneladas, segundo a ABPA. Esse aumento na exportação de carne de frango também trouxe aumento na receita atingindo 6,994 bilhões de dólares alta de 6,4% na

comparação anual. Mesmo com esse aumento na exportação em 2019, o Brasil não atingiu o recorde histórico registrado em 2016, com um total de 4,384 milhões de toneladas exportadas (ABPA). A China em 2019 passou a ser o principal cliente do Brasil em carne de frango, importando um total de 585,3 mil toneladas, volume 34% maior que o de 2018, segundo a ABPA. Esse aumento também foi influenciado pela crise sanitária que afetou a suinocultura, sendo o maior volume anual de carne de frango exportado para a China a partir da abertura do mercado 2009 (ABPA).

3.8 AGRICULTURA FAMILIAR NO BRASIL

A agricultura familiar no Brasil é regida pela Lei N° 11.326, de julho de 2006, que estabelece as diretrizes para a formulação da Política Nacional da Agricultura Familiar e Empreendimentos Familiares Rurais. E atualmente pelo Decreto N° 9.064, de 31 de maio de 2017, que dispõe sobre a Unidade Familiar de Produção Agrária, instituindo o Cadastro Nacional da Agricultura Familiar e regulamentada pela legislação vigente. Dessa forma a agricultura familiar é caracterizada por práticas de atividades rurais, que utiliza como mão de obra a própria família, os produtores rurais tem que possuir uma área de até quatro módulos fiscais (apresenta diferentes dimensões por estado), e suas rendas estão diretamente ligadas ao gerenciamento da propriedade e do empreendimento gerado pela própria família. O INCRA (Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária) é o órgão responsável pela unidade de medida determinada em hectares para um módulo fiscal em cada município que vai depender do tipo de explorações existentes de terra, que garanta renda dentro da propriedade familiar.

O setor da agricultura familiar se destaca pelo cultivo de arroz, feijão, soja, trigo, milho, mandioca, café, banana, abacaxi, açaí, alface e pimentão, e na pecuária, com a produção de leite de vaca, de ovos, cortes bovinos, suínos e de aves entre outros produtos, sendo responsável por uma parcela significativa de alimentos para os brasileiros, de acordo com o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2021).

Esse setor é constituído por pequenos produtores, comunidades quilombolas, povos indígenas, assentamentos de reforma agrária e outros povos. Segundo os dados do Censo Agropecuário 2017 (IBGE), revelam que 77% dos 5,073 milhões de estabelecimentos rurais

do Brasil foram classificados como agricultura familiar, correspondendo a cerca de 3,9 milhões de estabelecimentos.

No campo, em termos de produção a agricultura familiar (AF) foi responsável por 107 bilhões de reais correspondendo a 23% do total referente ao Valor Bruto da Produção do Brasil em 2017, gerando em torno de 10,1 milhões de empregos, com 67% do total da atividade agropecuária, e a agricultura não familiar (ANF) gerou 355,9 bilhões de reais (77% do total).

A agricultura familiar é composta em sua maioria por homens correspondendo a 81%, e 19% por mulheres. A faixa etária varia um pouco, com predominância de agricultores com 45 e 54 anos, e pouco mais de 5% deles terminaram o ensino superior. Esses produtores ocupam uma área de 80,9 milhões de hectares de todas as propriedades agropecuárias do país representando 23% da área total. As maiores proporções de áreas ocupadas pela agricultura familiar estão nos estados de Pernambuco, Ceará e Acre, já os estados do Centro-Oeste e São Paulo têm as menores áreas, de acordo com o censo agropecuário 2017 do IBGE, como mostra a Figura 9.

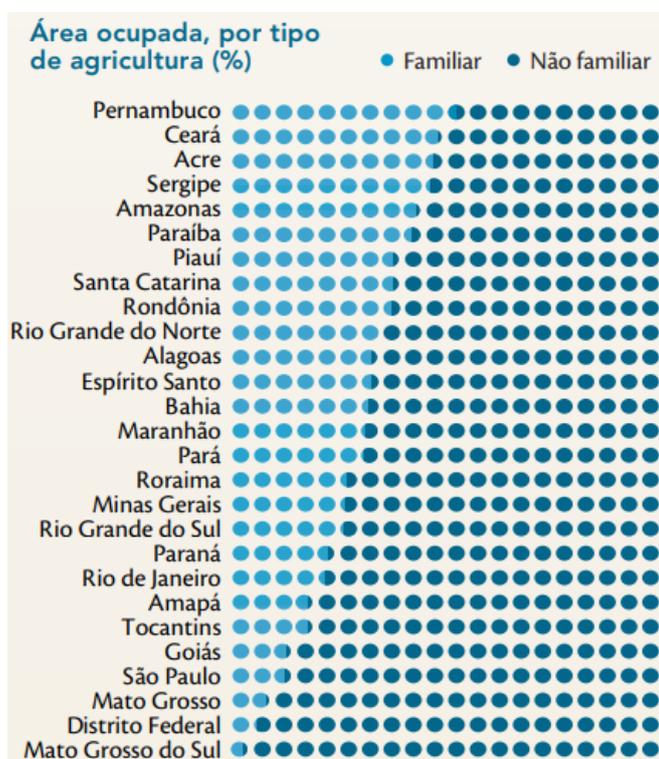


Figura 9. Área ocupada por agricultura familiar e não familiar no Brasil (Fonte IBGE, 2021).

A agricultura familiar tem grande participação na produção nacional de alguns produtos agrícolas como: açaí 78,7%, pimentão 70,8%, mandioca 69,6%, alface 64,4%, banana 48,5%, café em grão 37,8%, feijão 23,1%, trigo 18,4%, milho em grão 12,5%, ovos 12,4%, arroz em casca 10,9%, soja 9,3%. (Esses valores em porcentagem correspondem a parcela de 100% da produção total gerada pela agricultura familiar e não familiar) Quanto a pecuária os números mostram que a produção de caprinos foi de 70,2%, de suínos 51,4%, de aves 45,5%, de bovinos 31% e 64,2% de leite de vaca, segundo os dados do Censo Agropecuário de 2017. Esses dados mostram a importância desse setor no fornecimento de alimentos para a população e na economia brasileira.

Na Paraíba, a agricultura familiar, segundo o censo agropecuário 2017, apresentou um número de estabelecimento de 125.489 do total de 163.218 estabelecimentos agropecuários, além de uma área em hectares de 2.182.294 do total de 3.424.540, e um valor bruto da produção em reais de 1.226.866 do total de 2.324.166, gerando emprego para 389.326 pessoas (maioria familiares) do total de 424.116 empregos criados pela agropecuária estadual.

A agricultura familiar na pecuária suína, foi responsável pelo maior número de estabelecimentos na produção de suínos na Paraíba, com 24024 (número de suínos por cabeça 113936) do total de 30468 (número de suínos por cabeça 153333), e 6444 (número de suínos por cabeça 39397) da ANF. Atingindo um total de 40567000 reais, onde 31335000 reais é da AF e 9231000 da ANF. Outro setor importante da pecuária é a produção de aves, com um número de estabelecimentos agropecuários com galinhas, galos, frangos e pintos de 99545 (número de aves por cabeça 12085000), sendo 78074 (número de aves por cabeça 4276000) AF e 21471 (número de aves por cabeça 64689000) ANF. Valor total da venda de aves por cabeça 113916000 reais, sendo 49227000 reais da AF e 64689000 reais da ANF. E o valor total da venda dos ovos foi de 81228000 reais, onde 14699000 reais da AF e 66529000 reais da ANF. O número de estabelecimentos agropecuários com produtos vegetais na Paraíba foi de 41581, a AF foi responsável pela maioria com 33196 e a ANF com 8385, atingindo um valor de 814404000 reais, sendo 265312000 reais da AF e 549086000 reais da ANF (IBGE – Censo agropecuário 2017 – SIDRA). Isso mostra a grande importância da agricultura familiar no estado da Paraíba, assim como nos demais estados.

3.9 MICROALGAS

As microalgas são microrganismos autotróficos que assim como as plantas realizam fotossíntese através da clorofila e outros pigmentos para se desenvolverem. Por serem unicelulares apresentam rápido crescimento e conversão de energia luminosa em energia química (HARUN *et al.*, 2010). Podendo ser procarióticas, que são as cianobactérias (algas azul-esverdeadas), e eucarióticas, clorófitas que são as algas verdes, rodófitas (algas vermelhas), e cromófitas, todas as outras algas (LI *et al.*, 2008; MOBIN; ALAM, 2017). As microalgas são amplamente estudadas por apresentarem grandes potenciais de aplicações na indústria de alimentos, farmacêutica e na produção de biodiesel, devido ao seu elevado teor de lipídeos (MULITERNO *et al.*, 2005; YAP *et al.*, 2021).

O uso de microalgas por seres humanos começou com os chineses há mais de 2.000 anos, que utilizavam biomassa de *Nostoc* como fonte de alimento (SPOLAORE *et al.*, 2006). No entanto, o cultivo comercial de microalgas em larga escala só começou nos anos 60 no Japão com a cultura de *Chlorella*, seguida nos anos 70-90 pelo cultivo de *Spirulina* no México, Estados Unidos e China, onde essas microalgas eram utilizadas como alimento (BOROWITZKA, 1999). Segundo Borowitzka (1999), a microalga *Dunaliella salina* era cultivada para extração de β -caroteno, *Haematococcus pluvialis* para extração de astaxantina e diversas outras espécies de microalgas eram utilizadas como ração na aquicultura.

O processo fotossintético realizado pelas microalgas é o sistema mais eficiente de conversão de energia solar em compostos orgânicos (VONSHAK, 1997; ZHANG *et al.*, 2019). Esses microrganismos fotossintéticos utilizam o CO₂ para realizar a fotossíntese podendo ser empregados na biofixação de CO₂ (MORAIS; COSTA, 2007) assim como no tratamento de efluentes (MATA *et al.*, 2012; RAZZAK *et al.*, 2017; HUSSAIN *et al.*, 2021). Os biocombustíveis de microalgas (terceira geração) (HUSSAIN, 2021), apresenta com vantagens não provocar o desmatamento, consumir menos água que outras culturas, podem utilizar água salobra, alcalina e residual, em relação aos combustíveis de primeira e segunda geração. Além do mais, sua produção não concorre com áreas que poderiam ser usadas para a produção de alimentos, pois podem ser cultivadas em terras não aráveis e em pequenos espaços (COSTA; MORAIS, 2011).

Determinadas espécies de microalgas apresentam elevada tolerância às altas concentrações de CO₂, a exemplo da *Chlorella sp.*, *Chlorococcum sp.*, *Scenedesmus sp.* E *Nannochloropsis sp.* A maioria das espécies de microalgas estudadas com variadas

concentrações de CO₂, demonstraram limites de tolerância que está entre 0,038-10% (v/v) (CHIU *et al.*, 2008).

No panorama da produção de microalgas, tem se tornado cada vez mais crescente as pesquisas voltadas para a utilização de meios alternativos com a utilização de efluentes residuários, sendo uma alternativa promissora que pode reduzir custos de produção, operação e de infraestrutura, garantindo além da produção de biomassa a fitorremediação dos efluentes (CANTRELL *et al.*, 2008; CAI *et al.*, 2013; HU *et al.*, 2012; MEDEIROS *et al.*, 2015; CHIU *et al.*, 2015; HUSSAIN, 2021). Atualmente as microalgas são cultivadas por vários países como Austrália, Estados Unidos da América, Tailândia, Taiwan e México, para tratar efluentes (ABDEL-RAOUF *et al.*, 2012).

A biomassa é considerada uma das principais fontes de produção de energias renováveis para diversificar a matriz energética, pois tem um grande potencial de desenvolvimento. A utilização de fontes de energias renováveis promove redução do uso de combustíveis fósseis e a mitigação de gases do efeito estufa (YUPING *et al.*, 2021). O Brasil tem um enorme potencial para produção de biomassas, porque desfruta de condições climáticas apropriadas, permitindo analisar as possibilidades de geração de energias provenientes das biomassas (NETO *et al.*, 2010).

4 4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 CONSTRUÇÃO DOS BIODIGESTORES

O desenvolvimento dos protótipos de biodigestores anaeróbicos caseiros (Biosistema A) de baixo custo foi realizado no ambiente externo próximo ao Laboratório de Ambientes Recifais e Biotecnologia com Microalgas (LARBIM) no Centro de Ciências Exatas e da Natureza (CCEN-UFPB). Para a construção dos três protótipos de biodigestores utilizaram-se seis bombonas recicláveis, com capacidades para: 150 litros (duas); 200 litros (duas); 240 litros (duas), além de outros materiais de encanação de água, de esgoto e de gás (Tabela 2).

Tabela 2. Materiais utilizados para a construção dos biodigestores anaeróbicos caseiros.

Material	Especificações	Unidades	3 Biodigestores
Adaptador soldável	20 mm	1	3
Fita veda rosca	18 mm com 10 m	1	1
Espigão macho	20 mm - 1/8	6	6
Engate flexível	½ x 40 cm	2	2
Mangueira amarela	1/8	5 m	5 m
Tubo de PVC	32 mm	1 m	2 m
Tubo de PVC	20 mm	1 m	2 m
Registro de esfera	32 mm	1	3
Joelho de 90°	32 mm	3	3
Adaptador com flange	32 mm	1	3
Cola adesivo PVC	75 g	1	1
Bombona plástica	150 l	3	3
Bombona plástica	200 l	3	3
Bombona plástica	240 l	3	3
Garrafas de água	5 l	3	3
Registro de gás de Baixa pressão	3/8 NPT x 3/8 terminal	3	3

As bombonas foram adaptadas para funcionar como biodigestores anaeróbicos, apresentando: carga de entrada da matéria orgânica, por onde é feito o abastecimento do biodigestor (Figura 10A); câmara de fermentação ou biodigestão, onde é armazenada a matéria orgânica e ocorre a digestão anaeróbica (Figura 10B); gasômetro ou campânula, compartimento onde é armazenado o biogás (Figura 10C); e a carga de saída do efluente, biofertilizante (Figura 10D), configurando assim um biodigestor.

Os biodigestores caseiros são adaptados do modelo indiano (Figura 1), uma vez que apresenta um gasômetro móvel, como mostrado na Figura 10. Além da construção de mais dois biodigestores que foram utilizados apenas para gerar biofertilizante, para serem utilizados nos testes de cultivo de microalgas.



Figura 10. Biodigestores caseiros adaptados do modelo indiano utilizados na pesquisa. Fonte: LIRA, E. B., 2020.

Os biodigestores apresentam dois recipientes (filtros) que servem para purificação do biogás, ambos ficam entre a câmara de fermentação e o gasômetro: um recipiente contém limalhas de ferro para a remoção do gás sulfídrico (Figura 11A), esse reage com o óxido de ferro formando o sulfeto. Sendo um sistema simples, eficiente e de fácil implantação servindo para remoção total do gás sulfídrico presente no biogás (BEDUSCHI *et al.*, 1985; ANEROUSIS; WHITMAN, 1985). E o segundo recipiente é um garrafão de água de cinco litros que contém quatro litros de água com uma solução de hidróxido de sódio com pH 14 (Figura 11B) que é utilizado para remover tanto CO₂ quanto outros gases. Dessa forma o biogás passa a ter um maior poder calorífico quando submetido a algum tratamento que elimine as impurezas e substâncias com características corrosivas, como o gás sulfídrico, a água e o CO₂ (RORATTO *et al.*, 2014). O sistema (sem o hidróxido de sódio) também é utilizado antes do biogás chegar a algum equipamento para ser usado, servindo como proteção, para evitar o refluxo da chama evitando assim uma provável explosão do gasômetro.



Figura 11. Imagens dos sistemas de purificação de biogás dos biodigestores.
Fonte: LIRA, E. B., 2020.

4.2 RESÍDUOS UTILIZADOS PARA ABASTECER OS BIODIGESTORES

Os esterco utilizados para a realização desta pesquisa foram doados por um criadouro de porcos e por um abatedouro de aves. O criadouro de porcos está localizado no bairro do Cuiá, João Pessoa- PB, esses animais são alimentados com restos de vegetais coletados na CEASA (Central Estadual de Abastecimento, destinadas a melhor comercialização e distribuição de produtos hortifrutigranjeiros), tripas de galinhas e restos de comidas de restaurantes e residências.

O abatedouro de aves está localizado no centro da cidade de Santa Rita-PB, o material de aves utilizado para a biodigestão é a cama de frango, ou seja, é um material composto principalmente por serragem, fezes, urina, penas e restos de ração que se misturam, formando um produto de origem animal (POKRANT *et al.*, 2021). Além dos esterco foram utilizados restos agrícolas que foram coletados na feira ecológica da UFPB.

4.3 PRODUÇÃO DE BIOGÁS E BIOFERTILIZANTE

Para a produção de biogás foram utilizados três biodigestores abastecidos com esterco suíno (ES), esterco avícola (EA), além da mistura binária (ES e EA). Já para a produção de biofertilizante foram utilizados os três biodigestores da produção de biogás, além de dois biodigestores, um com EA + resíduos agrícolas (RA) e o outro com ES + RA. Os biodigestores foram alimentados com um volume de aproximadamente 240 litros cada, da seguinte maneira: o primeiro com 80 kg de ES e 160 litros de água (uma parte de dejetos e duas de água) – Biodigestor Suíno (BS); o segundo com 60 kg EA e 180 litros de água (uma parte de dejetos e três de água) – Biodigestor Avícola (BA), e o terceiro com 53 kg de ES e 106 L de água (70%), e 20 kg de EA e 60 L de água (30%) – Biodigestor Binário (BB). E os dois biodigestores que foram construídos apenas para produzir biofertilizante foram abastecidos: um com ES + RA, com a proporção de 30 kg ES para 60L de água (52%) + 20 kg RA para 60L de água (48%), volume total 170 L – Biodigestor suíno + resíduo agrícola (BS+RA); e outro com EA + RA, com a proporção de 20 kg EA para 60 L de água (50%) + 20 kg de RA para 60 L de água (50%), volume total 160 L – Biodigestor ave + resíduo agrícola (BA+RA). As diluições utilizadas para os esterco foram determinadas de acordo com o estabelecido por Lucas Júnior, Souza e Lopes (2006). O BA foi mantido por um tempo de retenção hidráulica (TRH) de 35 dias, o BS por um TRH de 38 dias, e para o BB o TRH foi de 60 dias. E os BA+R e BS+R passaram por um TRH de 40 dias (essas retenções variaram de acordo com a produção do biogás, ou seja, até cessar a produção).

A determinação do volume do biogás produzido por cada biodigestor foi realizada semanalmente mensurando o deslocamento vertical do gasômetro graduado e multiplicando por sua área da seção transversal interna ($0,236 \text{ m}^2$) durante o período de retenção hidráulica que variou entre os biodigestores. Em seguida os gasômetros eram esvaziados por um registro de controle de saída do biogás. Para maior precisão do volume do biogás produzido, foi feita a correção do volume de biogás para as condições de 1 atm. e 20 °C de acordo com a metodologia empregada por Matos *et al.* (2017). Dessa forma o biogás passa a apresentar comportamento próximo ao ideal devido ao fator de compressibilidade. Empregou-se a expressão resultante da combinação das leis de Boyle e Gay-Lussac, para corrigir o volume de biogás, pela equação:

$$(V_0P_0) / T_0 = (V_1P_1) / T_1 \quad (1)$$

Em que:

V_0 = volume de biogás corrigido, m^3 ;

P_0 = pressão corrigida do biogás, 10,322,72 mm de H_2O ;

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

V_1 = volume do gás no gasômetro;

P_1 = pressão do biogás no instante da leitura, 9.652,10 mm de H_2O ;

T_1 = temperatura do biogás, em Kelvin, no instante da leitura.

Durante a produção de biogás os biodigestores tiveram suas temperaturas monitoradas por um equipamento chamado HOBO que mede temperatura e intensidade luminosa (nesse caso não se obteve a intensidade, uma vez que o equipamento estava dentro do biodigestor onde não se tinha luz) (Figura 12.A), e também foi monitorado o potencial hidrogeniônico dos biodigestores utilizando um medidor de pH portátil (Figura 12.B), por que esses parâmetros são significativos na produção de biogás, podendo interferir positivamente ou negativamente.



Figura 12. Equipamentos utilizados para determinar a temperatura (HOBO) e o potencial hidrogeniônico (medidor de pH). Fonte: LIRA, E. B., 2020.

As análises de sólidos totais, sólidos fixos e voláteis foram determinadas de acordo com os métodos padrões sugeridos pela Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1999).

A composição do biogás foi determinada de acordo com o kit portátil desenvolvido por Kunz e Sulzbach (2007), pesquisadores da EMBRAPA Suínos e Aves (Figura 13). Esse kit permite determinar a concentração dos principais gases do biogás, como os gases metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), sulfídrico (H_2S) e amônia (NH_3), de forma prática e eficiente. Permitindo assim, através do método analítico colorimétrico e volumétrico: onde certo volume entra em contato com determinados reagentes, determinando as concentrações dos gases sulfídricos e amoníacos por meio da análise colorimétrica, e a concentração do CO_2 por análise volumétrica e a concentração de metano é determinada por diferença. E dessa forma através da composição monitorar a qualidade do biogás gerado.



Figura 13. Kit portátil para análise da composição do biogás. Fonte: LIRA, E. B., 2020.

Realizou se também o teste de queima do biogás gerado pelos biodigestores, para comprovar de forma simples a predominância do gás metano e sua qualidade dependendo da coloração da queima e, portanto, a possibilidade de utilização do mesmo como gás combustível (ZHANG *et al.*, 2021).

Os biofertilizantes gerados pela biodigestão anaeróbica apresentam alto teor de nitrogênio (N), fosfato (P), potássio (K) e demais nutrientes em consequência da perda de carbono (C) (ARRUDA *et al.*, 2002). E apresenta baixa relação C/N, conferindo características que possibilita seu uso como biofertilizante. Além disso, a eficiência do biofertilizante é maior devido ao alto grau de degradação da matéria orgânica e parcial solubilização de alguns nutrientes (ARRUDA *et al.*, 2002). A utilização desse biofertilizante

pode melhorar as características físicas, químicas e biológicas do solo, promovendo um desenvolvimento vegetativo adequado e viável aos produtores rurais (OLIVEIRA *et al.*, 2001; ARAÚJO *et al.*, 2007; SILVA *et al.*, 2012).

Sendo assim, os biofertilizantes gerados pelos biodigestores foram testados como meios alternativos em culturas de microalgas levando em considerações as características físico-químicas dos resíduos, essas características foram analisadas no Laboratório de referência em dessalinização (LABDES – UFCG/CCT/DEQ - Avenida Aprígio Veloso 882 Bodocongó, 581099-70 – C. Grande, PB.) para se ter conhecimento, principalmente das concentrações de NPK e outros compostos dos biofertilizantes utilizados. Os ensaios com os biofertilizantes foram feitos utilizando concentrações de 1% e 2% do volume total utilizado. E poderiam ser utilizadas outras concentrações de 4%, 6% ou até maiores dependendo dos resultados obtidos nos primeiros testes.

Os ensaios foram realizados em escala laboratorial, em balões de 0,25 L sobre condições controladas de temperatura ($25^{\circ} \pm 1^{\circ} \text{C}$) e fotoperíodo de 12 horas, com aeração constante (Compressor de ar eletromagnético Sunsun Aco-001 20L/min).

Os crescimentos das culturas foram acompanhados por fluorescência *in vivo* (em fluorômetro). A partir dos resultados obtidos, foram feitos ensaios em escala maior para a obtenção de uma concentração maior de biomassa algal, que foi utilizada para determinar as concentrações de proteína, lipídeo e carboidrato. E os crescimentos desses ensaios foram acompanhados por fluorescência *in vivo*, por contagem celular visando determinar a velocidade de crescimento, e também foi determinado o peso seco da biomassa produzida para determinar a produção da espécie de microalga utilizada.

4.4 CULTIVOS DE MICROALGAS

Foram selecionadas três cepas de algas unicelulares ricas em proteínas, uma vez que o trabalho visa o enriquecimento de ração animal. Foram as cepas: D173WC *Monoraphidium contortum*, D375WC *Golenkinia radiata*, e D359WC *Chlorella sp.* (cepas do banco de cultura do LARBIM/CCEN/UFPB).

Utilizou-se os biofertilizantes gerados por quatro biodigestores, os biofertilizantes do BS, BA, BA+RA e do BS+RA, utilizando duas concentrações, que foram 1 e 2% do volume total (%v/v) e suplementado com NPK para cultivar as microalgas, os meios sintetizados

foram esterilizados em autoclave durante 30 minutos à 120°C. além do meio químico (WC) como controle.

Os ensaios foram realizados em triplicata, para cada cepa utilizou-se 27 balões de 250 ml. Os crescimentos das culturas foram monitorados por fluorescência in vivo a cada 48 horas durante 12 dias, com aeração constante mantida por um Compressor Ar Aquário Boyu/jad Acq aco - 001 (25l/m). Nesse período observaram-se as seguintes fases de crescimento: a fase lag, que é uma fase de adaptação do microrganismo ao meio; a fase log ou exponencial, fase onde ocorre o crescimento/desenvolvimento significativo; e a fase estacionária, fase de estabilidade do crescimento, sendo a fase de colheita; e após essa fase temos a de decréscimo, ou seja, de morte dos microrganismos.

4.5 PURIFICAÇÃO DO BIOGÁS EM CULTIVO DE MICROALGAS

Parte do biogás produzido no biodigestor caseiro nesta pesquisa foi submetido a um processo biológico de purificação visando aumentar o seu poder calorífico através da redução do conteúdo de CO₂, para isso utilizou-se o cultivo da microalga *Chlorella sp*, que é uma espécie de microalga tolerante a elevadas concentrações de CO₂, e por ser uma microalga que cresceu no meio alternativo sintetizado com o biofertilizante de resíduo suíno também produzido nesta pesquisa.

O biogás gerado foi dessulfurizado, apresentando uma concentração mínima para poder ser adicionado ao cultivo das microalgas, o biogás foi injetado todos os dias até o término do cultivo. Foram realizadas análises volumétricas de CO₂ e CH₄ do biogás antes de serem injetados nas culturas e após passarem pela cultura para verificar se houve redução significativa do conteúdo de CO₂ e assim determinar o potencial de remoção de CO₂. Para isso, adicionou-se 60 L de biogás em 60 minutos (vazão de 1 L/min) no intervalo de 10 h às 12 h durante todo cultivo, o volume utilizado foi determinado pela produção de biogás dos biodigestores.

4.6 AVALIAÇÃO DOS CULTIVOS DE MICROALGAS COM ADIÇÃO DE CO₂

Para realizar os cultivos da microalga *Chlorella sp*. com adição de CO₂, utilizou-se quatro fotobiorreatores tubulares cilíndricos com capacidade útil de 15 L. Foram realizados quatro ensaios onde: o primeiro foi realizado utilizando meio WC aerado com ar ambiente (controle) para garantir a homogeneização do cultivo, e sem adição de biogás; o segundo

com meio WC aerado com ar ambiente e com adição de biogás (no intervalo de 10:00 às 12:00, sem aeração no momento a não ser a do próprio biogás); o terceiro utilizou meio alternativo suíno e aerado com ar ambiente sem adição de biogás; e o quarto com meio alternativo suíno e com adição de biogás. Adicionou-se 60 L de biogás em 60 minutos (1 l/min – 0,066 vvm) diariamente no intervalo de 10 h às 12 h, nos cultivos com adição de biogás. Esses experimentos foram monitorados por fluorescência *in vivo* em espectrofotômetro, por contagem celular em microscópio óptico com câmara de contagem celular Fuchs-Rhosenthal e o peso seco da biomassa foi determinado pelo método gravimétrico, para determinar o crescimento celular, a velocidade de crescimento, e a quantidade de biomassa produzida. Foram realizadas também análises de proteínas (método de LOWRY *et al.*, 1951, adaptado por DERNER *et al.*, 2006), carboidratos (método de KOCHERT, 1978, adaptado por DERNER *et al.*, 2006) e lipídeos (método gravimétrico de BLIGH; DYER, 1959) para analisar se a utilização do meio alternativo e do biogás influenciou nas suas composições.

4.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os resultados obtidos a partir das análises experimentais foram analisadas por meio de análise de variância (ANOVA), empregou-se o teste de Tukey $p \leq 0,05$ para determinar as diferenças significativas entre os dados encontrados. Utilizou-se o programa Software Statistica 7.

5 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 PRODUÇÃO DE BIOGÁS

A produção de biogás nos biodigestores construídos para esta pesquisa foi medida pelo deslocamento vertical do gasômetro graduado e multiplicando por sua área da seção transversal interna ($0,236 \text{ m}^2$) durante o período de retenção hidráulica que foi 35 dias para o BA, de 38 para o BS e de 56 dias para o BB. Esses tempos de retenções hidráulicas adotados foram determinados pela produção de biogás em cada biodigestor. O BS produziu mais biogás nas três primeiras semanas e nas seguintes, seu rendimento foi diminuindo, com

o maior pico de produção na terceira semana de 1,13 m³. O BA apresentou uma maior produção na primeira semana de 0,36 m³, e nas seguintes o seu rendimento foi decrescente. E o BB apresentou uma produção de biogás maior a partir da quarta semana, tendo uma maior produção de 0,81 m³ na sexta semana (Figura 14).

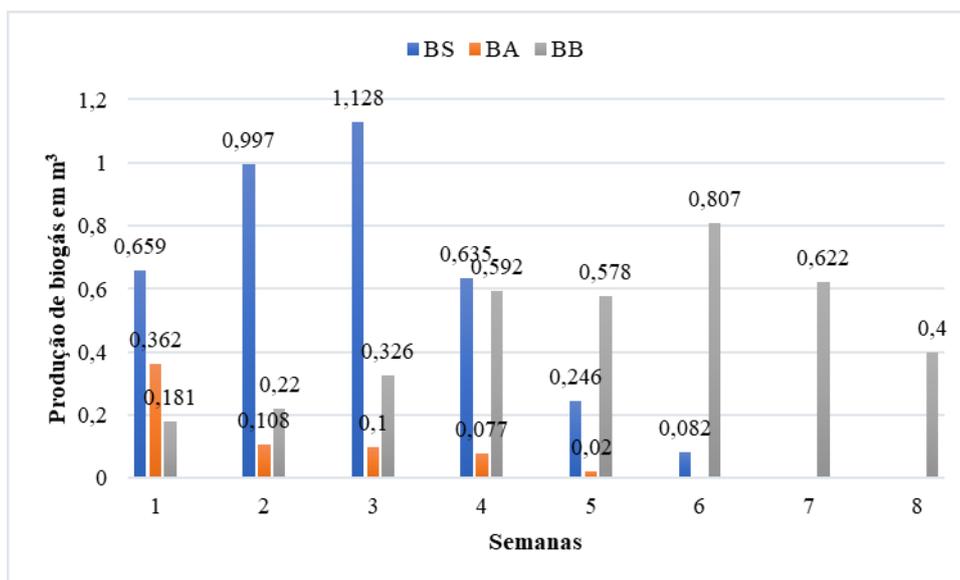


Figura 14. Produção semanal de biogás em m³ para os biodigestores com esterco suíno (BS), ave (BA), ave e suíno (BB).

Na Figura 15 está representada a produção acumulada de biogás em m³ para os três biodigestores culminando na produção final de cada biodigestor anaeróbico, onde a maior concentração de biogás por m³ de substrato, foi gerada pelo BS de 3,747 m³ utilizando 240 litros de substrato diluído (correspondendo a 15,61 m³ de biogás por m³ de substrato), seguida pelo BB de 3,726 m³ utilizando 240 litros de substrato diluído (correspondendo a 15,52 m³ de biogás por m³ de substrato) e a menor produção foi para o BA com 0,667 m³ utilizando 240 litros de substrato diluído (correspondendo a 2,78 m³ de biogás por m³ de substrato). O BS com relação à produção geral de biogás apresentou uma média diária de 0,099 m³ para o período de 38 dias, o BA teve uma produção média de 0,019 m³ para o período de 35, já o BB obteve uma produção média de 0,067 m³ no período de 56 dias.

Zhou J. *et al.* (2016), em sua pesquisa com esterco diluído, relataram que a maior produção cumulativa de biogás atingiu 16.607 mL em pH 7,0, e o rendimento diminuiu para 6916 e 9739 mL em pH 6,0 e 8,0, respectivamente. Convertendo a produção cumulativa de biogás obtida nesta pesquisa do BS (biodigestor com esterco suíno diluído) de 3,747 m³

(utilizando 240 litros de substrato diluído) para ml e comparando com o volume de trabalho da pesquisa de Zhou J. et al., (2016), que foi de 750 ml gerando 16.607 mL de biogás, foi obtido 11.709 ml em pH que variou de 7 a 7,5, mostrando que o valor do biogás alcançado está próximo do relatado, e comprovando que os valores de pH para a produção de biogás estão no intervalo de pH ideal.

Souza, Lucas Júnior e Ferreira, 2005, ao trabalhar com esterco suíno utilizando um volume de carga orgânica de 10 L obteve uma produção acumulada de biogás de 115,48 L ($0,1155 \text{ m}^3$) por um período de 29 dias, que corresponde a $11,55 \text{ m}^3$ de biogás por m^3 de substrato. De acordo com esses dados pode ser observado que neste trabalho, os valores correspondentes de m^3 de biogás por m^3 de substrato para o BS e BB foram de $15,61 \text{ m}^3$ e de $15,52 \text{ m}^3$, respectivamente, sendo superiores ao valor equivalente dos autores.

Entretanto, Santos (2004), utilizando um biodigestor modelo indiano abastecido com volume de 2.290 L, relatou uma produção acumulada de biogás de $11,4 \text{ m}^3$ de biogás em um período de 121 dias, resultando em produção de $4,98 \text{ m}^3$ de biogás por m^3 de substrato. Sendo um rendimento três vezes menor que o obtido nesta pesquisa tanto para o BS quanto para o BB. Esta diferença pode ter ocorrido devido a alguns fatores que interferem na produção de biogás como alimentação dos animais, composição química dos dejetos dos animais, tipo de biodigestor, temperatura, pH, dentre outros fatores. Porém, o principal fator que pode ter influenciado para essa baixa produção de biogás pode ter sido a falta da lâmina d'água no biodigestor utilizado, uma vez que parte da biomassa fica em contato com o ar, o que interfere negativamente na produção do biogás, além de parte do biogás produzido ser perdido por essa área que está em contato com o ar.

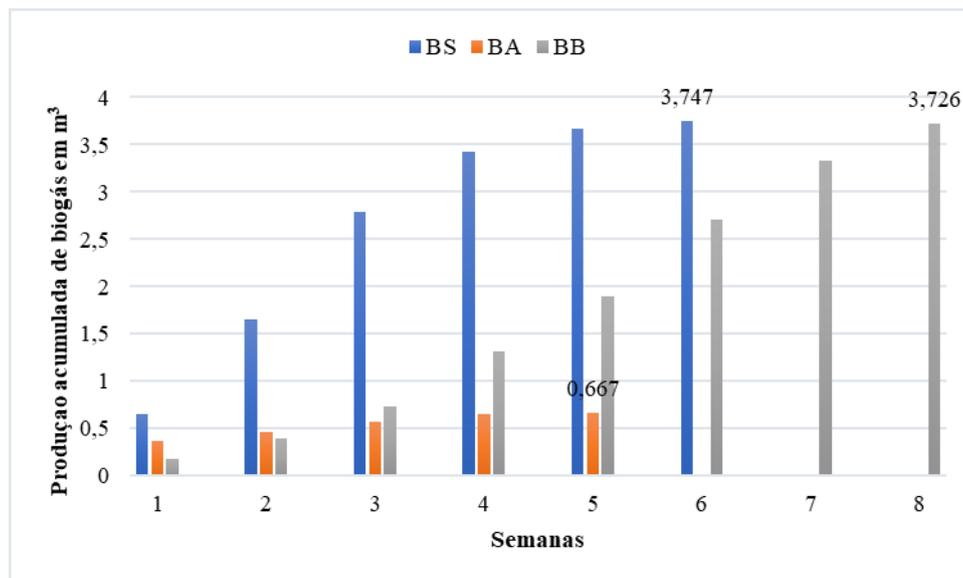


Figura 15. Produção acumulada de biogás em m³ para os biodigestores com esterco suíno (BS), ave (BA), ave e suíno (BB).

Os biodigestores anaeróbicos apresentaram temperatura máxima de 33,33°C (durante o dia) e mínima de 26,59°C (durante a noite), com uma temperatura média de 30,76°C (Desvio Padrão de 1,003), sendo condições mesofílicas, ou seja, que varia de 20°C a 45°C, como demonstrado na Figura 16. Segundo Lucas Junior *et al.* (2006), a temperatura ideal para a produção de biogás em um biodigestor é em torno de 30°C e 35°C. E de acordo com Castro e Cortez (1998), em experimento desenvolvido em laboratório com a utilização de biodigestor rural, modelo indiano, chegaram a uma temperatura adequada para produção de biogás de 31°C. Temperaturas na faixa mesofílica (32°C e 35°C) são consideradas ideais para atingir uma produção de metano mais estável e contínua (LIU *et al.*, 2018). Cao *et al.* (2020), obtiveram maior rendimento de metano em condições mesofílicas (20 e 37°C), onde o rendimento cumulativo de CH₄ foi de 448,11 L / kg VS abastecido, 475,59 L / kg VS abastecido e 17,34 L / kg VS abastecido a 20 °C, 37 °C e 55 °C, respectivamente. A 37 °C foi obtido o maior volume de metano que foi produzido em 40 dias, embora uma pequena quantidade de gás ainda estivesse sendo produzida depois disso. Dessa forma a temperatura alcançada nesta pesquisa se mostrou adequada para a produção do biogás e metano.

Nos biodigestores também foram feitas análises do potencial hidrogeniônico (pH), indicado na Tabela 3, onde se observou que para os BS e BB o pH variou de 7 a 7,5 e de 7 a 8, respectivamente. E para o BA o pH variou de 6,8 a 6. O que pode justificar a baixa produção de biogás, por interferir no processo de digestão anaeróbica, assim como na

concentração de metano em relação ao dióxido de carbono para o BA, por que as bactérias metanogênicas responsável pela produção de metano precisa estar entre um intervalo de pH de 6,8 a 7,4 (MAO *et al.*, 2015).

Zhou *et al.* (2016), estudando a produção de biogás com esterco suíno diluído relataram que a produção de biogás e o conteúdo de metano foram significativamente maiores em pH neutro 7,0 (16.607 mL, 51,81%) do que em pH 6,0 (6.916 mL, 42,9%) e 8,0 (9.739 mL, 35,6%). O pH ótimo dos metanogênicos acetoclásticos, grupo de organismos responsáveis pela maior produção de metano, varia de 6,6 a 7,3 (SIEGRIST *et al.*, 2002; CIOTOLA *et al.*, 2014). A metanogênese acetoclástica é fortemente inibida abaixo de pH 6,2; E por outro lado, acima de pH 7,4 pode ser inibido por amônia livre (SIEGRIST *et al.*, 2002).

Tabela 3. Valores do potencial de hidrogênio dos biodigestores durante o experimento.

	Potencial hidrogeniônico (pH)							
Semana	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a
BS	7	7,1	7,3	7,4	7,5	7,5	x	x
BA	6,8	6,4	6,4	6,2	6	x	x	x
BB	7	7,2	7,3	7,4	7,6	7,6	7,8	8

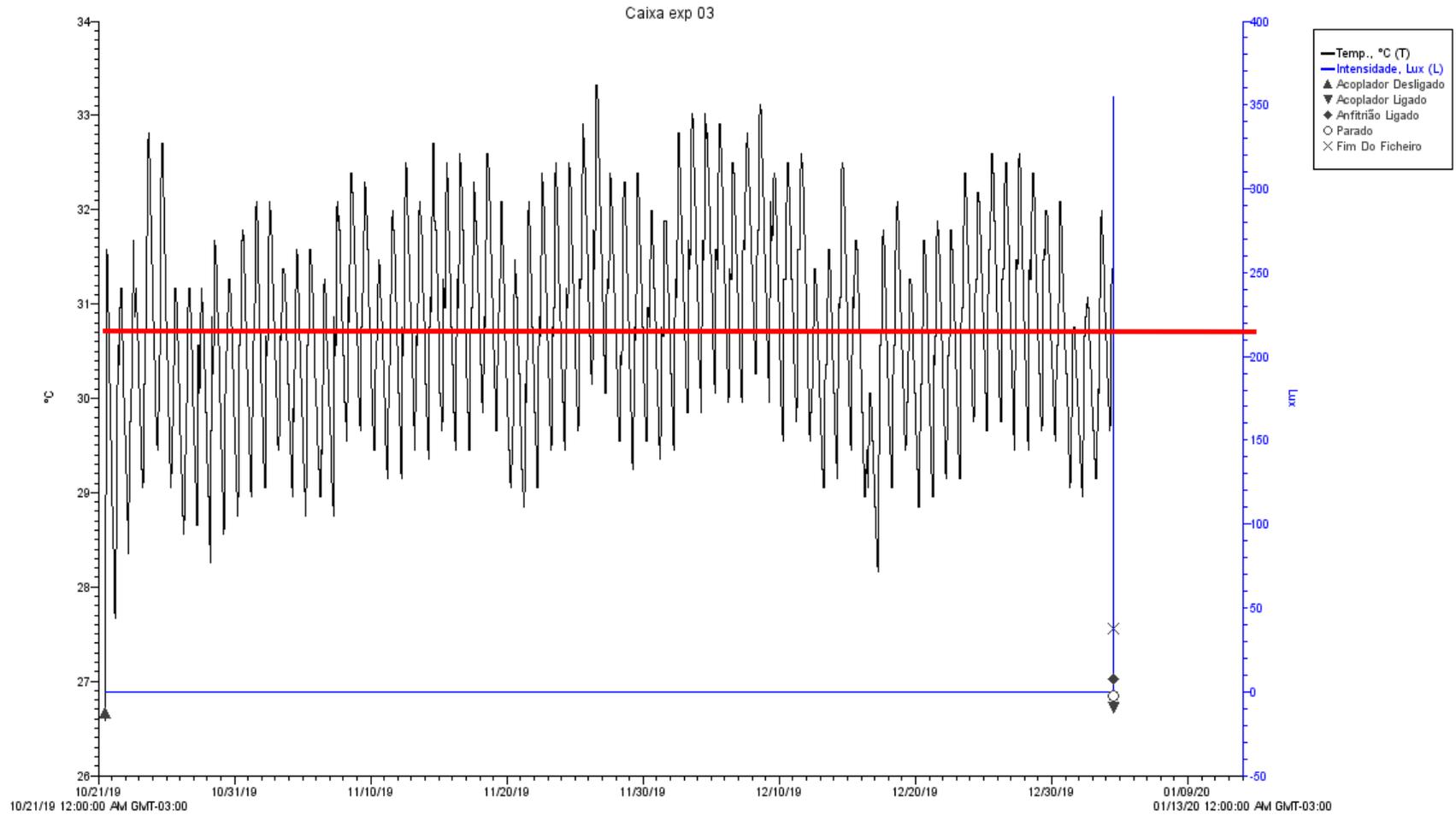


Figura 16. Variação da Temperatura interna dos biodigestores no período do experimento.

5.2 COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS

A composição do gás metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) para os três biodigestores estudados foram: o BS apresentou concentrações de CH_4 que variou de 65% a 81%, com uma maior concentração na última semana, e a concentração de dióxido de carbono variou de 35% a 19%; o BA apresentou concentrações de CH_4 que variou de 60% a 43%, com maiores concentrações apenas nas duas semanas iniciais, a concentração de CO_2 variou de 40% e 57%, a partir da terceira semana as concentrações de CO_2 foram maiores que as concentrações de CH_4 ; e o BB apresentou concentrações de CH_4 que variou de 68% a 80%, sendo superior às concentrações de CO_2 , assim como o BS (Figura 17.).

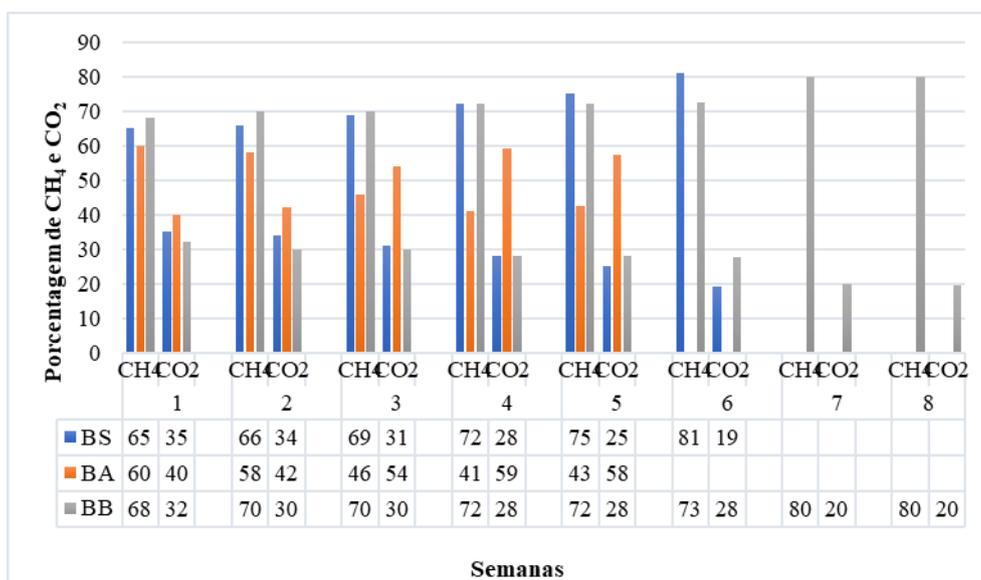


Figura 17. Composição de metano e dióxido de carbono do biogás dos biodigestores.

O maior conteúdo de metano assim como a maior produção de biogás foi obtido no BS e BB que apresentaram os maiores valores de pH, variando de 7 a 7,5 e de 7 a 8, respectivamente, mostrando que o pH influencia diretamente tanto na produção quanto na concentração de metano. Ali *et al.* (2019), relataram maior teor de CH_4 no biogás, 79%, em conjunto de reatores B com pH 8 e o valor mais baixo, 33%, em conjunto de reatores A em pH 3,5, nos outros valores de pH no conjunto de reatores A, o teor de CH_4 no biogás foi de 76%, 67%, 59%, 44%, 43% e 33%, em pH 7, 6, 5, 4,5, 4 e 3,5,

respectivamente. Kumanowska *et al.* (2017), relataram índices de CH_4 de 73,5%, 71,6%, 66,9% e 57,8% nos valores de pH 6, 5,5, 5 e 4,5, respectivamente.

Resultados semelhantes foram observados no trabalho de Cao *et al.* (2020), que obtiveram uma maior produção de biogás e metano a partir de esterco suíno em temperatura mesofílica na faixa de pH 7,4 a 7,8, corroborando com os nossos resultados.

Nas análises de gás sulfídrico (antes da purificação) durante o TRH de cada biodigestor verificou-se que as maiores concentrações desse gás foram verificadas no BA, e essas maiores concentrações ocorreram nas primeiras semanas de digestão anaeróbica que foi de 765 e 610 ppmV (partes por milhão por volume), e para os biodigestores BS e BB as concentrações do gás se manteve constante com uma pequena elevação na quarta e quinta semana de 20 para 40 ppmV no BS. Já com relação à concentração do gás amônia observou-se que a concentração permaneceu constante (15 ppmV) para os três biodigestores no período de retenção hidráulica de cada (Figura 18). A produção de gás sulfídrico no biodigestor depende da quantidade de enxofre presente na matéria orgânica. As concentrações desses gases se dão em ppmV devido a seus baixos níveis que geralmente são menores que 1% da composição do biogás. Porém apesar de se apresentar em concentrações baixas tem um elevado poder tóxico com limite de tolerância de 8 ppmV, de acordo com a NR-15 do Ministério do Trabalho e Emprego (MTE, 1978) (SOUZA; RAMOS, 2016).

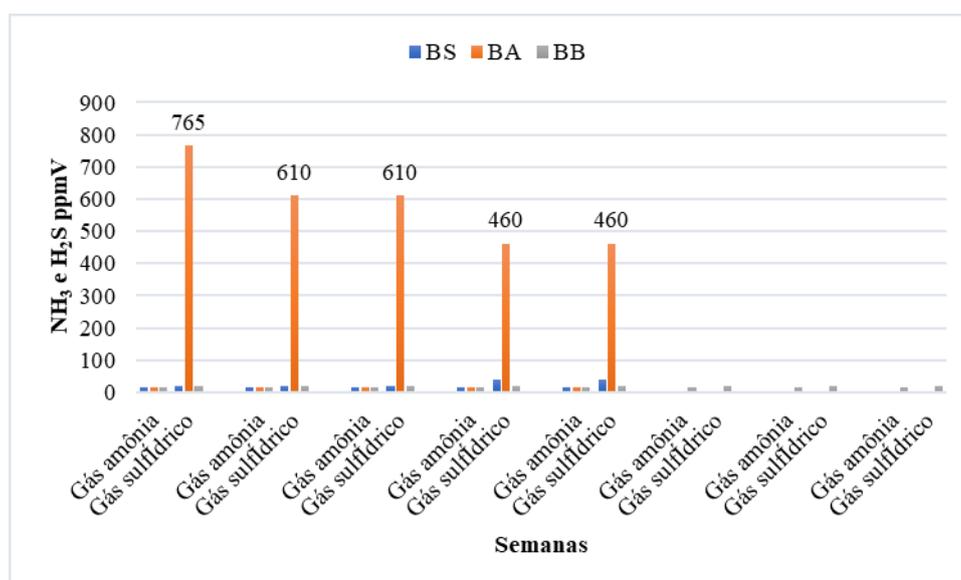


Figura 18. Concentrações médias da produção do gás amônia e sulfídrico da digestão anaeróbica dos biodigestores.

Segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS) as concentrações aceitáveis de gás sulfídrico no ar, está no intervalo de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,014 ppm) a $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,072 ppm), com exposição de tempo de 1 a 14 dias, e de até 90 dias respectivamente, considerando um longo período não há concentração tolerável (WHO, 2003).

Quando o gás sulfídrico atinge teores acima de 50 ppmV, é indicado a dessulfurização do biogás, para evitar problemas de corrosão nos equipamentos (Portal das Energias Renováveis, 2019).

5.3 ANÁLISES DE SÓLIDOS TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS

As análises físicas de sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis foram realizadas para os três tipos de substratos que foram utilizados para abastecer os biodigestores, antes de abastecer (afluente) e após o TRH (efluente), uma vez que tais análises permitiram avaliar as características biodegradáveis das amostras e as condições dessas para a geração de biogás e biometano (PAN et al., 2021).

Os valores de sólidos totais (ST) para os afluentes e efluentes dos biodigestores estão representados na Figura 19, onde pode-se observar que as maiores concentrações de sólidos totais nos afluentes foram para os biodigestores BB ($75,4 \pm 0,5 \text{ g/L}$) e BS ($55,1 \pm 0,2 \text{ g/L}$), e a menor para BA ($50,0 \pm 0,2 \text{ g/L}$). Os maiores valores de ST foram para os afluentes que possuíam em sua composição esterco suíno, o BB e o BS, e o menor valor para o BA abastecido com cama de frango. E no final do experimento os efluentes dos biodigestores apresentaram uma menor carga de sólidos totais de $39,9 \pm 0,1 \text{ g/L}$ para BB, de $29,6 \pm 0,1 \text{ g/L}$ para o BS e de $44,1 \pm 0,1 \text{ g/L}$ para o BA, apresentando redução com relação ao volume dos afluentes indicando que o material sofreu biodegração, evidenciando uma taxa de remoção de ST de 47,1%, 46,3% e 11,8%, respectivamente.

O BA apresentou a menor taxa de remoção de sólidos totais, ou seja, ocorrendo baixa biodegradação ocasionando uma menor produção de biogás quando comparado aos outros biodigestores que tiveram as maiores remoções seguidas das maiores produções de biogás.

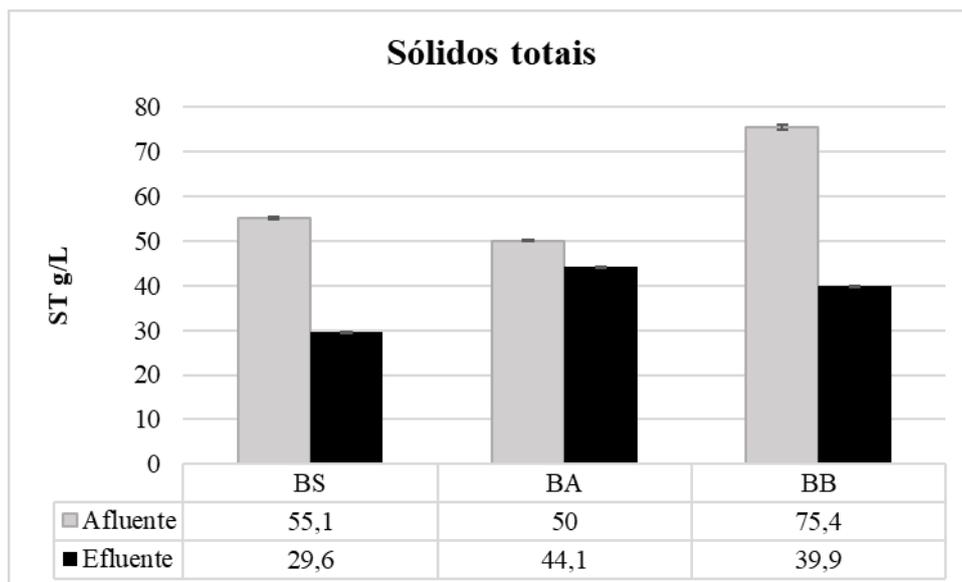


Figura 19. Quantidade de sólidos totais para o afluente e efluente dos biodigestores.

Os valores de sólidos fixos presentes nos afluentes e efluentes estão representados na Figura 20. A tendência é que os sólidos fixos do afluente se mostrem estáveis com relação ao efluente, podendo apresentar uma pequena variação uma vez que esses estão relacionados com a matéria inorgânica do substrato, e por terem sido submetidos apenas ao tratamento biológico. Portanto as alterações podem estar relacionadas a homogeneização dos substratos nos biodigestores no momento da obtenção do material para realização das análises, sendo difícil garantir 100% de homogeneização.

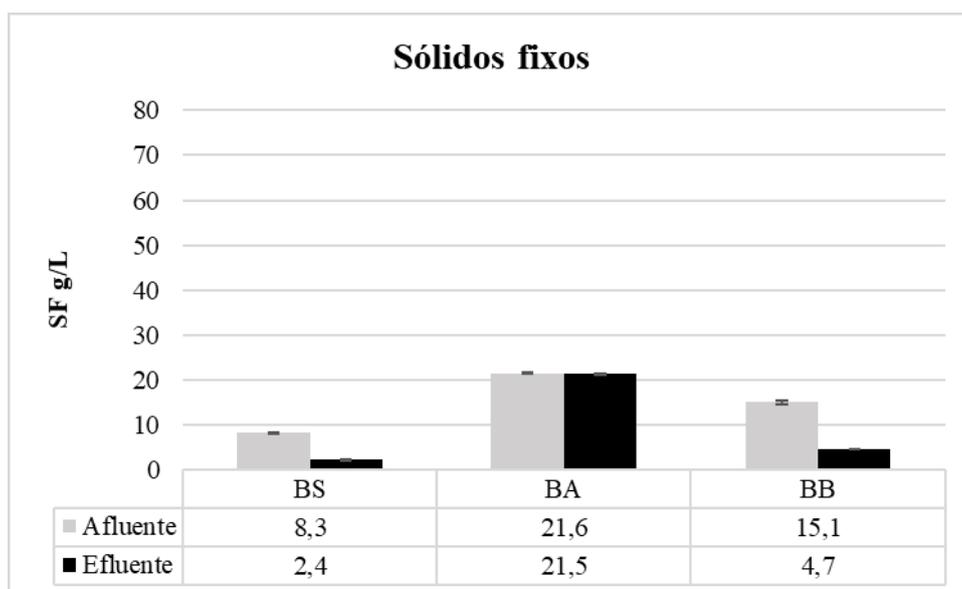


Figura 20. Quantidade de sólidos fixos para os afluentes e efluentes dos biodigestores.

As análises de sólidos voláteis (SV) nos afluentes mostram que as maiores concentrações foram para o BB ($60,0 \pm 3,2$ g/L) e o BS ($46,8 \pm 0,1$ g/L), e a menor para o BA ($28,4 \pm 0,1$ g/L), correspondendo a 79,6%, 84,9% e 56,8% dos SV em porcentagem com relação aos sólidos totais, respectivamente. E os valores de SV dos efluentes foram $35,2 \pm 0,1$ g/L para o BB, $27,4 \pm 0,1$ g/L para o BS, e $23,1 \pm 0,1$ g/L para o BA, representando uma remoção de SV de 41,3%, 41,5% e 18,7%, respectivamente, como mostrado na Tabela 4.

As concentrações de sólidos voláteis representam a matéria orgânica biodegradável presente nos ST dos substratos, ou seja, o potencial para geração de biogás, que é diretamente proporcional a quantidade de matéria orgânica presente (WILKIE, 2003; PAN et al., 2021). A partir dos dados de sólidos voláteis, juntamente com a determinação do volume de biogás acumulado em m^3 e sua composição de CH_4 , pode-se realizar uma comparação entre a diminuição de sólidos voláteis e a produção de biogás e metano, apresentado na Figura 21.

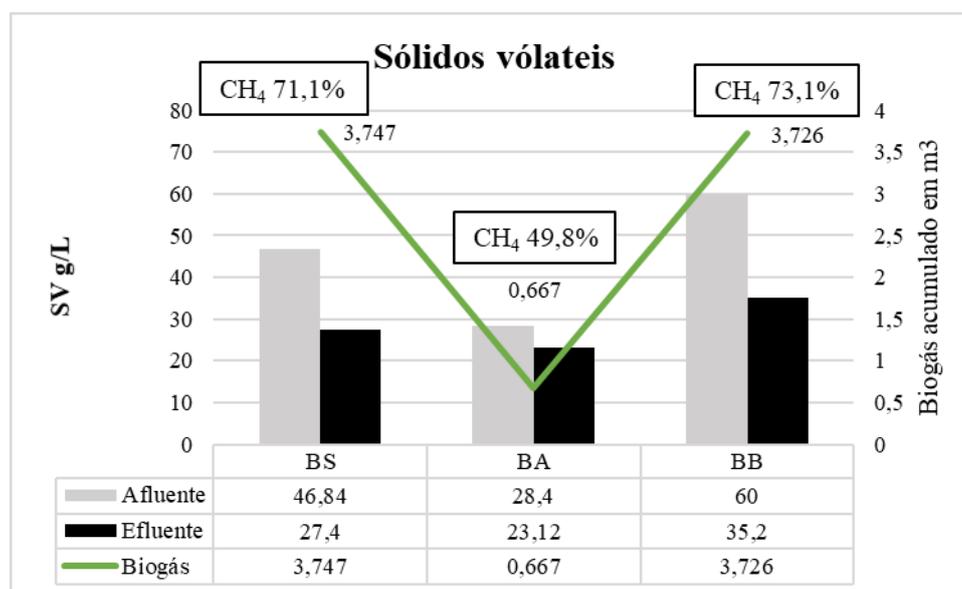


Figura 21. Quantidade de sólidos voláteis para o afluente e efluente e volume do biogás acumulado em m^3 dos biodigestores. (apresenta diferença significativa entre as amostras com $p < 0,05$).

As maiores produções de biogás foram para os BS ($3,747 m^3$) e BB ($3,726 m^3$) correspondendo justamente aos biodigestores que apresentaram maior quantidade de SV nos seus substratos, e também as maiores remoções de SV. Confirmando que há uma relação direta da concentração de matéria orgânica biodegradável com a produção de

biogás. Como relatado também por Karim *et al.* (2005), em estudos sobre biogás onde perceberam que maiores concentrações de sólidos voláteis totais ocasionam maiores percentuais de metano. Konzen (1983), estudando os dejetos de suínos descobriu que existe grande potencial energético na produção de biogás, uma vez que mais de 70% dos seus ST são compostos de SV, componentes fundamentais da matéria orgânica para o processo de biodigestão anaeróbia, corroborando com os dados encontrados nesta pesquisa, que apresentou 84,9% de SV para o BS (100% de esterco suíno) e 79,6 de SV para o BB (70% de esterco suíno e 30% avícola).

Tabela 4 – Valores de sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis em g/L, e porcentagem de sólidos voláteis totais e redução de sólidos voláteis totais.

	Biodigestor suíno	Biodigestor ave	Biodigestor binário
Afluente inicial			
	Média/DP	Média/DP	Média/DP
Sólidos totais	55,1 ± 0,2 ^C	50,0 ± 0,2 ^B	75,4 ± 0,5 ^A
Sólidos fixos	8,3 ± 0,1*	21,6 ± 0,1*	15,1 ± 2,8*
Sólidos voláteis	46,8 ± 0,1 ^B	28,4 ± 0,1 ^C	60,0 ± 3,2 ^A
Sólidos voláteis totais %	84,9%	56,8%	79,6%
Efluente final			
Sólidos totais	29,6 ± 0,1 ^B	44,1 ± 0,1 ^B	39,9 ± 0,1 ^A
Sólidos fixos	2,4 ± 0,1 ^C	21,5 ± 0,1 ^A	4,7 ± 0,0 ^B
Sólidos voláteis	27,4 ± 0,1 ^A	23,1 ± 0,1 ^B	35,2 ± 0,1 ^A
Redução de sólidos voláteis totais %	41,5%	18,7%	41,3%

As análises de sólidos totais, fixos e voláteis dos afluentes e efluentes apresentaram diferença significativa com $P < 0,05$. Com exceção dos sólidos fixos dos afluentes sendo realizado o teste não paramétrico.

O BS apresentou a maior produção de biogás e metano com relação aos SV reduzidos do volume total dos biodigestores, que foi de 804,8 L/kg SV de biogás e de 572,2 L/kg SV de metano. Seguido pelo BB com 626,0 L/kg SV de biogás e 457,6 L/kg SV de metano, e os menores valores foram observados no BA com 522,8 L/kg SV de biogás e 259,4 L/kg SV de metano (Tabela 5), devido a variação de pH entre 6 – 6,8, ficando a maior parte do experimento abaixo de 6,5. Como relatado por Zhou *et al.*, (2016), estudando a produção de biogás com esterco suíno em pH neutro (7), observou que a maior produção foi atingida em pH 7,0 de 0,4535 metano L/g SV (435,5L/kg SV), e o rendimento diminuiu em pH 6,0 e 8,0 para 0,1889 L/g SV de metano (188,9 L/kg SV), e 0,2659 L/g SV de metano (265,9 L/kg SV), respectivamente. Resultados que corroboram com os dados obtidos nesta pesquisa, onde os maiores valores da produção de metano foram obtidos em pH que variou de 7 a 8, o BS apresentou pH de 7 a 7,5

produzindo 572,2 L/kg SV de metano, e o BB com pH 7 a 8 que produziu 457,6 L/kg SV de metano. E a menor produção (260,4 L/kg SV de metano) foi para o BA que apresentou pH abaixo de 6,5.

Ye *et al.* (2013), pesquisando a melhoria na produção de biogás a partir da palha de arroz (RS) por co-digestão com resíduos de cozinha (KW) e esterco de porco (PM), relataram os maiores rendimentos de biogás e metano nos reatores com maior concentração de esterco suíno, reator B KW 0,4: PM 1,6: RS 1 - 53% de esterco suíno (PM) produziu 674,4 L/kg de biogás e 383,9 L/kg de metano, o reator I (KW 0: PM 1: RS 0 - 100% de esterco suíno) 610,8 de biogás e 362,4 de metano L/kg, e o A (KW 0: PM 2: RS 1 - 66,6% de esterco suíno) gerou 609,8 de biogás e 350,3 de metano L/kg. Corroborando com os resultados obtidos neste estudo utilizando 100% de esterco suíno (BS) que foi de 804,8 L/kg SV de biogás e de 572,2 L/kg SV de metano e 70% de esterco suíno e 30% de ave (BB) com 626,0 L/kg SV de biogás e 457,6 L/kg SV de metano, onde foi observado resultados superiores e próximos aos relatados por Ye *et al.*, (2013).

Tápparo *et al.* (2021), determinaram as características da matéria-prima do esterco suíno, que passa por um sistema de tratamento de dejetos suínos que consiste em uma unidade de separação sólido-líquido (SLS), onde fraciona o esterco em sólido retido na peneira (SRS), Lodo do tanque de sedimentação (STS), Lodo de biodigestor de lagoa coberta (CLBS) e Sobrenadante (SN), que apresentaram variação em todos os parâmetros, em particular na concentração do potencial bioquímico do biogás (BBP) e CH₄ em todas as coletas devido às mudanças temporais e sazonais (Tabela 1).

Apresentando um potencial médio de produção de biogás de 510±91 L/kg SV (54±10% de CH₄) para o SRS, de 327±66 L/kg SV (62±02% de CH₄) para StS, de 162±45 L/kg SV (59±14% de CH₄) para CLBS e 596±111 L/kg SV (57±10% de CH₄). Os resultados obtidos nesta pesquisa utilizando o esterco suíno sem fracionamento apresentou uma produção de biogás de 804,8 L/kg SV de biogás e de 572,2 L/kg SV de metano (71,1%).

A produção de biogás para o BS (com esterco suíno) foi de 3,747m³ utilizando 13,224 kg de sólidos totais, correspondendo a 283,4 m³/t ST, e para o BB foi de 3,726 m³ utilizando 18,096 kg de sólidos totais, equivalendo a 205,9 m³/t ST (com 70% esterco suíno e 30% ave). Meyer, Ehimen, e Holm-Nielsen (2018), determinaram o rendimento de biogás da digestão anaeróbia da excreta quantificado em sólidos totais, onde o esterco suíno produz em torno de 370 m³/t ST de biogás, o esterco de ave 400 m³/t ST e o de gado 240 m³/t ST. No entanto, os rendimentos reais de biogás da digestão anaeróbia de estrume

irão variar dependendo de vários fatores: tempo de retenção na planta de biogás, composição da forragem e o tempo de armazenamento e gerenciamento do estrume antes de aplicá-lo para a produção de biogás. Dessa forma, observa-se que a produção de biogás de 283,4 m³/t ST para o BS nesta pesquisa foi próxima da determinada por Meyer, Ehimen e Holm-Nielsen (2018).

Tabela 5- Eficiência da geração de biogás e metano por quilograma de sólidos voláteis reduzidos nos três biodigestores.

Biodigestores	Biogás (L)	Metano (L)	SV (kg)	Biogás (L/kgSV)	Metano (L/kgSV)
BS	3747	2664	4,656	804,8	572,2
BA	665	331	1,272	522,8	260,4
BB	3726	2723	5,952	626,0	457,6

5.4 CORREÇÃO DO pH DO ESTERCO DE CAMA DE FRANGO

A correção do pH do esterco de frango (cama de frango) foi realizada por que o pH durante o funcionamento do BA apresentou uma média abaixo de 6,5, e só apresentou pH adequado na primeira semana que foi de 6,8. E por ter apresentado uma baixa produção de biogás e metano, podendo está relacionado com os valores de pH que não estavam dentro da faixa ideal para produção de biogás e metano. As bactérias metanogênicas responsáveis pela produção de metano precisam estar entre um intervalo de pH ótimo de 6,6 a 7,4 (SIEGRIST *et al.*, 2002; CIOTOLA *et al.*, 2014; MAO *et al.*, 2015). Para analisar a biodigestão do esterco de frango em condições de pH dentro dos valores ideais foi realizado mais um ensaio com o resíduo de frango, utilizou-se a cama de frango menos concentrada visando a redução do elemento enxofre (S) que é responsável pela produção do ácido sulfídrico (NAIT AMAR, 2020) que é responsável por reduzir o pH, sendo liberado na forma de gás sulfídrico (H₂S) que tem ação corrosiva. Além da adição de calcário em pó para auxiliar na correção do pH, pois o calcário é utilizado no solo para reduzir a acidez.

A produção de biogás no BA (sem correção de pH) apresentou uma maior produção na primeira semana que foi de 0,362 m³ e na semana seguinte a produção foi três vezes menor (0,108 m³), reduzindo até cessar a produção na quinta semana (Figura 22A), e o pH durante este período semanal, diminuiu de 6,8 para 6 (Tabela 6). O BA com correção de pH (BAC) também apresentou maior produção de biogás na primeira semana

que foi de 0,48 m³, mas na semana seguinte teve uma pequena redução (0,445 m³) cessando sua produção na oitava semana (Figura 22A), o pH variou 6,8 a 7,2 (Tabela 6). O BA apresentou produção acumulada total de biogás de 0,665m³, e o BAC produziu 2,196 m³ de biogás, ou seja, 3,3 vezes a mais que o BA (Figura 22B), evidenciando que o aumento do pH para o intervalo ideal, próximo de 7, favorece a produção de biogás e metano, como relatados por vários autores (SIEGRIST *et al.*, 2002; LORA; VENTURINI, 2012; CIOTOLA *et al.*, 2014; MAO *et al.*, 2015).

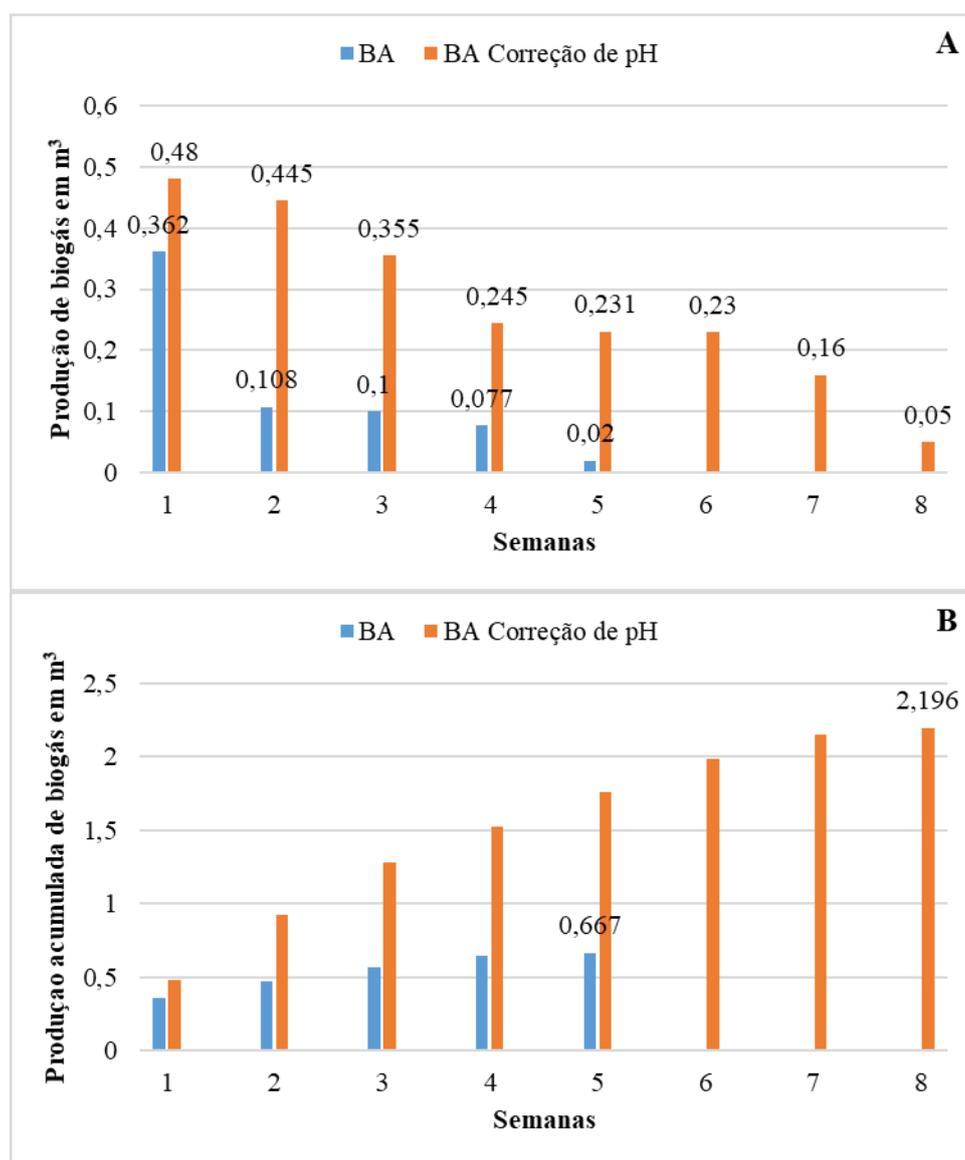


Figura 22. Produção de biogás semanalmente (A) e acumulada (B) em m³ para os biodigestores abastecidos com cama de frango sem (BA) e com correção de pH (BAC).

A composição dos gases metano e dióxido de carbono para os biodigestores abastecidos com cama de frango: BA obteve maior produção na primeira semana que foi de 60% de CH₄ e 40% de CO₂, e nas semanas seguintes sua produção foi diminuindo até 43% de CH₄ e 57 de CO₂; o BAC apresentou 56% de metano na primeira semana demonstrando uma elevação gradual de CH₄, atingindo 65% de metano e 35% de CO₂ na última semana (Figura 23), demonstrando que o aumento do pH para condições adequadas elevam a produção de metano, como citado anteriormente. Já com relação a produção dos gases NH₃ e H₂S que foram determinados em ppmV (partículas/partes por milhão do volume), o BA e BAC apresentaram baixa concentração de amônia, atingindo 15 ppmV para o BA. O BA apresentou as maiores concentrações do H₂S que foi de 765, 610 e 610 ppmV, e o BAC apresentou 460 atingindo 230 nas últimas semanas, Figura 24.

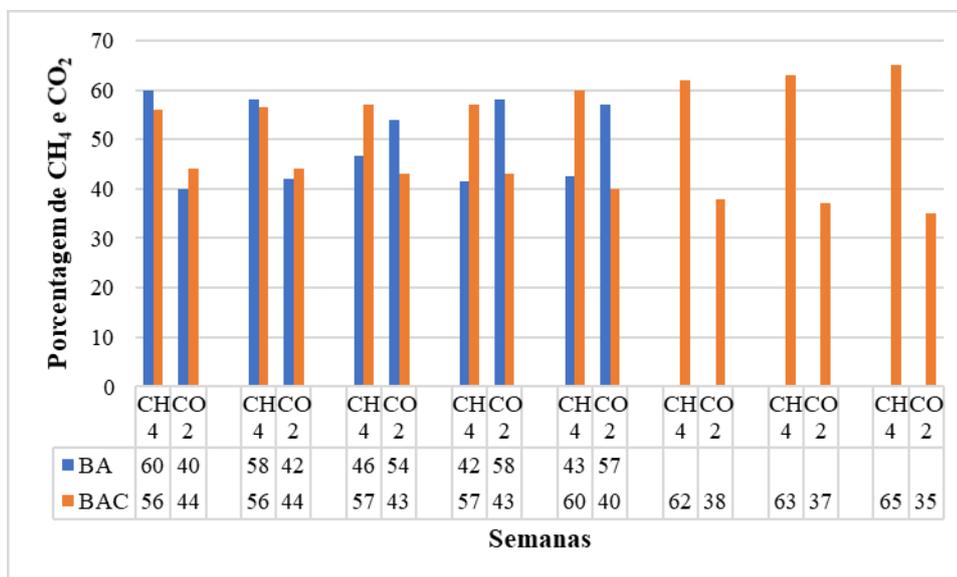


Figura 23. Composições de metano e dióxido de carbono semanalmente do biogás do BA e BAC.

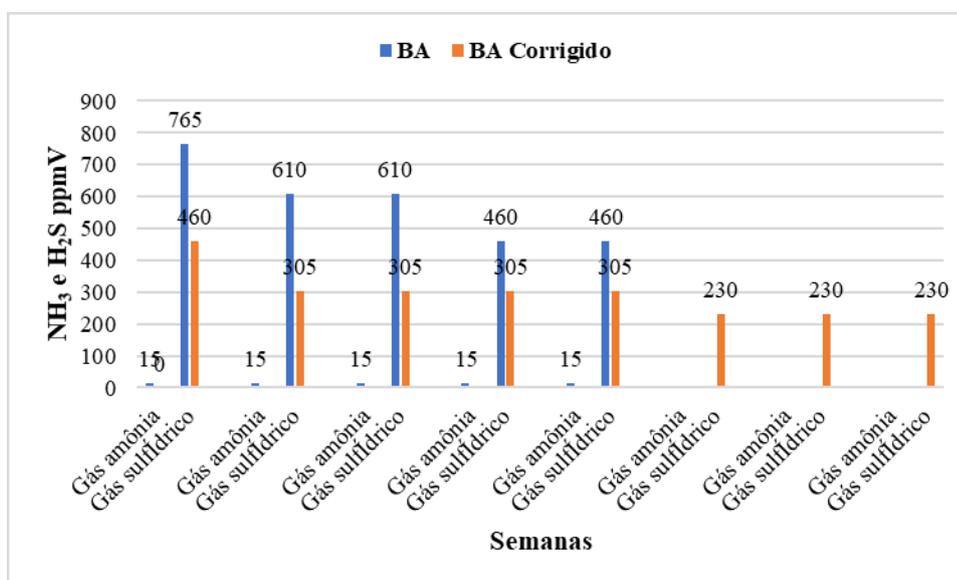


Figura 24. Concentrações médias da produção gás amônia e sulfídrico em ppmV semanalmente do biogás do BA e BAC.

Tabela 6. Valores do potencial de hidrogênio do BA e BAC durante o experimento.

Semana	Potencial hidrogeniônico (pH)							
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a
BA	6,8	6,4	6,4	6,2	6	x	x	x
BAC	6,8	6,9	6,94	6,97	7	7	7,1	7,2

Os valores de ST e SV no BA foi de 50g/L e 28,4g/L no afluente e de 44,1g/L e 23,12 g/L respectivamente no efluente. E para o BAC foi de 40,0g/l ST e 18,4g/l para SV no afluente, e o efluente foi de 26,8g/L para ST e 9,12g/L para SV. Ou seja, apesar do BA apresentar valores de ST e SV maiores que o BAC, não apresentou uma maior redução desses compostos que são os indicadores de produção de biogás e metano. O BA apresentou uma redução de sólidos totais de 5,9 g/L e 5,28 g/L de SV, e o BAC atingiu uma redução de 13,2g/L de ST e 9,28g/L de SV (Figura 25).

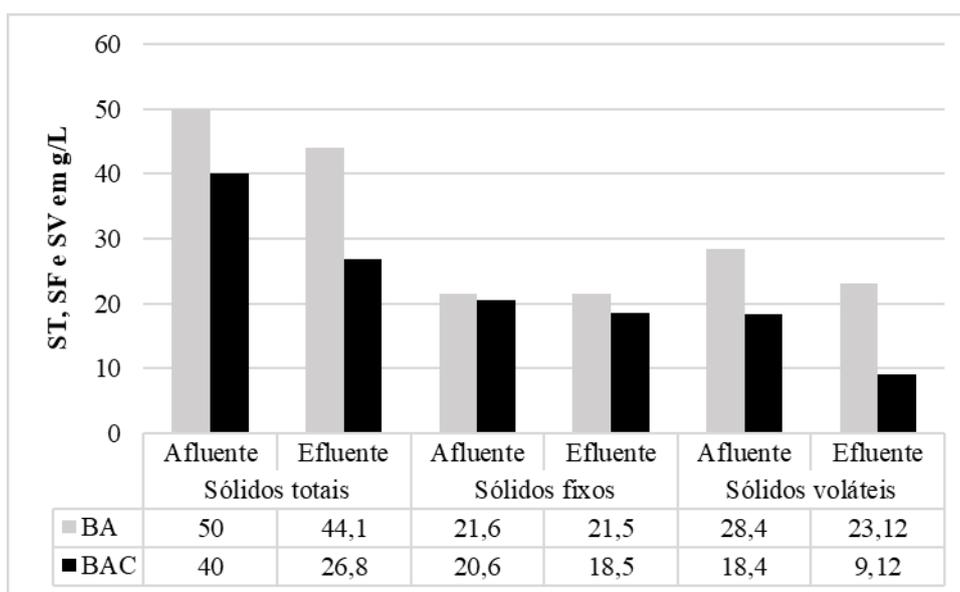


Figura 25. Quantidade de sólidos totais, fixos e voláteis para o afluente e efluente do BA e BAC. As análises de sólidos totais, fixos e voláteis do afluente e do efluente apresentaram diferença significativa com $P < 0,05$. Com exceção do sólido fixo do afluente do BA.

A produção de biogás e metano por ST adicionados (STad) e reduzidos (STr), e por SV adicionados (SVad) e reduzidos (SVr) foram, para o BA apresentou produção de biogás de 55,4 L/kg e de metano de 27,5 L/kg STad, e para o STr apresentou 469,6 L/kg de biogás e de metano 233,1 L/kg. Os SV para o BA foram de 97,6 L/kg de biogás e 48,4 L/kg SVad de metano, e para SVr a geração de biogás foi de 522,8 L/kg e de metano

259,4 L/kg. E o BAC obteve geração de biogás de 228,8 L/kg e metano de 136,1 STad, a produção de biogás e metano para o STr foi de 693,2 e 412,4 L/kg. E para os SVad o rendimento de biogás foi de 497,0 e de metano de 283,5 L/kg, e para o SVr a produção de biogás foi de 1102,4 e de metano 628,5 L/kg (Tabela 7). A produção de biogás e metano geralmente são apresentados sobre os valores de sólidos totais/voláteis reduzidos, pois é com base no que foi consumido que se estabelece a geração dos gases.

Tabela 7- Eficiência da geração de biogás e metano por quilograma de ST (adicionados/reduzidos) e SV (adicionados/reduzidos) no BA e BAC.

	Biogás (L)	Metano (L)	STad kg	Biogás (L/kg STad)	Metano (L/kg STad)	STr kg	Biogás (L/kg STr)	Metano (L/kg STr)
BA	665,0	330,0	12,0	55,4	27,5	1,416	469,6	233,1
BAC	2196,0	1306,6	9,6	228,8	136,1	3,168	693,2	412,4
	Biogás (L)	Metano (L)	SVad kg	Biogás (L/kg SVad)	Metano (L/kg SVad)	SVr kg	Biogás (L/kg SVr)	Metano (L/kg SVr)
BA	665,0	330,0	6,8	97,6	48,4	1,272	522,8	259,4
BAC	2196,0	1306,6	4,4	497,0	283,5	1,992	1102,4	628,5

Rubežius *et al.* (2020), estudando a influência do pré-tratamento biológico no esterco de frango no potencial bioquímico do metano em condições de temperatura mesofílica (37 °C), relatou que o maior potencial de metano em litros por quilograma de substrato utilizado foi para o E0 (substrato sem aditivo biológico) que foi de aproximadamente 38 L/kg (Fig. 2.), e o maior rendimento de metano por matéria orgânica seca (sólidos totais) foi para o E0 e o E4 (aditivo biológico B2) que foi de aproximadamente 356 L/kg (Fig. 3.). Corroborando com os dados obtidos nesta pesquisa onde a geração de metano em litros por quilograma de substrato utilizado foi de 36,6 L/kg, e o rendimento de metano por matéria orgânica seca foi de 412,4 L/kg para o BAC.

Cai *et al.* (2020), explorando o efeito combinado com adição de nitrogênio amoniacal total de 3, 5 e 7 g/L e sem adição, pH de 7,5, 8,0 e 8,5, e em condições mesofílicas de temperatura (25,32 e 39 °C) na digestão anaeróbia de esterco de galinha, obtiveram um rendimento de metano em ml/g SV adicionados que variou de 149,76 a 377,45, o maior valor de 377,45 ml/g foi para o ensaio em pH 8 (Tabela 2). E De Oliveira Paranhos *et al.* (2020), estudando a produção de metano por co-digestão de dejetos de aves e biomassa lignocelulósica, utilizando pH inicial de 9 (final de 7,24 a 7,86) e temperatura de 35 °C, a co-digestão contendo sabugo de milho resultou no maior rendimento de metano por SV adicionados de 291,4 NL.kgVS⁻¹ CH₄, seguida por palha

de arroz 270,5 NL.kgVS⁻¹ CH₄, serragem 262,6 NL.kgVS⁻¹ CH₄, bagaço de cana 229,7 NL.kgVS⁻¹ CH₄, casca de café 155,3 NL.kgVS⁻¹ CH₄ e casca de amendoim 137,2 NL.kgVS⁻¹ CH₄). A monodigestão anaeróbia de dejetos de aves obteve um alto valor para a produção de metano de 301,9 NL. kgVS⁻¹ CH₄. Nesta pesquisa o BAC em condições ambientais com temperatura mesofílica, e pH que variou de 6,8 a 7,2, produziu 283,5 L/kg SVad (283,5 ml/g SV), mostrando que os biodigestores anaeróbicos desenvolvidos, operando nas condições de temperatura ambiental local e o pH atingindo pelo resíduo se apresentaram em condições ideais para a produção de biogás e metano, uma vez que a maioria dos estudos são realizados em laboratórios/ambientes controlados.

5.5 CULTIVO DAS MICROALGAS

As espécies de microalgas estudadas nesta pesquisa foram a *Monoraphidium contortum*, *Golenkinia radiata* e *Chlorella sp*, essas microalgas foram cultivadas com iluminação fornecida por lâmpadas fluorescentes tipo luz-do-dia, fotoperíodo de 12 horas e com aeração constante, no meio químico (controle), em duas concentrações, 1 e 2% v/v de cada tipo de biofertilizante gerado pelos biodigestores BS, BS+RA, BA e BA+RA e suplementado com uma solução de NPK, essas espécies apresentaram crescimentos significativos em alguns dos meios sintetizados pelos biofertilizantes utilizados quando comparados ao cultivo controle.

A microalga *Monoraphidium contortum* cultivada usando os biofertilizantes do BS (1 e 2% v/v), BS+RA (1 e 2% v/v), BA (1 e 2% v/v) e BA+RA (1 e 2% v/v), apresentou um tempo de cultivo de 11 dias, sendo determinado o fim do cultivo pelo início da fase estacionária, ou seja, que não apresenta crescimento significativo. A maioria dos ensaios apresentaram crescimento superior ao controle, com exceção do BS+RA (1% v/v) que apresentou um crescimento inferior ao controle, e o ensaio que apresentou melhor crescimento foi com o biofertilizante do BA (2% v/v), como mostrado na Figura 26. E a Figura 27 apresenta os ensaios dessa microalga no início e no fim do cultivo.

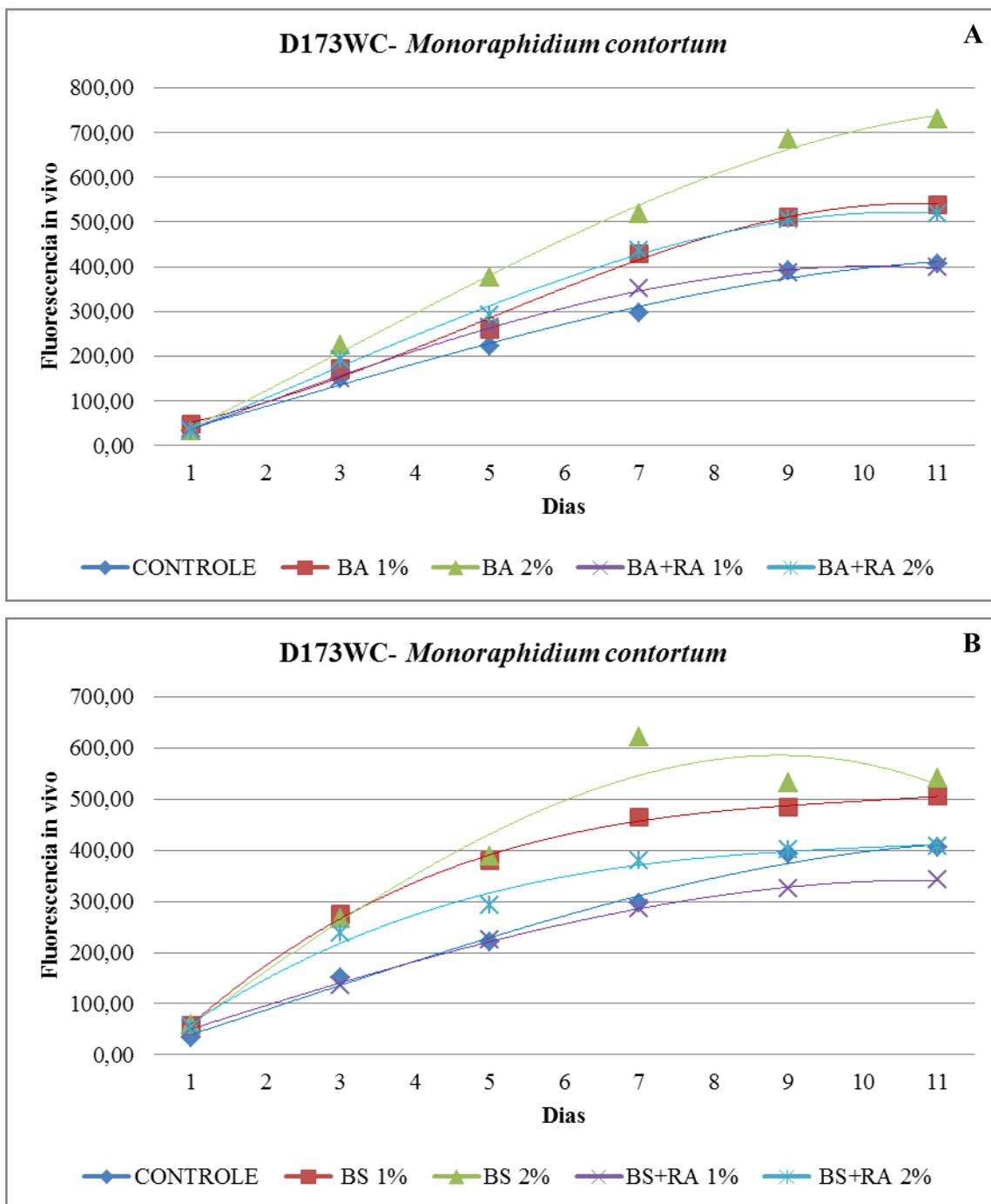


Figura 26. (A) Curvas de crescimento obtidas para a espécie *Monoraphidium contortum* nos biofertilizantes de ave (BA) e ave com resíduos agrícolas (BA+RA) e (B) nos biofertilizantes de suíno (BS) e suíno com resíduos agrícolas (BS+RA).

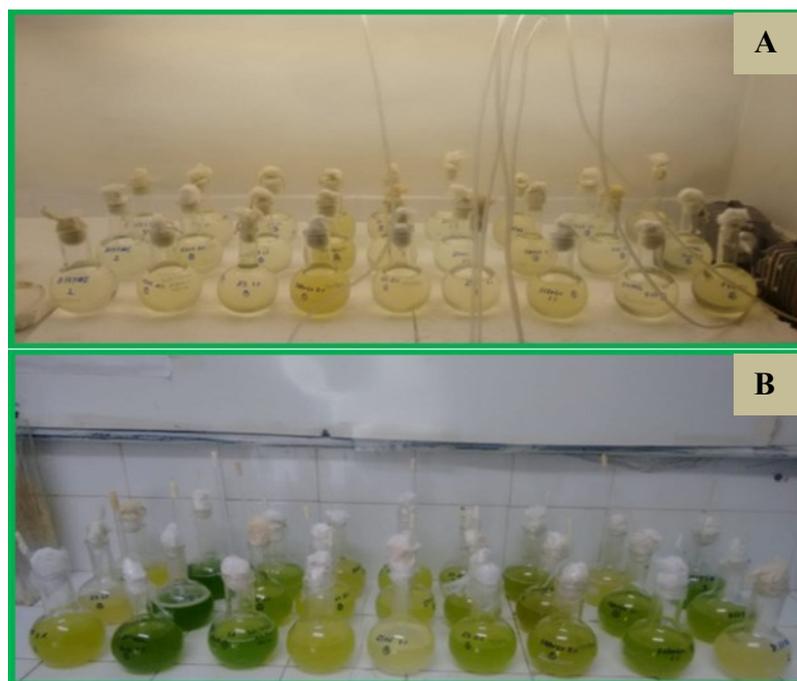


Figura 27. Cultivos da microalga *Monoraphidium contortum* utilizando biofertilizantes. (A) Início do experimento e (B) término experimento.

A *Golenkinia radiata* cultivada com os meios sintetizados com os biofertilizantes dos BS (1 e 2% v/v), BS+RA (1 e 2% v/v), BA (1 e 2% v/v) e BA+RA (1 e 2% v/v), teve um tempo de cultivo de nove dias de acordo com o início da fase estacionaria. Os ensaios utilizando os biofertilizantes do BS (1 e 2% v/v), BS+RA (1 e 2% v/v), BA (1% v/v) e BA+RA (1% v/v) apresentaram crescimento inferior ao controle, mas os ensaios com BA (2% v/v) e BA+RA (2% v/v) apresentaram crescimento superior ao controle, e o BA (2% v/v) foi o que apresentou melhor crescimento (Figura 28). E a Figura 29 mostra os ensaios dessa microalga no início e no fim do cultivo.

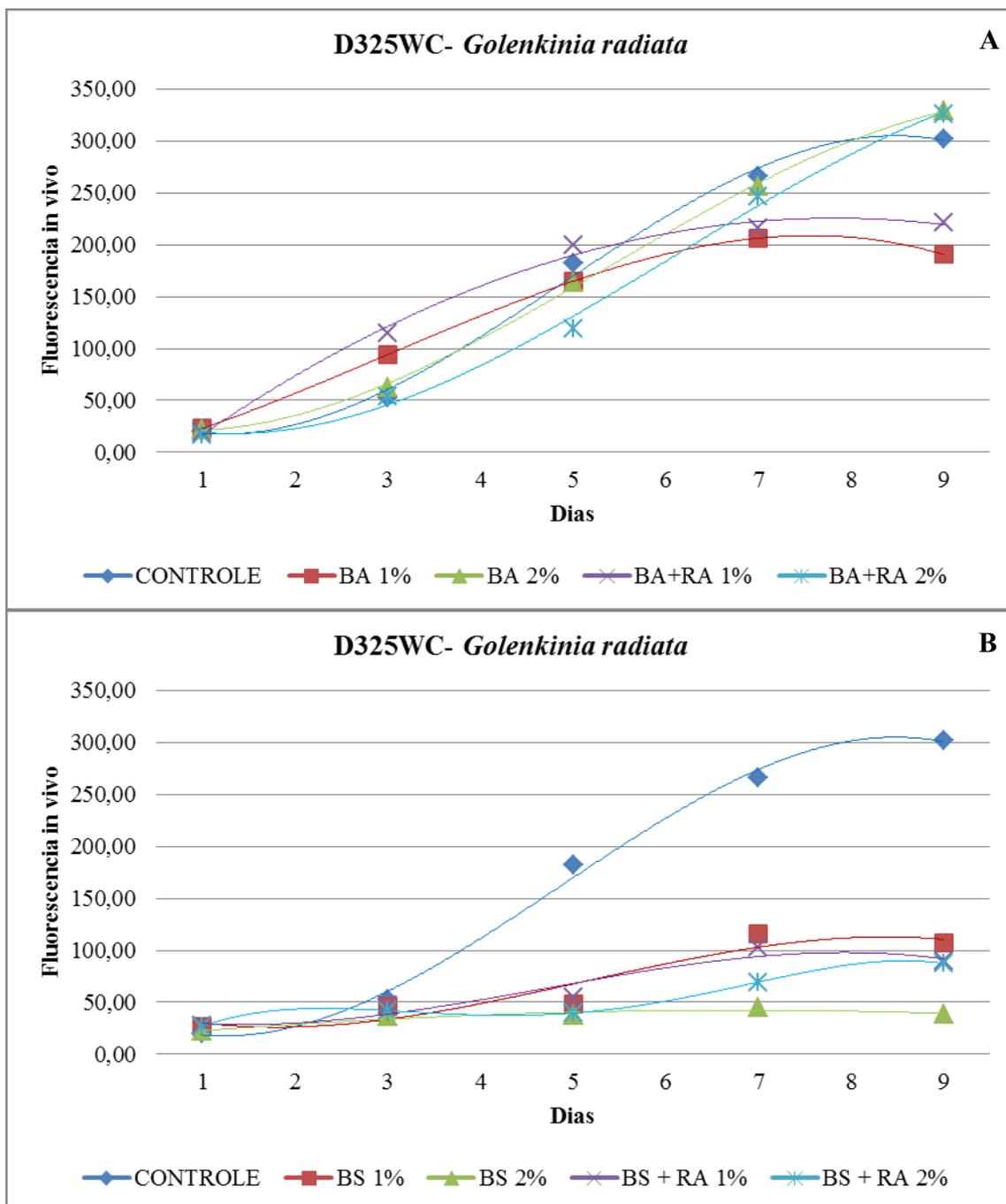


Figura 28. (A) Curvas de crescimento obtidas para a espécie *Golenkinia radiata* nos biofertilizantes de ave (BA) e ave com resíduos agrícolas (BA+RA) e (B) nos biofertilizantes de suíno (BS) e suíno com resíduos agrícolas (BS+RA).

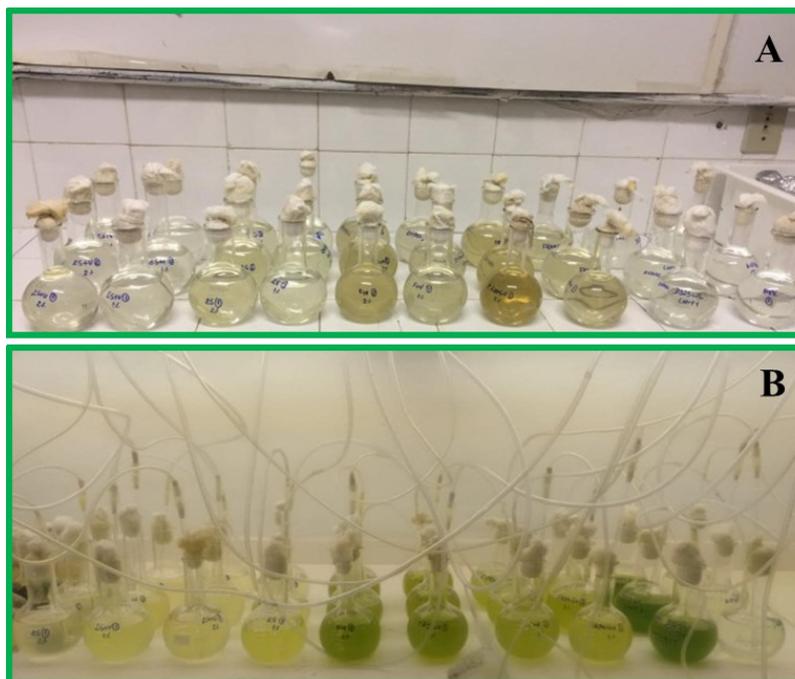
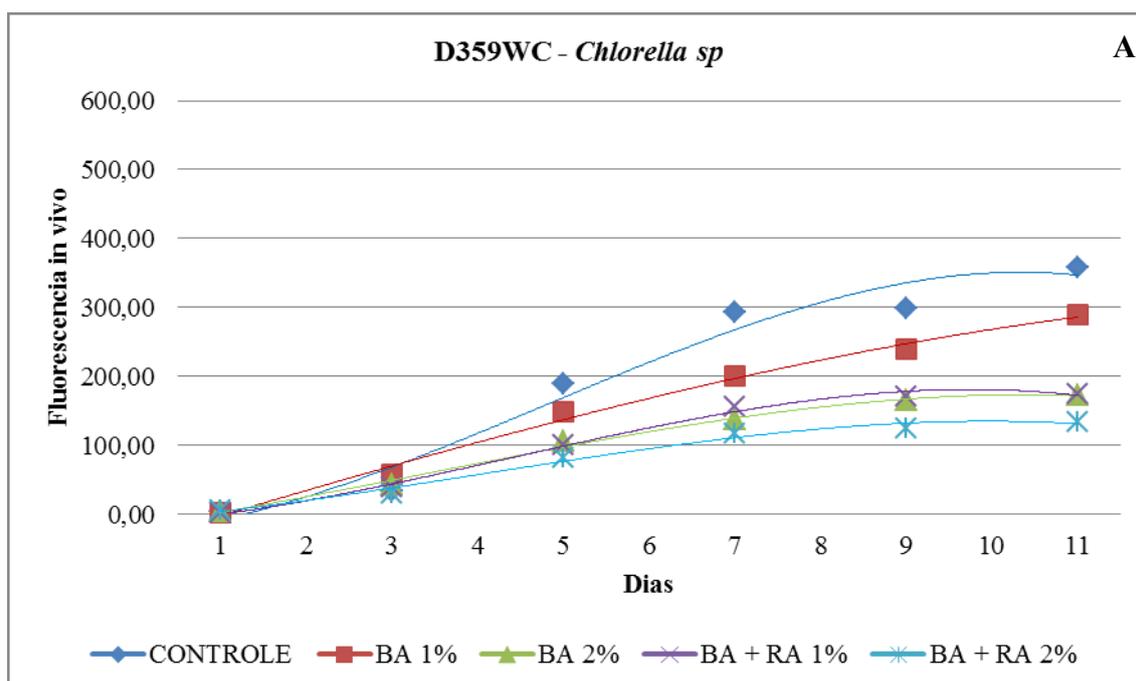


Figura 29. Cultivos da microalga *Golenkinia radiata* utilizando biofertilizantes. (A) Início do experimento e (B) término experimento.

Já as culturas da *Chlorella sp.* utilizando os BA (1 e 2% v/v), BA+RA (1 e 2% v/v) e BS+RA (1% v/v) não apresentaram crescimento significativo com relação ao controle, mas o BS (1 e 2% v/v) e o BS+RA (2% v/v) apresentaram crescimento superior ao controle, e o ensaio que apresentou melhor crescimento foi o BS (2% v/v), como exposto na Figura 30. E a Figura 31 mostra os cultivos realizados com a *Chlorella sp.* no início e fim do cultivo.



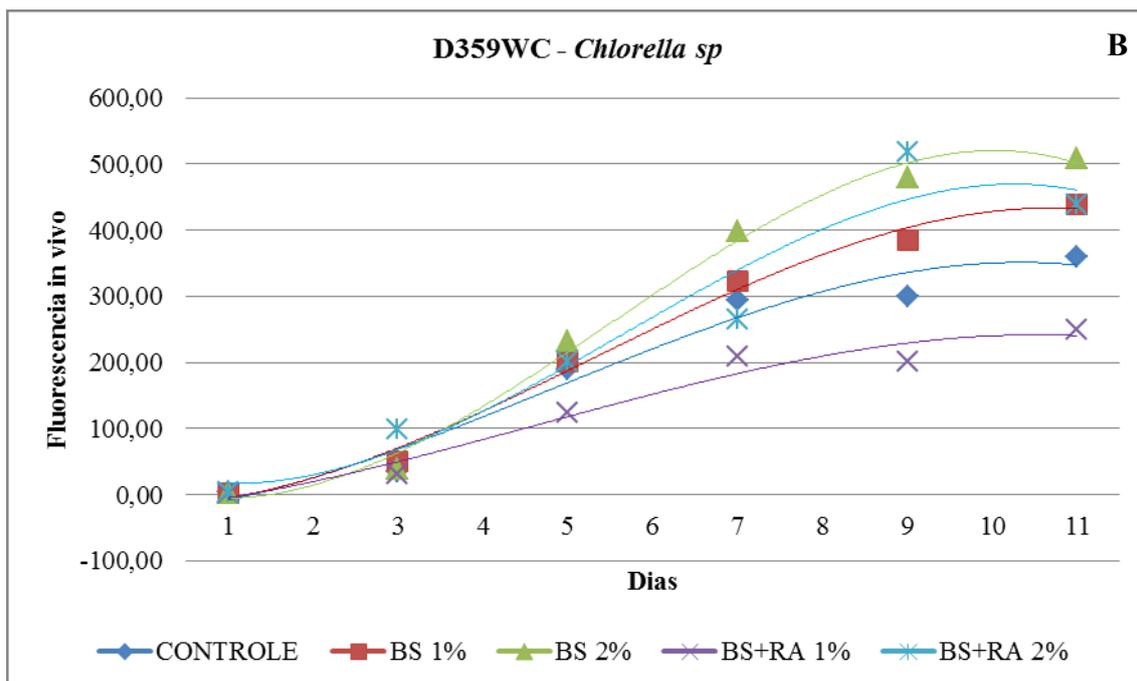


Figura 30. (A) Curvas de crescimento obtidas para a espécie *Chlorella sp.* nos biofertilizantes de ave (BA) e ave com resíduos agrícolas (BA+RA) e (B) nos biofertilizantes de suíno (BS) e suíno com resíduos agrícolas (BS+RA).



Figura 31. Cultivos da microalga *Chlorella sp.* utilizando biofertilizantes. (A) Início do experimento e (B) término experimento.

Os resultados da utilização dos meios sintetizados com os biofertilizantes gerados pelos biodigestores se mostraram bastantes eficientes para serem utilizados no cultivo das microalgas *Monoraphidium contortum*, *Golenkinia radiata* e *Chlorella sp.* As diferenças observadas nos padrões de crescimento cinético das três espécies de microalgas estudadas

nos diferentes meios alternativos evidenciam que cada espécie responde de maneira distinta às variações dos compostos químicos dos meios de cultura, pois os microrganismos são organismos distintos que apresentam funções metabólicas diferentes, variando os tipos de compostos químicos e a quantidade, dependendo de cada organismo (Calixto et al., 2016). Podendo ser cultivadas em larga escala, pois os meios reduzem o custo de produção por serem mais acessíveis, e por utilizarem uma pequena proporção de biofertilizante na formulação do mesmo, uma vez que a sua produção utilizando reagentes químicos (meio convencional) eleva bastante o custo de produção. Além dos meios terem sido esterilizados em fogão industrial/doméstico por um período de uma hora, não apresentando contaminação nas culturas testadas, tirando a necessidade de utilização de uma autoclave, que é um equipamento muito caro. E dessa forma fornecer uma fonte de suplementação para ração animal, uma vez que estas microalgas estudadas são ricas em proteínas.

Vários autores estudaram o cultivo de microalgas em diversos resíduos/efluentes orgânicos como: Calixto et al. (2016) que utilizaram quatro espécies de microalgas regionais (*Chlorella sp.*, *Chlamydomonas sp.*, *Lagerheimia longiseta* e *Pediastrum tetras*) para avaliar o crescimento celular, produção de biomassa quando cultivadas nos seguintes meios alternativos: biocompostos de frutas/resíduos hortícolas (HB), resíduos de cana-de-açúcar e vinhaça (VB) excrementos de frango (BCE), esterco de galinha cru (RCM) e esgoto doméstico municipal (MDS), Os meios de culturas MDS e HB apontaram resultados promissores para o cultivo, especialmente de *Chlorella sp.*, *Chlamydomonas sp.* e *Lagerheimia longiseta*, que demonstraram produtividades superiores às observadas quando cultivadas nos meios de controle; Choix et al. (2018), utilizaram resíduo de vinhaça de tequila biodigerido e filtrado para o cultivo de *Chlorella vulgaris* U162, *Chlorella sp.*, *Scenedesmus obliquus* U169 e *Scenedesmus sp.*, as quatro microalgas avaliadas alcançaram a maior produção de biomassa cultivadas em ambos os resíduos; De Carvalho, Borghetti e Cartas (2018), relatam que o cultivo de microalgas como *Chlorella* e *Spirulina*, ou isolados dos próprios ecossistemas onde o cultivo ocorre, crescem bem em água residuária do processamento da mandioca (CPW) pré-tratado; Pleissner et al. (2020), cultivaram a microalga heterotrófica *Chlorella pyrenoidosa* em resíduos alimentares hidrolisados (fermentação submersa); Kligerman e Bouwer (2015) estudaram a viabilidade da utilização de águas residuais para o cultivo de algas para a produção de biodiesel no Brasil; e Joe et al. (2015), fizeram um pré-tratamento da palha

de arroz (RS) e o hidrolisado RS foi aplicado no cultivo de microalgas *Chlorella prototecooides* para produção de lipídios.

Foram determinadas algumas características físico-químicas importantes dos biofertilizantes utilizados para o desenvolvimento dos meios alternativos para o cultivo das microalgas (Tabela 8). Os cultivos de microalgas utilizando meios alternativos sintetizados a partir de efluentes de biodigestores se apresentaram bastantes eficientes no cultivo de microalgas visando a produção de biomassa, pois esses efluentes possuem grandes quantidades de compostos químicos essenciais aos cultivos de microalgas como, nitrogênio, fósforo, potássio, cloreto, sódio, sulfato entre outros; esses elementos químicos, geralmente atuam em composição com outros elementos formando compostos químicos mais complexos como por exemplo, o cloreto, que forma o cloreto de cálcio, de ferro, de cobalto e de manganês.

O nitrogênio está diretamente associado ao metabolismo primário das microalgas, como constituinte tanto de ácidos nucleicos quanto de proteínas (KUMAR *et al.*, 2010). Normalmente, no meio de cultura para cultivo de microalgas, as fontes de nitrogênio estão nas formas de nitrato (NO_3), nitrito (NO_2) e sal de amônia como a ureia (NH_4^+), as espécies de microalgas de crescimento rápido preferem amônia ao invés de nitrato como fonte primária de nitrogênio.

O fósforo é o terceiro nutriente mais importante para o crescimento de microalgas e deve ser fornecido em excesso significativo como fosfatos (fosfato de hidrogênio e fosfato diídrico (H_2PO_4)) porque nem todos os compostos de fósforo estão biodisponíveis, por exemplo, aqueles combinados com íons metálicos. Está presente nas moléculas dos ribonucleicos (RNA) e desoxirribonucleicos (DNA). O fósforo é um macronutriente fundamental para o desempenho das atividades primarias do metabolismo e crescimento celular algal, sendo considerado um fator limitante a produtividade primaria, pois são responsáveis pelos processos celulares como, biossíntese de ácidos nucleicos e transferência de energia (ATP).

Os açúcares fosfatados, fosfoenzimas e os ácidos nucleicos são os principais componentes estruturais com fósforos para as algas, sendo o ortofosfato a principal forma de fosforo assimilado pelas algas. A concentração ideal de fósforo para o cultivo de microalgas varia entre as espécies (BECKER, 2008). Segundo Lourenço (2006), as microalgas são capazes de assimilar grandes quantidades de fósforos, podendo assimilar 8 a 16 vezes mais do que a limite mínimo do elemento químico. Concentrações adequadas de N e P são capazes de promover efetivamente o crescimento de microalgas. O enxofre

também é vital para todas as células, porque é responsável pela constituição de alguns aminoácidos essenciais como metionina e cisteína, vitaminas, sulfolípideos entre outros. A ausência de enxofre no cultivo de microalgas altera a atividade metabólica, promovendo inativação do fotossistema II e do ciclo de Calvin-Benson, e acumulação do amido (ANTAL; KRENDELEVA. RUBIN, 2011).

Tabela 8. Características físico-químicas dos biofertilizantes dos biodigestores de ave, suíno, ave e resíduo agrícola e suíno e resíduo agrícola.

Resultados				
Parâmetros	Ave	Suíno	Ave + R. Agrícola	Suíno + R. Agrícola
Condutividade elétrica, $\mu\text{mho/cm}$ a 25 °C	7480	3460	10160	7790
Potencial Hidrogeniônico, pH	6,6	9,6	5	7,2
Turbidez, (uT)	212	88,6	> 1000	> 1000
Cor, Unidade de Hazen (mg Pt-Co/L)	>1000	784	793	> 1000
Dureza em Cálcio (Ca^{++}), mg/L	20	18	210	250
Dureza em Magnésio (Mg^{++}), mg/L	7,2	24	378	48
Dureza Total (CaCO_3), mg/L	80	145	2100	825
Sódio (Na^+), mg/L	633,5*	652,8*	2186,1*	3044,2*
Potássio (K^+), mg/L	0,0*	23,9*	54,1*	136,3*
Alumínio (Al^{3+}), mg/L	0,0	0,0	0,02	0,02
Ferro Total, mg/L	1,72*	0,75*	8,58*	4,72*
Alcalinidade em hidróxidos, mg/L (CaCO_3)	0,0	0,0	0	0
Alcalinidade em Carbonatos, mg/L (CaCO_3)	44	116	0	0
Alcalinidade em Bicarbonatos, mg/L (CaCO_3)	26	62	3300	3680
Alcalinidade Total, mg/L (CaCO_3)	70	178	3300	3680
Sulfato (SO_4^-), mg/L	379,4*	3,4*	537,2*	134,5*
Fósforo Total, mg/L	147,4*	21,1*	484,2*	115,8*
Cloreto (Cl), mg/L	340,8*	852*	1065*	1136*
Nitrato (N-NO_3^-), mg/L	10,94*	4,23*	9,88*	12,7*
Nitrito (N-NO_2^-), mg/L	1,146*	0,118*	0,588*	0,647*
Amônia (NH_3), mg/L	654,04*	301,64*	1116,51*	813,44*
Sílica (SiO_2), mg/L	367,9	125	385,7	357,1
Índice de Saturação de Langelier (ISL)	1,09	1,48	-0,80	1,47
Sólidos Totais Dissolvidos a 180 °C (STD), mg/L	2474,7	2151,1	9977,8	10427,3

*Compostos que favorecem os cultivos de microalgas.

As microalgas cultivadas em meios alternativos apresentaram crescimento superior ao meio controle (químico) em algum meio alternativo, mostrando o grande potencial do cultivo de microalgas em meios sintetizados a partir de efluentes. As diferenças observadas nos padrões de crescimento cinético das quatro espécies de microalgas examinadas nos diferentes meios alternativos aqui estudados demonstraram que cada espécie respondeu de maneira distinta às diferentes composições químicas dos meios de cultura

5.4 PURIFICAÇÃO DO BIOGÁS ATRAVÉS DE PROCESSO BIOLÓGICO (*CHLORELLA SP.*)

Visando aumentar o poder calorífico do biogás gerado pelos biodigestores anaeróbicos caseiros, utilizou-se para purificar o biogás cultivos de microrganismo como microalgas fotossintetizantes, uma vez que utilizam o CO_2 para o seu desenvolvimento celular, e dessa forma reduzir a quantidade de CO_2 presente no biogás produzido. Os cultivos de microalgas foram aerados constantemente com uma bomba centrífuga (compressor) para permitir a homogeneização dos microrganismos no cultivo garantindo uma melhor absorção da luz, de nutrientes e de CO_2 . Foram adicionados no cultivo 60 L de biogás em um período de 60 minutos (1 L/min) durante todos os dias de cultivo, o biogás foi adicionado no cultivo no intervalo de 10:00 as 12:00 horas, que é onde ocorre a maior intensidade luminosa garantindo uma maior taxa fotossintética, e possivelmente uma maior absorção de CO_2 . E para determinar a capacidade de remoção de CO_2 contida no biogás pelo cultivo de microalgas foram feitas análises de CO_2 do biogás antes de ser injetado no cultivo e pós-cultivo. A Figura 32, mostra um esquema simplificado de como foi montado o sistema de produção do biogás - biodigestor (biosistema A) e purificação do biogás em cultivo de microalgas – fotobiorreator (biosistema B).

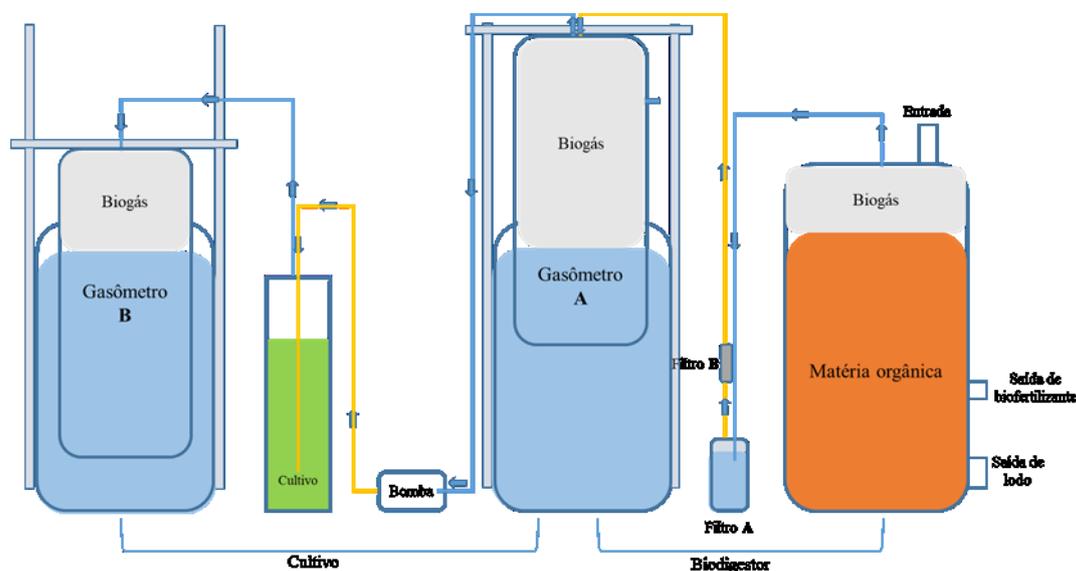


Figura 32. Fluxograma da integração dos biossistemas de produção e purificação do biogás no cultivo de microalgas.

A eficiência de absorção de CO₂ nos cultivos de microalgas em fotobiorreatores tubulares com capacidade para 15 L foi determinada por análise volumétrica dos gases CO₂ e CH₄ antes da adição do biogás na cultura e pós cultura. Essas análises foram realizadas a cada 48 horas durante todo o cultivo (15 dias com adição de 60 L de biogás em 60 minutos por dia, vazão de 1 L/minuto (1,0 vvm). A eficiência de remoção de CO₂ variou de 20,5±1,6, 32,4±2,0, 30,4±2,7, 35,5±0,9, 47,4±2,2, 46,2±1,6, 44,0±1,0 e 53,8±3,3%, de acordo com a concentração de CO₂ presente no biogás, que foram de 39±0,8, 35,5±0,5, 34,5±0,5, 31±0,8, 28,5±0,5, 26±0,5, 25±0,8 e 19,5±0,5% da composição do biogás, respectivamente. Observou-se que as eficiências de remoções de CO₂ foram maiores para o biogás que apresentaram menor teor de CO₂, porém de forma geral a remoção de CO₂ da concentração total do biogás apresentou uma média de 11±1,3% (v/v) independente da concentração de CO₂ (podendo ser observado na Tabela 9), ou seja, se fosse adicionado 11% de CO₂ no cultivo da microalga *Chlorella sp.* (D349WC), todo o CO₂ seria consumido pela cultura. O aumento da concentração de CH₄ é diretamente proporcional a remoção de CO₂, aumentando o grau de pureza do biogás, e consequentemente o poder calorífico, como relatado por Kao *et al.* 2012, e pela ANP (Agência Nacional do Petróleo) na Portaria 128, de 28 de agosto de 2001, que a presença de CO₂ no biogás reduz o poder calorífico. Os resultados obtidos nesta pesquisa evidenciam que o cultivo da microalga *Chlorella sp.* em fotobiorreator tubular tem a capacidade de purificar o biogás, como mostrado na Figura 33.

Kao *et al.* 2012, estudando a remoção de CO₂ em cultivos de *Chlorella sp.* com adição de biogás apresentando aproximadamente 69,4±0,9 % (v/v) de CH₄ e 20,3±1,1% (v/v) de CO₂, observou que as eficiências médias de captura de CO₂ pela *Chlorella sp.* MB-9 após aeração de biogás dessulfurado foram de 86,3 ± 1,9%, 80,3 ± 0,9%, 76,6 ± 1,4% e 73,7 ± 1,3% a uma taxa de fluxo de biogás de 0,05, 0,1, 0,2 e 0,3 vvm, respectivamente. A maior eficiência de captura de CO₂ foi no fluxo de biogás de 0,05 vvm do que na taxa de fluxo de gás de 0,3 vvm. Corroborando de certa forma com os dados desta pesquisa, pois observou-se uma remoção de CO₂ de 53,8±3,3% de uma concentração de CO₂ de 19,5±0,5% (v/v) em um fluxo de biogás de 1,0 vvm, reduzindo para 9±0,8% (v/v), evidenciando que para uma maior absorção de CO₂ pelas culturas de microalgas é necessária uma menor vazão do gás, aumentando dessa forma o tempo de retenção do biogás no cultivo. A coalescência das bolhas de gás é a principal razão para

a diminuição da eficiência de captura de CO₂ em uma taxa de aeração mais alta devido à diminuição do tempo de retenção das bolhas no fotobiorreator. Além disso, a diminuição da área de superfície da bolha por volume unitário de gás também pode reduzir a eficiência de captura de CO₂ (UGWU; OGBONNA; TANAKA, 2005; CHIU *et al.*, 2008)

Tabela 9. Dados da concentração de metano e dióxido de carbono no biogás antes e depois de ser injetado nas culturas de microalgas, e a remoção e eficiência de remoção do CO₂.

Composição do biogás								
Dias	Volume	Antes			Depois			
		Tempo	Média CO ₂	Média CH ₄	Média CO ₂	Média CH ₄	Remoção de CO ₂	Eficiência de remoção CO ₂
1	60L	60min	39±0,8 ^a	61±0,8 ^f	31±1,2 ^a	69±1,2 ^e	8	20,5±1,6
3	60L	60min	35,5±0,5 ^b	64,5±0,5 ^e	24±0,5 ^b	76±0,5 ^d	11	32,4±2,0
5	60L	60min	34,5±0,5 ^b	65,5±0,5 ^e	24±1,2 ^b	76±1,2 ^d	10	30,4±2,7
7	60L	60min	31±0,8 ^c	69±0,8 ^d	20±0,5 ^c	80±0,5 ^c	11	35,5±0,9
9	60L	60min	28,5±0,5 ^d	71,5±0,5 ^c	15±0,8 ^d	85±0,8 ^b	13	47,4±2,2
11	60L	60min	26±0,5 ^e	74±0,5 ^b	14±0,5 ^d	86±0,5 ^b	11	46,2±1,6
13	60L	60min	25±0,8 ^e	75±0,8 ^b	14±0,5 ^d	86±0,5 ^b	11	44,0±1,0
15	60L	60min	19,5±0,5 ^f	80,5±0,5 ^a	9±0,8 ^e	91±0,8 ^a	10	53,8±3,3

Média geral de remoção de CO₂ do biogás 11±1,32

A análises de CO₂ e CH₄ antes e pós cultura apresentaram diferença significativa com P < 0,05.

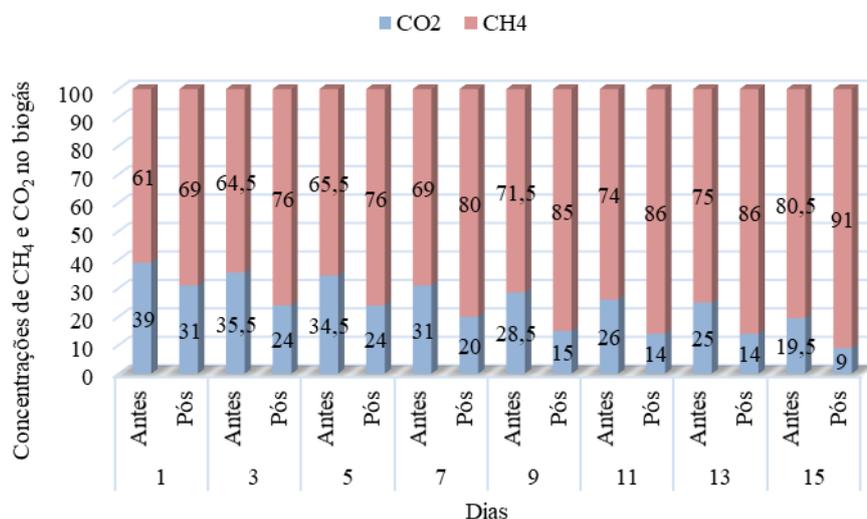


Figura 33. Composição de metano e dióxido carbono no biogás antes e pós cultivos de microalgas.

O poder calorífico do biogás pode ser determinado através do teor de metano, o biogás com 60% de metano tem poder calorífico de 21.480 kJ m⁻³, dessa forma é possível determinar o aumento do poder calorífico do biogás purificado pelo método biológico, podendo comparar se os valores obtidos se aproximam do valor do metano puro que é de

35.800 kJ m⁻³ (MORAN *et al.*, 2010). Os valores do poder calorífico analisado após o processo de captura de CO₂ variou de 24702 a 32578 kJ m⁻³, como pode ser observado na Tabela 10. O biogás injetado no 15º dia atingiu um poder calorífico de 32578 kJ m⁻³, que corresponde a um aumento de 49,2%, valor próximo ao determinado para o metano puro que é de 35800 kJ m⁻³, mostrando que o processo de purificação de CO₂ através de cultivo da *Chlorella sp.* é viável para aumentar a pureza do biogás, principalmente se o biogás apresentar um teor de 10 a 20% de CO₂, podendo remover todo o CO₂ se a concentração for de 10%. Miyawaki *et al.* (2021), observaram um aumento médio de 50% no poder calorífico do biogás purificado por microalgas em todos os meios alternativos, aproximando-se também do valor puro do metano. Isso se deve ao fato que muitas microalgas, inclusive as do gênero *Chlorella* assimilam carbono inorgânico dissolvido (CO₂, HCO₃⁻ e CO₃²⁻) pela via metabólica C3, na qual o carbono inorgânico entra diretamente no ciclo de Calvin (CHEN; XU; VAIDYANATHAN, 2020). Vários pesquisadores (KAO *et al.*, 2012; YAN; ZHENG, 2013; HENDROKO *et al.*, 2011; MIYAWAKI *et al.*, 2021) também relataram que o cultivo de microalgas como, *Arthrospira sp.*, *Chlorella vulgaris* SAG 211-11b, *Chlorella sp.* MM-2, *Chlorella sp.* MB-9, *Chlorella vulgaris* ARC1, *Chlamydomonas sp.*, *Scenedesmus sp.* e *Tetradismus obliquus*, para remoção de CO₂ de biogás se mostrou bastante promissor, além de ser uma alternativa econômica de purificação e ambientalmente sustentável.

Tabela 10. Dados do poder calorífico com relação ao teor de metano antes e depois de passar pela cultura de microalgas.

Dias	Composição do Biogás				
	Antes		Depois		Aumento do poder calorífico %
	Média de CH ₄	Poder calorífico	Média de CH ₄	Poder calorífico	
1	61,0±0,8	21838	69,0±1,2	24702	13,1
3	64,5±0,5	23091	76,0±0,5	27208	24,6
5	65,5±0,5	23449	76,0±0,5	27208	24,6
7	69,0±0,8	24702	80,0±0,5	28640	31,1
9	71,5±0,5	25597	85,0±0,8	30430	39,3
11	74,0±0,5	26492	86,0±0,5	30788	41,0
13	75,0±0,8	26850	86,0±0,5	30788	41,0
15	80,5±0,5	28819	91,0±0,8	32578	49,2

5.5 BIOGÁS NO CULTIVO DA *CHLORELLA SP.*

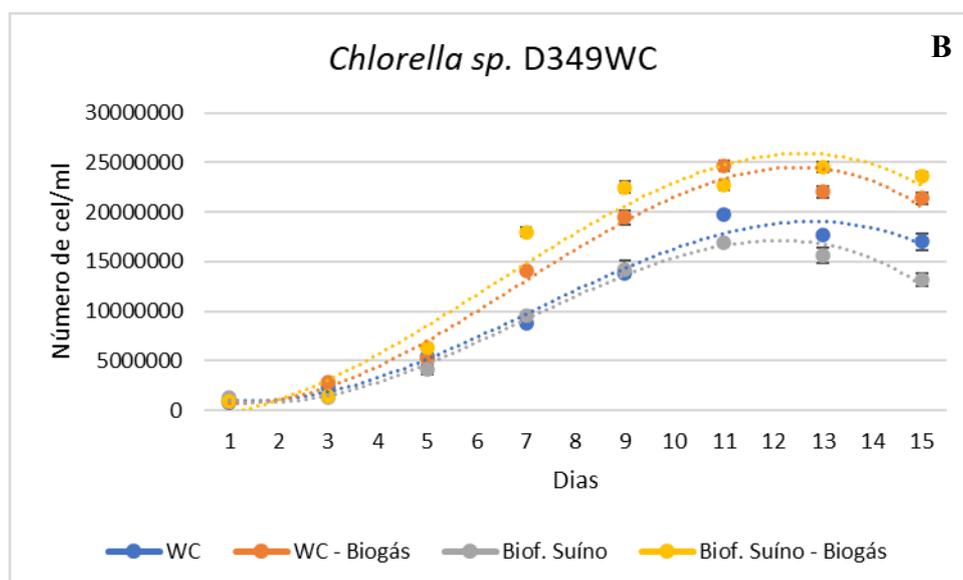
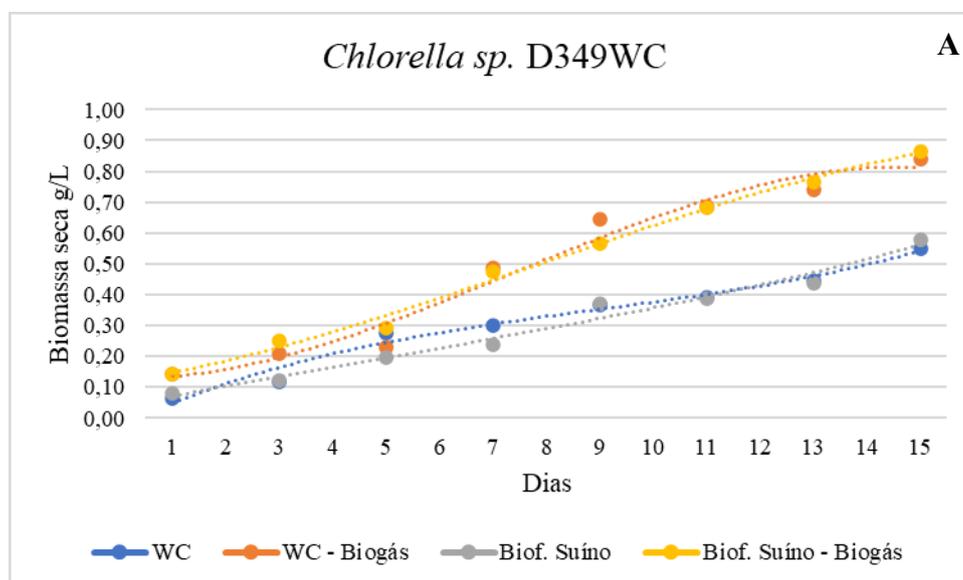
O biogás utilizado nesta pesquisa foi gerado pelo processo de biodigestão anaeróbica realizado no biodigestor anaeróbico caseiro utilizando esterco suíno. E logo em seguida o biogás foi dessulfurizado em filtro contendo malha de aço, pelo processo de absorção química diminuindo o teor de H₂S a uma concentração inferior a 80 ppmV, e armazenado em gasômetros para então ser utilizado nos cultivos. Para a realização do experimento com a adição do biogás, foi determinada a concentração de CO₂ e CH₄ do biogás antes e depois de passar pelo cultivo, utilizando uma vazão de 1 L.min⁻¹. O crescimento do cultivo foi monitorado por fluorescência in vivo, peso seco da biomassa e contagem celular em intervalos de 48 horas que permitiu determinar as curvas de crescimentos de cada ensaio. Na Figura 30, pode ser observada as curvas de crescimento obtidas com os dados das contagens celulares (Figura 30B), do peso seco da biomassa (Figura 30A) e da fluorescência in vivo dos cultivos (Figura 30C). Esses ensaios foram realizados com meio WC aerado (com ar ambiente) e sem adição de biogás (condição controle), meio WC aerado e com adição de biogás, meio alternativo suíno (desenvolvido com biofertilizante suíno) aerado e sem adição de biogás e meio alternativo suíno aerado e com adição de biogás.

Os melhores resultados obtidos demonstram que os cultivos de microalgas com injeção de biogás apresentaram maior produção de biomassa, e um número maior de células por ml em comparação com os ensaios que só foram aerados com ar ambiente. Onde pode ser observado que o cultivo com meio alternativo com adição de biogás apresentou produção de biomassa, e um número maior de células/ml semelhante ao meio WC com adição de biogás. Observou-se que a fase Lag dos cultivos durou dois dias, é nessa fase que ocorre a aclimação das microalgas aos meios e as condições do ambiente, e a partir do 3º dia os cultivos já entraram na fase exponencial, fase de crescimento expressivo dos microrganismos, a suplementação com CO₂ proveniente do biogás se deu a partir do primeiro dia de cultivo.

O crescimento celular máximo alcançado nos cultivos aerados com biogás foram de $245,18 \pm 5,6 \times 10^5$ células/mL⁻¹ no 14º dia de cultivo no meio alternativo suíno, de $246,23 \pm 5,2 \times 10^5$ células/mL⁻¹ no 11º dia de cultivo no meio WC. Já os cultivos que foram aerados com ar ambiente apresentaram crescimento celular de $198,12 \pm 3,7 \times 10^5$ e $168,92 \pm 1,9 \times 10^5$ no 11º dia para o meio WC e meio alternativo suíno, respectivamente.

As maiores concentrações de biomassa em peso seco foram para os cultivos que tiveram adição do biogás, o cultivo com meio alternativo suíno com injeção de biogás apresentou a maior concentração de biomassa $0,87 \pm 0,001 \text{ g.L}^{-1}$, seguido pelo cultivo com meio WC com injeção de biogás alcançado $0,84 \pm 0,002 \text{ g.L}^{-1}$. Já os cultivos, com meio WC aerado com ar ambiente (controle) obteve $0,55 \pm 0,001 \text{ g.L}^{-1}$ e com o meio alternativo suíno $0,58 \pm 0,001 \text{ g.L}^{-1}$, ou seja, podemos observar que ocorreu um aumento de 0,55 do meio WC sem injeção de biogás para $0,84 \text{ g.L}^{-1}$ no meio WC com adição de biogás, e para o meio alternativo aumento de 0,58 sem injeção de biogás para $0,87 \text{ g.L}^{-1}$ com adição de biogás (Tabela 11). A utilização de CO_2 como suplemento aumentou a quantidade de biomassa nos cultivos, mostrando que essa fonte de carbono é eficaz podendo melhorar significativamente o desenvolvimento das culturas de microalgas em fotobiorreatores. O carbono é um dos principais elementos na produção de biomassa microalgal, essa biomassa é composta por cerca de 50% de carbono, sendo obtido na maioria dos casos através do CO_2 , que é assimilado no processo de fotossíntese, responsável pela síntese de carboidrato, proteínas, vitaminas e lipídeos (LOURENÇO, 2006; RICHOMD, 2008; MATA *et al.*, 2010). Comparando os resultados com os meios que foram aerados somente com ar ambiente, nota-se que a adição do biogás como fonte extra de carbono interfere diretamente no crescimento da microalga de forma positiva. Os dados tanto do número celular quanto o da biomassa seca, mostraram que os cultivos que foram injetados biogás tiveram melhor desempenho. Chaudhary, Dikshit e Tong (2018), pesquisando a biofixação do carbono usando a *Chlorella vulgaris* e *Scenedesmus obliquus* relataram maior concentração de biomassa nos cultivos com adição de CO_2 com relação aos ensaios com ar ambiente corroborando com os resultados deste estudo. Miyawaki *et al.* (2020), em seu trabalho utilizando a adição de CO_2 de biogás nos cultivos da microalga *Tetradismus obliquus* também obtiveram a maior concentração de biomassa para o meio alternativo a base de esterco suíno biodegradado e para o meio controle (CHU), corroborando com os dados desta pesquisa, evidenciando que a adição de CO_2 e a utilização de meio derivado da biodegração de dejetos suínos tem grande potencial para produção de biomassa microalgal. Jiang *et al.* (2011), utilizando meio de cultivo de efluente de esgoto sanitário somada a utilização de CO_2 observou um aumento de 0,71 para $2,23 \text{ g.L}^{-1}$ a produção da microalga *Nannochloropsis sp.* E Miyawaki (2014), trabalhando com meio suíno, meio de esgoto sanitário e meio bovino aerados com biogás, obteve uma maior concentração de biomassa (mix de microalgas) com relação aos meios

sem adição de biogás. Esses dados confirmam os nossos, onde também notamos que a adição de biogás em culturas de microalgas aumenta o rendimento de forma eficiente.



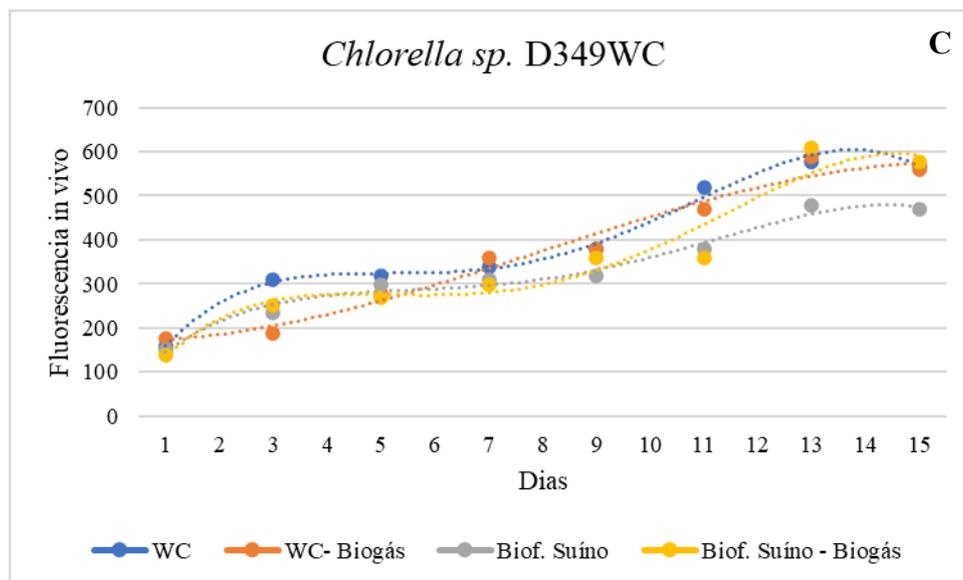


Figura 34 – Curvas de crescimento celular do cultivo da microalga *Chlorella sp* no meio WC aerado com ar ambiente e com adição de biogás, e no meio alternativo suíno aerado com ar ambiente e com biogás como fonte de carbono, por peso seco de biomassa (A), por número de células/ml (B) e por Fluorescência in vivo (C).

Os resultados do teor de proteína total (PT), carboidrato total (CT) e lipídeo total (LT) para a *Chlorella sp.* evidenciaram que os ensaios que foram submetidos a adição de CO₂ apresentaram um percentual mais elevado desses compostos, aumentando principalmente o valor de proteína e lipídeo na biomassa algal. O Ciclo de Calvin é a principal via metabólica responsável pela redução do carbono, por meio da fotossíntese fixa o CO₂ no ciclo de Calvin, produzindo ácidos graxos, carboidratos, aminoácidos e ácidos orgânicos (RICHMOND, 2008). O meio controle (WC) apresentou teor de PT de 36,09±2,04%, CT de 24,30±1,65 e LT de 9,06±1,66, resultados menores que os encontrado nos ensaios com meio alternativo suíno e suplementação de biogás, onde o melhor resultado foi alcançado utilizando o meio alternativo e a adição de CO₂, atingindo 42,79±1,01 de PT, 29±0,49 de CT e 17,06±0,34 de LT (Tabela 11). A adição de CO₂ nos cultivos variaram de 19,5±0,5 a 39±0,8%, pois dependia da concentração no biogás, obteve uma média de remoção de 11±1,32% de CO₂. E uma eficiência de remoção de 53,8±3,3 quando submetido a uma quantidade de CO₂ de 19,5±0,5%.

Tabela 11. Dados de crescimento, de produção de biomassa, e de teores de PT, CT e LT nos cultivos da *Chlorella* sp. em diferentes condições.

<i>Chlorella</i> sp. (D349WC)	Número Máximo de Células (Cel/ml ⁻¹ x10 ⁵)	Duração da Fase Log. Dias (Exponencial)	Velocidade de Crescimento K	Rendimento em Biomassa seca (g)	Rendimento em Biomassa seca (g/L)	Produtividade da biomassa (mgL ⁻¹ Dia ⁻¹)	Proteína Total (%)	Carboidrato Total (%)	Lipídeo Total (%)
WC	198,12	3	0,933	8,3 ^b	0,55	38,8	36,09±2,04 ^c	24,30±1,65 ^c	9,06±1,66 ^c
WC com Biogás	246,23	3	0,989	12,6 ^a	0,84	59,0	40,59±1,05 ^b	28±0,93 ^a	14,04±0,54 ^b
Biof. Suíno	168,92	2	0,946	8,7 ^b	0,58	40,9	37,54±1,49 ^c	27,14±0,94 ^b	12,23±0,61 ^c
Biof. Suíno com Biogás	245,18	4	1,027	13,0 ^a	0,87	61,1	42,79±1,01 ^a	29±0,49 ^a	17,06±0,34 ^a

O teste ANOVA foi realizado para as amostras de biomassa seca em grama, PT, CT e LT apresentando diferença estatística significativa ($p < 0,05$).

Jain *et al.* (2018), pesquisando a fixação de CO₂ e produção de biodiesel com a *Chlorella vulgaris* NIOCCV, observaram um aumento no teor de lipídios totais com o aumento da concentração de CO₂ de 5% para 10% de 28,5 ± 2,1% e 38 ± 2,8, respectivamente, enquanto o mesmo diminuiu para 18 ± 2,8% na concentração de CO₂ mais alta de 20%. Mostrando que o teor baixo de lipídeo nos ensaios com a adição do biogás se deu por causa da elevada concentração de CO₂ no biogás. mas ainda apresentaram um valor maior com relação ao ensaio controle sem adição de biogás. a adição de CO₂ ocorreu durante todo o cultivo com o fluxo de gás ajustado para 0,5 vvm em filtros de 0,22 µm, sob temperatura de 28 °C.

Tongprawhan, Srinuanpan e Cheirsilp (2014), estudando a biocaptura de CO₂ por microalgas para melhorar o conteúdo de metano e de lipídeo, observou que as *Chlorella protothecoides*, *Chlorella* sp. e a *Chlorella* sp. marinha produziram 26,5±3,8^{ao}%, 25,4±2,7^{ao}% e 28,3±2,9^{ao}% de lipídio total submetido a 50% de CO₂ e 50% CH₄, respectivamente, sendo a *Chlorella* sp. marinha a mais adequada para produzir lipídeos, Porém com relação aos ensaios controle ocorreu uma pequena elevação no teor de lipídio que foi de 22,9±4,3 para 26,5±3,8

para a *C. protothecoides*, de $25,8 \pm 2,3$ para $25,4 \pm 2,7$ para a *Chlorella sp.* e de $27,6 \pm 3,3$ para $28,3 \pm 2,9$ para a *Chlorella sp.* marinha. Mostrando que a cepa que mais produziu lipídio com relação ao controle foi a *C. protothecoides*. Isso evidencia que o teor de lipídio depende da cepa de microalga selecionada e que tem cepas que respondem positivo a adição de CO_2 para produzir mais lipídeos que outras. A taxa de fluxo de gás para os ensaios foi de $0,01 \text{ L min}^{-1}$ durante o período de iluminação de 16 h por dia, com a intensidade de luz de 3000 lux fornecida por lâmpadas fluorescentes brancas frias. E a concentração inicial de células foi de 10^6 células ml^{-1} , o tempo de cultivo durou até que o crescimento celular entrasse na fase estacionária: 24 dias sendo aerado com ar e 8 dias sendo aerado com 50% CO_2 no ar e 50% CO_2 no metano.

Xie *et al.* (2018), trabalhando com a *Chlorella sorokiniana* também relataram uma diminuição no conteúdo lipídico com o aumento na concentração de CO_2 de 10 para 15 e 20, com um maior conteúdo de lipídio de 17,7% para 10% de CO_2 . Obtiveram uma maior produção de biomassa na taxa de fluxo de gás de 6 sccm (0,006 vvm), e o maior conteúdo de lipídeo de aproximadamente 23% para a taxa de fluxo de gás de 10 e 20 sccm (0,01 e 0,02 vvm respectivamente).

Miyawaki *et al.* (2020), pesquisando a purificação de biogás em diferentes meios alternativos utilizando a microalga *Tetradismus obliquus* (esterco suíno, bovino e esgoto doméstico) alcançou uma maior produção lipídica de $26 \pm 1,6$ para o meio alternativo a base de esterco suíno com adição de biogás (37% de CO_2 , fluxo de gás de 1 L/min), sendo maior que o conteúdo lipídico para os outros meios alternativos sem e com adição de biogás, e maior que o controle que teve $23 \pm 0,3$ de lipídio total.

Duarte, Fanka e Costa (2016), estudando a composição da biomassa de *Chlorella fusca* LEB 111 com adição de 10% de CO_2 (fluxo de gases de 0,05 vvm) submetidas a outros elementos como SO_2 , NO e cinzas contabilizando cinco ensaios com relação ao controle obteve resultados semelhante em todos os experimentos com cerca de 19,7% (vv^{-1}) de carboidratos, 15,5% (vv^{-1}) de lipídios e 50,2% (vv^{-1}) de proteínas.

Choix *et al.* (2018), estudaram a produção de biomassa, a fixação de CO_2 (25%) do biogás e o acúmulo de compostos celulares por *Chlorella vulgaris* U162, *Chlorella sp.*, *Scenedesmus obliquus* U169 e *Scenedesmus sp.* usando vinhaça de tequila (TVs) biodigeridas e filtradas como meios de culturas, foram avaliados e comparados com os meios de culturas convencionais de microalgas, C30, BG-11, Bold 3N e Bristol. A produção de biomassa de *Chlorella sp.* alimentado com ar foi maior quando cultivado em meio filtrado ($1,55 \pm 0,29 \text{ g L}^{-1}$) do que em TVs biodigeridas ($1,07 \pm 0,06 \text{ g L}^{-1}$), embora

ambos os resíduos tenham induzido uma produção de biomassa maior do que os meios de cultura convencionais utilizados. No entanto, a produção de biomassa foi significativamente maior em ambos os resíduos, atingindo $1,75 \pm 0,35$ (TVs biodigeridas) e $2,30 \pm 0,27 \text{ gL}^{-1}$ (TVs filtradas) quando alimentados com biogás. Da mesma forma, a *C. vulgaris* U162 com fornecimento de ar apresentou uma produção de biomassa de $1,18 \pm 0,19$ (TVs biodigeridas) e $1,69 \pm 0,18 \text{ gL}^{-1}$ (TVs filtradas). Enquanto alimentado com biogás, a produção aumentou significativamente, $1,57 \pm 0,17$ e $2,22 \pm 0,26 \text{ gL}^{-1}$ em TVs biodigeridas e filtradas, respectivamente, sendo maiores em ambos os resíduos do que cultivadas em meios convencionais. A produção de biomassa por *Scenedesmus sp.* fornecido com ar e crescimento em TVs filtradas ($1,19 \pm 0,19 \text{ gL}^{-1}$) e biodigeridas ($1,10 \pm 0,13 \text{ gL}^{-1}$) foram maiores do que quando cultivadas em meios de culturas convencionais, e também aumentou significativamente quando fornecido com biogás registrando $1,45 \pm 0,16$ e $2,23 \pm 0,19 \text{ gL}^{-1}$ cultivado em TVs biodigeridas e filtradas, respectivamente. E o *S. obliquus* U169 fornecido com ar atingiu uma produção de biomassa de $1,06 \pm 0,13$ e $1,41 \pm 0,10 \text{ gL}^{-1}$ cultivadas em TVs biodigestadas e filtradas, respectivamente; fornecido com biogás, registrou $1,56 \pm 0,06$ e $1,84 \pm 0,07 \text{ gL}^{-1}$, respectivamente, obtendo uma produção maior do que nos meios convencionais. As quatro microalgas avaliadas alcançaram a maior produção de biomassa e taxa de fixação de CO_2 cultivadas em ambos os resíduos, acumulando principalmente carboidratos e proteínas.

Os resultados obtidos pelos autores, assim como os desta pesquisa, mostram que o cultivo de microalgas com adição de biogás rico em CO_2 aumenta não só a concentração de biomassa algal, mas também a concentração de compostos como proteína, carboidratos e lipídeos, que são de grande interesse das indústrias químicas, farmacêuticas, alimentícias e de biocombustíveis.

6 CONCLUSÕES

Os biodigestores desenvolvidos apresentaram excelente desempenho operacional, por não apresentarem vazamento, garantir uma maior exposição ao sol, por ficarem sobre o solo, o que permitiu ao sistema operar em condições mesofílicas de temperatura, ideais para a produção de biogás. Os BS e BB apresentaram maiores produção de biogás e

metano que foi de 3,747 m³ (71,1% de CH₄) e de 3,726 m³ (73,1% CH₄), respectivamente. O BS produziu 804,8 L/kgSV de biogás e 572,2 L/kgSV de metano o BB produziu 626,0 L/kgSV de biogás e 457,6 de metano. O BAC com correção de pH produziu 3,3 vezes mais biogás que o BA sem correção de pH que foi de 0,665 m³ para 2,196 m³, respectivamente, mostrando a importância da correção do pH do resíduo a ser utilizado, para garantir uma melhor produção de biogás e metano. Os resíduos de suínos e aves tem grande potencial para produzir biogás, seja na sua utilização em monodigestão ou co-digestão.

As três espécies de microalgas que foram selecionadas por serem ricas em proteínas visando a aplicação da sua biomassa na suplementação de ração animal, apresentaram crescimentos superiores utilizando meios alternativos sintetizados a partir dos efluentes dos biodigestores com relação aos ensaios com meios químicos controles. A *Monoraphidium contortum* cresceu melhor no meio sintetizado com biofertilizante do BS a 2% v/v, a *Golenkinia radiata* no meio sintetizado com biofertilizante do BA a 2% v/v, e a *Chlorella sp.* no meio com biofertilizante BS a 2% v/v, essas microalgas cresceram melhor em mais de uma condição de meio alternativo mostrando o grande potencial desses biofertilizantes, por apresentarem em sua composição compostos como, nitrogênio, fosforo, potássio, cloreto, sulfato, sódio entre outros compostos, que são essenciais ao desenvolvimento de organismos fotossintetizantes.

A purificação do biogás foi realizada no cultivo da *Chlorella sp.*, apresentando uma maior eficiência de remoção de 53,8% de CO₂ quando adicionado o biogás com 19,5% de CO₂, reduzindo a 10%, e apresentando uma média geral de remoção de CO₂ de 11%. Essa remoção de CO₂ eleva o poder calorífico para valores próximos do biogás purificado, possibilitando seu uso em outros setores energéticos. O cultivo da *Chlorella sp.* com adição de biogás aumentou a concentração de biomassa algal com relação ao ensaio controle e ao meio alternativo sem adição de biogás. Além de proporcionar um percentual maior de PT, CT e LT no meio alternativo e no meio alternativo com adição de biogás com relação ao meio controle com e sem adição de biogás. Mostrando o grande potencial dos meios alternativos e da adição de biogás para a produção de microalgas. Os resultados obtidos nesta pesquisa mostram a possibilidade de implantação tanto do biossistema de produção de biogás como do biossistema de produção de biomassa microalgal, ou da integração dos biossistemas em propriedades rurais voltadas para a agricultura familiar.

REFERÊNCIAS

ABBASI, T., TAUSEEF, S.M., ABBASI S.A. Anaerobic digestion for global warming control and energy generation - An overview. **Renew sust energ** ver.16. 3228– 3242. 2012.

ABDEL-RAOUF, N.; AI-HOMAIDAN, A.A.; IBRAHEEM, I.B.M. Microalgae and wastewater treatment, **Saudi Journal of Biological Sciences**. v.19, p.257-275, 2012.

ADEBAYO, T.S., AWOSUSI, A.A., ADESHOLA, I. Determinants of CO₂ emissions in emerging markets: An empirical evidence from mint economies. **Int. J. Renew. Energy Dev**. 2020.

Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis - ANP. Boletim mensal do biodiesel. (Portaria 128, de 28 de agosto de 2001) 2013.

AHMED, Shams Forruque *et al*. Progresso e desafios da remoção de contaminantes de águas residuais usando biomassa de microalgas. **Chemosphere**, pág. 131656, 2021.

ALI, SALMAN *et al*. Effect of different initial low pH conditions on biogas production, composition, and shift in the acetoclastic methanogenic population. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 289, p.121-579, out. 2019.

ANDRADE, M. A. N., *et al*. Biodigestores rurais no contexto da atual crise de energia elétrica brasileira e na perspectiva da sustentabilidade ambiental. Proceedings of the 4th Encontro de Energia no Meio Rural, 2002.

ANEROUSIS, J. P. & S. K. WHITMAN. "Iron Sponge: Still a Top Option for Sour Gas Sweetening." **Oil and Gas Journal** February,1985. 18: 71-76. 1985.

ANTAL, T. K.; KRENDELEVA, T. E.; RUBIN, A. B. Acclimation of green algae to sulfur deficiency: underlying mechanisms and application for hydrogen production. **Appl. Microbiol Biotechnology**, v. 89, p. 3-15, 2011.

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION Standard methods for the examination of water and wastewater. New York, 1999.

ARAÚJO, E. N.; OLIVEIRA, A. P., CAVALCANTE, L. F.; PEREIRA, W. E.; BRITO, N. M.; CYNTHIA, M. D. L.; SILVA, É. É. Produção do pimentão adubado com esterco bovino e biofertilizante. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 11, n. 5, p. 466- 470, 2007.

ARAÚJO, F. A. R. Biofertilizante bovino e adubação mineral no mamoeiro e na fertilidade do solo. 2007. 98p. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências Agrárias, Areia, PB. 2007.

ARRUDA, M. H.; AMARAL, L. P.; PIRES, O. P. J.; BARUFI, C. R. V. Dimensionamento de Biodigestor para Geração de Energia Alternativa. **Revista Científica Eletrônica de Agronomia**, ano I, n. 2, 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL – ABPA. Disponível em: <<http://abpa-br.org/>> acesso em: 02.01.2020.

Barone, V., Puglisi, I., Fragal` à, F., Piero, ARL, Giuffrida, F., & Baglieri, A. Novo bioprocesso para o cultivo de microalgas em sistema hidropônico de cultivo de tomateiro. **Journal of Applied Phycology**, 31, 465-470. 2019.

BARRERA, P. **Biodigestores: energia, fertilidade e saneamento para a zona rural**. 2. Ed. São Paulo: Icone, 106p. 2003.

BATISTA, L. F. **Manual Técnico - construção e operação de biodigestores – Modelo Indiano**. Brasília: EMBRATER, 54p. 1981.

BEAUSANG, Ciara; MCDONNELL, Kevin; MURPHY, Fionnuala. Digestão anaeróbia de cama de frango - Uma avaliação do ciclo de vida conseqüente. **Ciência do Ambiente Total**, v. 735, p. 139494, 2020.

BECKER, E. W. *Microalgae. Biotechnology and Microbiology*. Cambridge University Press. 295 p. ISBN: 0-521-35020-4. 2008.

BEDOIC, Robert et al. Green biomass to biogas - A study on anaerobic digestion of residue grass. **Journal of Cleaner Production**, [S. 1], v. 213, p. 700-709, 2019.

BEDUSCHI, L. C.; ORTOLANI A. F.; COAN, O. Considerações gerais sobre a estação da UNESP de biogás automotivo a baixa pressão, in II encontro sobre biogás automotivo - Coletânea dos trabalhos apresentados, EMBRATER, Serviço de extensão rural, EMBRATER/UNESP, Jaboticabal, 1985.

BIODIGESTORES RURAIS: Modelo Indiano, Chinês e Batelada. FEAGRI. Faculdade de Engenharia Agrícola de São Paulo, São Paulo, 2002.

BLIGH, E. G.; DYER, W. J. A rapid method of total lipid extraction and purification. **Canadian Journal of Biochemistry and Physiology**, v. 37, p. 911–917, 1959.

BOROWITZKA, M. A. Commercial production of microalgae: ponds, tanks, tubes and fermenters. **J Biotechnol**. 70, 313-321, 1999.

BRASIL. Decreto nº. 4.954, de 14 de janeiro de 2004. Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília, DF, 15 de jan. 2004. Seção 1, p. 2. Disponível em: <https://legislacao.presidencia.gov.br/atos/?tipo=DEC&numero=4954&ano=2004&ato=813MzYq1keRpWT439>; Acesso em: 20/10/2020.

BUDIÑO, L. F. E.; TUCCI, M. F.; HANNAS, M. I. In: SEMINÁRIO SOBRE GERAÇÃO, APROVEITAMENTO E UTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS NA SUINOCULTURA, Jaboticabal. UNESP: Jaboticabal, 79 p. 2000.

- CAI, T.; PARK, S. Y.; LI, Y. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.19, p. 360–369, 2013.
- CAI, Yafan et al. Exploring the combined effect of total ammonia nitrogen, pH and temperature on anaerobic digestion of chicken manure using response surface methodology and two kinetic models. **Bioresource Technology**, p. 125328, 2021.
- CALIXTO, Clediana Dantas et al. Biochemical compositions and fatty acid profiles in four species of microalgae cultivated on household sewage and agro-industrial residues. **Bioresource technology**, v. 221, p. 438-446, 2016.
- CALLAGHAN, F.J., WASE, D.A.J., THAYANITHY, K., FORSTER, C.F. Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable waste and chicken manure. **Biomass and Bioenergy**; 27, 71-77. 2002.
- CAMPOS, V. B.; BARBARINO, E.; LOURENÇO, S. O. Crescimento e composição química de dez espécies de microalgas marinhas em cultivos estanques. **Ciência Rural**, v.40, n.2, p. 339-347, 2010.
- CANTRELL, K. B.; DUCEY, T.; RO, K. S.; HUNT, P. G. Livestock waste-to-bioenergy generation opportunities. **Bioresource technology**, v. 99, n. 17, p. 7941–53, 2008.
- CAO, LEIPENG et al. Effects of temperature and inoculation ratio on methane production and nutrient solubility of swine manure anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 299, p.122-552, mar. 2020.
- CARRILHO, NUNO FILIPE QUEIROGA. Valorização de Bio-resíduos Alimentares por Digestão Anaeróbia Descentralizada – Caso de Estudo: Campus da FCT/UML. 2012. 126 f. Dissertação (Mestrado em Energia e Bioenergia) – Universidade Nova de Lisboa, Lisboa 2012.
- CASSINI, Servio Túlio. **Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 196 p. 2003.
- CASTANHO, D. S.; ARRUDA, H. J. Biodigestores. In: VI Semana de Tecnologia em Alimentos. Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR Campus Ponta Grossa – Paraná. 2008.
- CASTRO L. R.; CORTEZ L.A.B. Influência da temperatura no desempenho de biodigestores com esterco bovino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.2, p.97-102, 1998. Campina grande-PB, DEAg/UFPB. 1998.
- CHAUDHARY, Ramjee; DIKSHIT, Anil Kumar; TONG, Yen Wah. Carbon-dioxide biofixation and phycoremediation of municipal wastewater using *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus obliquus*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 21, p. 20399-20406, 2018.

CHEAH, W. Y.; SHOW, P. L.; CHANG, J.-S.; LING, T. C.; CHING JUAN, J. Biosequestration of atmospheric CO₂ and flue gas-containing CO₂ by microalgae. **Bioresource Technology**, 2014.

CHEN, Y., XU, C.; VAIDYANATHAN, S. Influência da gestão de gases na conversão bioquímica de CO₂ por microalgas para produção de biocombustíveis. **Applied Energy**, 261, 114420. (2019).

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

CHERNICHARO, Carlos Augusto Lemos. **Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMF. Volume 5, 2^a ed. 588 p. 1997.

CHIU, S.Y., KAO, C.Y., CHEN, C.H., KUAN, T.C., ONG, S.C., LIN, C.S. Reduction of CO₂ by a high-density culture of *Chlorella* sp. in a semicontinuous photobioreactor. **Bioresour. Technol.** 99, 3389–3396. 2008.

CHOIX, Francisco J. et al. High biomass production and CO₂ fixation from biogas by *Chlorella* and *Scenedesmus* microalgae using tequila vinasses as culture medium. **Journal of Applied Phycology**, v. 30, n. 4, p. 2247-2258, 2018.

CIOTOLA, R.J., MARTIN, J.F., TAMKIN, A., CASTAN' O, J.M., ROSENBLUM, J., BISESI, M.S., LEE, J. The influence of loading rate and variable temperatures on microbial communities in anaerobic digesters. **Energies** 7 (2), 785–803. 2014.

COMASTRI FILHO, J. A. **Biogás independência energética do pantanal matogrossense**, Circular técnica, n.9, EMBRAPA Unidade de Execução de Pesquisa de Âmbito Estadual de Corumbá, Corumbá, 53p. 1981.

COOK, Sherri M. et al. A stability assessment tool for anaerobic codigestion. **Water Research**, [S. 1], v. 112, p. 19-28, 2017.

COSBEY, A. Trade, sustainable development and a green economy: Benefits, challenges and risks. *The Transition to a Green Economy: Benefits, Challenges and Risks from a Sustainable Development Perspective*, p. 40, 2011.

COSTA, J. A. V., MORAIS, M. G. The role of biochemical engineering in the production of biofuels from microalgae. **Bioresource Technology**. v. 102, p. 2-9, 2011.

CÔTE, C.; MASSE, D.I.; QUESSY, S. Reduction of indicator and pathogenic microorganisms by psychrophilic anaerobic digestion in swine slurries. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 1, p. 686-691, 2006.

CREMONEZ, Paulo André et al. Two-Stage anaerobic digestion in agroindustrial waste treatment: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 281, p. 111854, 2021.

DE CARVALHO, Júlio Cesar et al. Biorefinery integration of microalgae production into cassava processing industry: Potential and perspectives. **Bioresource technology**, v. 247, p. 1165-1172, 2018.

DE OLIVEIRA PARANHOS, Aline Gomes et al. Methane production by co-digestion of poultry manure and lignocellulosic biomass: kinetic and energy assessment. **Bioresource technology**, v. 300, p. 122588, 2020.

DEGANUTTI, R.; PALHACI, M. C. J. P.; ROSSI, M.; TAVARES, R.; SANTOS, C. Biodigestores Rurais: Modelo Indiano, Chinês e Batelalda. 2002.

DE OLIVEIRA PARANHOS, Aline Gomes et al. Methane production by co-digestion of poultry manure and lignocellulosic biomass: kinetic and energy assessment. **Bioresource technology**, v. 300, p. 122588, 2019.

DERNER, R. B.; OHSE, S.; VILLELA, M.; CARVALHO, S.M.; FETT, R. Microalgas, produtos e aplicações. **Ciência Rural**, v. 6, p. 1959 -1967, 2006.

DEUBLEINB, D.; STEINHAUSER, A. Biogas from waste and renewable resources, WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, 368p. 2008.

DUARTE, Jessica Hartwig; FANKA, Letícia Schneider; COSTA, Jorge Alberto Vieira. Utilização de gases de combustão simulados contendo CO₂, SO₂, NO e cinzas para o cultivo de *Chlorella fusca* **Bioresource technology**, v. 214, p.159-165, 2016.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/suinos-e-aves/cias/estatisticas>> acesso em: 02.01.2020.

ESPERANCINI, M. S. T.; COLEN, F.; BUENO, O. C.; PIMENTEL, A.E.B.; SIMONE, J. Viabilidade técnica e econômica da substituição de fontes convencionais de energia por biogás em assentamento rural do estado de São Paulo. **Revista de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 1, p. 110-118, 2007.

FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. (FNR). Guía sobre el biogás. Desde la producción hasta el uso. **Deutsche Gesellschaft für. Internationale Zusammenarbeit. Alemania**. 2010.

FAO and ITPS. 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy. 2015.

FARIA, RUI ALEXANDRE PEREIRA. Avaliação do potencial de geração de biogás e de produção de energia a partir da remoção da carga orgânica de uma estação de tratamento de esgoto – Estudo de caso. 2012. 76 f. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE. Cascavel/ PR. 2012.

FILHO, J. A. C. **Biogás, independência energética do pantanal mato-grossense**. Circular técnica no. 9. Corumbá, EMBRAPA, 53 p. 1981.

GÁBOR NAGY; ÁGNES WOPERA. Biogas Production from Pig Slurry – Feasibility and Challenges. **Materials Science and Engineering**, Volume 37/2, pp. 65–75. 2012.

GASPAR, R. M. B. L. **Utilização de Biodigestores em Pequenas e Médias Propriedade Rurais com Ênfase na Agregação de Valor: Um Estudo de Caso na região de Toledo – PR**. 106 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento e Estratégia Organizacional) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis/SC. 2003.

GLIVIN, Godwin et al. Conversion of biowaste to biogas: A review of current status on techno-economic challenges, policies, technologies and mitigation to environmental impacts. **Fuel**, v. 302, p. 121153, 2021.

GOLDEMBERG, J; PALETTA, F. C. **Energias Renováveis: Série Energia e Sustentabilidade**. São Paulo: Blucher, Volume 1. 110 p. 2012.

GRANDO, R.L., ANTUNE, A.M., de, S., FONSECA, F.V. da, SÁNCHEZ, A., BARRENA, R., FONT, X. Technology overview of biogas production in anaerobic digestion plants: a European evaluation of research and development. **Renewable Sustainable Energy Rev.** 8. 2017.

GUARDABASSI, P.; PIRES, R.G. Auto geração de energia elétrica em condomínios residenciais utilizando biogás de esgoto/gás natural, In: FERRER, J.T.V. (Ed.). **Biogás: Projetos e pesquisas no Brasil**. Rio de Janeiro: Rio de Janeiro, 2006. p. 131-137.

GUARES, Simone Andreia; DE LIMA, José Donizetti; OLIVEIRA, Gilson Adamczuk. Techno-economic model to appraise the use of cattle manure in biodigesters in the generation of electrical energy and biofertilizer. **Biomass and Bioenergy**, v. 150, p. 106107, 2021.

GURMESSA, Biyensa et al. Manure anaerobic digestion effects and the role of pre-and post-treatments on veterinary antibiotics and antibiotic resistance genes removal efficiency. **Science of the Total Environment**, v. 721, p. 137532, 2020.

HARUN, R., SINGH, M., FORDE, G. M., DANQUAH, M. K. Bioprocess engineering of microalgae to produce a variety of consumer products. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v. 14, p. 1037-1047, 2010.

HENDROKO1A, Roy et al. Biorefinery Preliminary Studies: Integration of Slurry and CO₂ as Biomethane Digester Waste for Microalgae *Scenedesmus* sp. Growth. In: **International seminar on chemical engineering Soehadi Reksowardojo, Bandung**. 2011.

HIJAZI, O. et al. Review of life cycle assessment for biogas production in Europe. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v. 54, p. 1291-1300, 2016.

HÖÖK, Mikael; TANG, Xu. Depletion of fossil fuels and anthropogenic climate change—A review. **Energy policy**, v. 52, p. 797-809, 2013.

HU, B.; MIN, M.; ZHOU, W.; DU, Z.; MOHR, M.; CHEN, P.; ZHU, J.; CHENG, Y.; LIU, Y.; RUAN, R. Enhanced mixotrophic growth of microalga *Chlorella* sp. on pretreated swine manure for simultaneous biofuel feedstock production and nutrient removal. **Bioresource Technology**, v. 126, p. 71-79, 2012.

HUSSAIN, F., SHAH, S. Z., AHMAD, H., ABUBSHAIT, S. A., ABUBSHAIT, H. A., LAREF, A., IQBAL, M. Microalgae an ecofriendly and sustainable wastewater treatment option: Biomass application in biofuel and bio-fertilizer production. **A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 137, 110603. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA–IBGE. *Disponível em:* <<https://www.ibge.gov.br/>> acesso em: 02.01.2020.

Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária – INCRA. *Disponível em:* <https://www.gov.br/pt-br/orgaos/instituto-nacional-de-colonizacao-e-reforma-agraria>. Acesso em: 10.10.2020.

JAIN, Deepti et al.; Fixação de CO₂ e produção de biodiesel por *Chlorella vulgaris* NIOCCV sob cultivo mixotrófico. **Bioresource technology**, v. 273, p. 672-676, 2018.

JIANG, L.; LUO, S.; FAN, X.; YANG, Z.; GUO, R. Biomass and lipid production of marine microalgae using municipal wastewater and high concentration of CO₂. **Applied energy**, v. 88, n. 10, p. 3336-3341, 2011.

JOE, Min-Ho et al. Microalgal lipid production using the hydrolysates of rice straw pretreated with gamma irradiation and alkali solution. **Biotechnology for biofuels**, v. 8, n. 1, p. 1-9, 2015.

JÚNIOR, B. C. **Embrapa – Agroenergia da biomassa residual: perspectivas energéticas, socioeconômicas e ambientais**. 2. ed. Foz do Iguaçu: FAO. 2009.

KAO, Chien-Ya et al. A mutant strain of microalga *Chlorella* sp. for the carbon dioxide capture from biogas. **Biomass and bioenergy**, v. 36, p. 132-140, 2012.

KAPDAN, I.K.; KARGI, F. Bio-hydrogen production from waste materials. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 38, p. 559-582, 2006.

KARIM, K.; KLASSON, T. K.; HOFFMANN, R.; DRESCHER, S. R.; DEPAOLI, D. W.; AL-DAHMAN, M.H. Anaerobic Digestion of Animal Waste: Effect of mixing. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 14, 1607-1612, 2005.

KARLSSON, T. Manual Básico de Biogás. **Lajeado: Editora da UNIVATES**, 69 p. 2014.

KHALID, A., ARSHAD, M., ANJUM, M., MAHMOOD, T., DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid waste. **Waste Management**; 31, 1737-1744. 2011.

KLIGERMAN, Debora Cynamon; BOUWER, Edward J. Perspectivas para a produção de biodiesel a partir do tratamento de efluentes à base de algas no Brasil: Uma revisão. **Revisões de Energia Renovável e Sustentável**, v. 52, p.1834-1846, 2015.

KOMIYAMA, M., UMETSU, K., YAMAZAKI, S., KISHIMOTO, T., TAKAHASHI, J., SHIBATA, Y., ZHANG, C., MISAKI, T., HAMAMOTO, O., IHARA, I. Anaerobic Co-digestion of Dairy Manure and Sugar Beets. Elsevier, pp. 307–310. 2006.

KONDUSAMY, D., & KALAMDHAD, A. S. Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production – A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, 2(3), 1821–1830. 2014.

KONZEN, E. A. Manejo e utilização de dejetos de suínos. Concórdia: Embrapa CNPSA, 32p. 1983.

KOCHERT, G. Carbohydrate determination by the phenol-sulfuric method. In: HELLEMBUST, J. A., CRAIGIE, J. S. (eds.). Handbook of Physiological Methods. Physiological and Biochemical Methods. Cambridge: Cambridge University, p.95-97. 1978.

KRETZER, S. G., NAGAOKA, A. K., MOREIRA, T. E., BAUER, F. C.; PINTO, J. G. C. P. Educação ambiental em gestão de resíduos e uso de biodigestor em escola pública de Florianópolis. **Extensio: Revista Eletrônica de Extensão**, 12, 2-13. 2015.

KRIENER, Manfred. Água: quando a fonte seca. In: SANTOS, Maureen (Org.). Atlas da carne: fatos e números sobre os animais que comemos. Rio de Janeiro: Heinrich Böll Foundation, 68p. 2015.

KONG, Wenwen et al. Review on carbon dioxide fixation coupled with nutrients removal from wastewater by microalgae. **Journal of Cleaner Production**, p. 125975, 2021.

KUMANOWSKA, Elzbieta et al. Two-stage anaerobic digestion of sugar beet silage: The effect of the pH-value on process parameters and process efficiency. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 245, p.876-883, dez. 2017.

Kumar A, Ergas S, Yuan X, Sahu A, Zhang Q, Dewulf J. Enhanced CO₂ fixation and biofuel production via microalgae: recent developments and future directions. *Trend Biotechnol*; 28:371–80. 2010.

KUNZ, A.; SULZBACH, A. Kit Biogás Portátil: Para análise da concentração de gás metano, dióxido de carbono, amônia e gás sulfídrico em biogás. 2007, Brasil. Número de protocolo: 012070001117 –DEDF/INPI, instituição de registro: INPI – Instituto Nacional da Propriedade Industrial. Depósito: 09/10/2007.

KUO, Chiu-Mei et al. Cultivation of *Chlorella* sp. GD using piggery wastewater for biomass and lipid production. **Bioresource technology**, v. 194, p. 326-333, 2015.

LANTZ, M., MATTIAS, S., BJORNSSON, L., BORJESSON, L. The prospects for an expansion of biogas system sin Sweden—incentives,barriersandpotentials. **Energy Policy** 35,1830–1843. 2007.

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

LI, Q., DU, W., LIU, D. Perspectives of microbial oils for biodiesel production. **Applied Microbiology and Biotechnology**. v. 80, p. 749-756, 2008.

LIN, Long et al. Biological treatment of organic materials for energy and nutrients production—Anaerobic digestion and composting. In: **Advances in Bioenergy**. Elsevier, p. 121-181. 2019.

LI, X., XU, H., WU, Q. Large-scale biodiesel production from microalga *Chlorella protothecoides* through heterotrophic cultivation in bioreactors. **Biotechnol. Bioeng.** 98, 764–771. 2007.

LIU, C.; YUAN, X.; ZENG, G.; LI, W.; LI, J. Prediction of methane yield at optimum pH for anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Bioresour. Technol.**; 99,882-888. 2008.

LORA, E. E. S.; VENTURINI, O. J. Biocombustíveis. Rio de Janeiro: **Interciência**, 1.200 p. 2012.

LOURENÇO, S.O. Cultivo de Microalgas Marinhas: Princípios e Aplicações. São Carlos, **Rima Editora**. 2006.

LOWRY, O.H.; ROSEBROUGH, N. J.; FARR, A. L.; RANDALL, R. J. Protein measurement with the folin phenol reagent. *The Journal of Biological Chemistry*, v. 193, n. 1, p. 265–75, 1951.

LUCAS JUNIOR, J.; SOUZA, C. F.; LOPES, J. D. S., **Construção e operação de Biodigestores**. 1ª ed. Viçosa: CPT, 158 p. 2006.

LUCAS, J.; SANTOS, T. M. B.; OLIVEIRA, R. A. Possibilidade de uso de dejetos no meio rural. In: **WORKSHOP MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS E A AGROPECUÁRIA BRASILEIRA**, 1., 1999, Campinas. Campinas: Memória Embrapa Meio Ambiente, p.42. 1999.

MAO, Chunlan et al. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [s.l.], v. 45, p.540-555, maio 2015.

MATA, T. M.; MARTINS, A. A.; CAETANO, N.S. Microalgae for biodiesel production and other applications: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.14, p. 217–232. 2010.

MATA, T.M.; MELO, A.C.; SIMÕES, M.; CAETANO, N.S. Parametric study a brewery effluent treatment by microalgae *Senedesmus obliquus*. **Bioresource Technology**, v.107, p.151–158, 2012.

MATA-ALVAREZ, J. et al. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, /S. I], v. 36, n. August, p. 412 427, 2014.

MATOS, C. F.; PINHEIRO, E. F. M.; PAES, J. L.; LIMA, E.; CAMPOS, D. V. B. Produção de biogás a partir de dejetos de bovinos de leite, sob sistema orgânico e convencional de produção. **Revista engenharia agrícola**. vol. 37, n. 6. 2017.

MAZZUCCHI, O.A.J. Biodigestor rural. São Paulo, CESP, 29p. 1980.

MEDEIROS, D. L.; SALES, E. A.; KIPERSTOK, A. Energy production from microalgae biomass: carbon footprint and energy balance. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p.493-500, 2015.

MELE, M.; RANDAZZO, L. A causal investigation on the determinants of CO₂ in China. **International Journal of Sustainable Development & World Ecology**, v. 26, n. 8, p. 665-671, 2019.

MEYER, AKP, EHIMEN, EA E HOLM-NIELSEN, JB. Future European biogas: Animal manure, straw and grass potentials for a sustainable European biogas production. **Biomass and Bioenergy**, 111, 154-164. (2018).

MEZZARI, M.P., DA SILVA, M.L.B., NICOLOSO, R.S., IBELLI, A.M.G., BORTOLI, M., VIANCELLI, A., SOARES, H.M., 2013. Assessment of N₂O emission from a photobioreactor treating ammonia-rich swine wastewater digestate. **Bioresour. Technol.** 149, 327–332. 2013.

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. Disponível em: <https://www.gov.br/pt-br/orgaos/ministerio-da-agricultura-pecuaria-e-abastecimento>. Acesso em: 10.10.2020.

Ministério do Trabalho e Emprego (MTE). Norma Regulamentadora nº 15 – Atividades e Operações Insalubres, 1978.

MIYAWAKI, B. et al. Microalgae derived biomass and bioenergy production enhancement through biogas purification and wastewater treatment. **Renewable Energy**, v. 163, p. 1153-1165, 2020.

MIYAWAKI, B. Purificação de biogás através de cultivo de microalgas em resíduos agroindustriais. Tese (Mestrado em Engenharia e Ciência dos Materiais) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

MOKARRAM, Marzieh; SABER, Ali; SHEYKHI, Vahideh. Effects of heavy metal contamination on river water quality due to release of industrial effluents. **Journal of Cleaner Production**, v. 277, p. 123380, 2020.

MORAIS, M. G., COSTA, J. A. V. Biofixation of carbon dioxide by *Spirulina* sp. and *Scenedesmus obliquus* cultivated in a three-stage serial tubular photobioreactor, **Journal of Biotechnology**, 129, 439-445, 2007.

MORAN, Michael J. et al. Fundamentals of engineering thermodynamics. **John Wiley & Sons**, 2010.

MULITERNO, A.; MOSELE, P. C.; COSTA, J. A. V.; HEMKEMEIER, M.; BERTOLIN, T. E.; COLLA, L. M. Cultivo Mixotrófico Da Microalga *Spirulina platensis* em batelada alimentada. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 29, n. 6, p. 1132-1138, nov./dez. 2005.

NAIT AMAR, M. Modeling solubility of sulfur in pure hydrogen sulfide and sour gas mixtures using rigorous machine learning methods. **International Journal of Hydrogen Energy**. 2020.

NESHAT, Soheil A. et al. Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [S. 1.], v. 79, p. 308-322, 2017.

NETO, E.D.D.; ALVARENGA, L.H.; COSTA, L. de M.; NASCIMENTO, P.H.; SILVEIRA, R.Z.; LEITE, L.H.M. Implementação e Avaliação de um Biodigestor de Produção Descontínua. **Revista eletrônica E-xacta**, v.3, n.2. 2010.

OLIVEIRA, A. P.; FREITAS NETO P. A.; SANTOS E. S. Produtividade do inhame, em função de fertilização orgânica e mineral e de épocas de colheita. **Horticultura Brasileira**, v. 19, p. 144-147, 2001.

OLIVEIRA, P.A.V. Aspectos práticos do manejo de dejetos de suínos: Manejo da água - Influência no volume de dejetos produzidos. Florianópolis: **EPAGRI/EMBRAPA-CNPSA**, p. 29-33. 1995.

OLIVEIRA, R. D. Geração de energia elétrica a partir do biogás produzido pela fermentação anaeróbia de dejetos em abatedouro e as possibilidades no mercado de carbono. Trabalho de conclusão de curso (graduação) – Curso de Engenharia Elétrica com ênfase em Sistemas de Energia e Automação, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, 2009.

OLIVER, A. P. M. Manual de Treinamento em Biodigestão. Salvador: **Winrock**. 23 p. 2008.

ORRICO, A.C.A. et al. Codigestão anaeróbia de dejetos de suínos e níveis de inclusão de óleo de descarte. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.35, n.4, p.657-664, ago. 2015.

PAN, Shu-Yuan et al. Co-digestão anaeróbia de resíduos agrícolas em direção à bioeconomia circular. **Iscience**, p. 102704, 2021.

PARCHEN, C. A. Manual de biogás. Curitiba, EMATER-Paraná, 1979.

PATA, Ugur Korkut. Renewable and non-renewable energy consumption, economic complexity, CO₂ emissions, and ecological footprint in the USA: testing the EKC hypothesis with a structural break. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 1, p. 846-861, 2021.

PERDOMO, C.C. Suinocultura e meio ambiente. In: WORKSHOP: MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS E A AGROPECUÁRIA BRASILEIRA, 1, 1999, Campinas. Memória. Embrapa Meio Ambiente, p.43. 1999.

PEREIRA, E. R.; DEMARCHI, J. J. A. A.; BUDIÑO, F. E. L. BIODIGESTORES - Tecnologia para o manejo de efluentes da pecuária. Infobibos - Informações Tecnológicas, Campinas - SP, v. único, p. 1 - 5, 6 nov. 2009.

PLEISSNER, Daniel et al. Fatty acid feedstock preparation and lactic acid production as integrated processes in mixed restaurant food and bakery wastes treatment. **Food Research International**, v. 73, p. 52-61, 2015.

Portal das Energias Renováveis. Disponível em: <<http://www.energiasrenovaveis.com/>> acesso em: 12.10.2019.

QUADROS, D.G., OLIVER, A.D.P., REGIS, U., VALLADARES, R., SOUZA, P.H.F.de, FERREIRA, E.D.J. Biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos e ovinos em reator contínuo de PVC flexível, Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, vol. 14, n. 3, p. 326 332, 2010.

RICCI, M. S. F, NEVES, M. C. P. Cultivo do Café Orgânico. Seropédica-RJ: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 95p. 2004.

RICHMOND, Amos (Ed.). Manual de cultura de microalgas: biotecnologia e ficologia aplicada. **John Wiley & Sons**, 2008.

RORATTO, L. Análise e Construção de um Biodigestor para Pequenas Propriedades Rurais. Trabalho de Final de Curso, pelo Curso de Engenharia Mecânica da Faculdade de Horizontina. Horizontina, 2014.

RUBEŽIUS, Mantas et al. Influência do pré-tratamento biológico de dejetos de aves no potencial bioquímico de metano e na emissão de amônia. **Biomass and Bioenergy**, v. 142, p. 105815, 2020.

SACHS, J. VON; MEYER, U.; RYS, P.; FEITKENHAUER, H. New approach to control the methanogenic reactor of a two phase anaerobic digestion system. **Water Research**. v. 37, n. 5, p. 973-982, 2003.

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimate of the electric energy generating potencial for different sources of biogas on Brazil. **Biomass and Bioenergy**, n. 33, p. 1101-1107, 2009.

SANCHEZ-HERNANDES, E.P., Weiland, P., Borja, R. The effect of biogas sparging on cow manure characteristics and its subsequent anaerobic biodegradation. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 83, p. 10-16, 2013.

SANT'ANNA, G. L. Tratamento Biológico de Efluentes: Fundamento e Aplicações. Rio de Janeiro: **Interciência**, 424 p. 2010.

SANTOS, J. H. T. Avaliação de um sistema de aquecimento do substrato na biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos. Viçosa: UFV, 66 p. Dissertação Mestrado. 2004.

SCARLAT, Nicolae; DALLEMAND, Jean François; FAHL, Fernando. Biogas: Developments and perspectives in Europe. **Renewable Energy**, [S. LJ, v. 129, p. 457-472, 2018.

SIDDIQUE, Md Nurul Islam; WAHID, Zularisam Ab. Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. **Journal of Cleaner Production**, [SI], v. 194, p. 359-371, 2018.

SIEGRIST, H., VOGT, D., GARCIA-HERAS, J.L., GUJER, W. Mathematical model for meso- and thermophilic anaerobic sewage sludge digestion. **Environ. Sci. Technol.** 36 (5), 1113–1123. 2002.

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

SOBHI, Mostafa et al. A promising strategy for nutrient recovery using heterotrophic indigenous microflora from liquid biogas digestate. **Science of The Total Environment**, v. 690, p. 492-501, 2019.

SOUZA, C. F.; LUCAS JÚNIOR, J.; FERREIRA, W.P.M. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos sob efeito de três temperaturas e dois níveis de agitação do substrato - considerações sobre a partida. **Engenharia Agrícola**, v.25, n.2. 2005.

SOUZA, J. S. I.; PEIXOTO, A. M.; TOLEDO, F. F. **Enciclopédia agrícola brasileira**, v. 1, 508 p. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”: Edusp, 1995.

SOUZA, M. D.; RAMOS, W. Q. Avaliação qualitativa de biogás e biofertilizante produzidos a partir de um biodigestor em operação contínua. 2016. 31 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Pará, Paragominas, 2016.

SOUZA, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbica. **Revista DAE**. V. 44, p. 88-94, 1984.

SPOLAORE, P.; JOANNIS-CASSEN, C.; DURAN, E.; ISAMBERT, A. Comercial applications of microalgae: Review. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 101, n. 2, p. 87-96, 2006.

SUÁREZ, J.L.R. Producción de biogás a partir de biomasa de microalgas *Scenedesmos* sp. procedente de diferentes procesos. Tese doutoral. Universidad Politécnica de Madrid. Escuela de Ingenieros Agrónomos. Madrid, España. 2014.

TALLOU, Anas et al. Avaliação do biogás e biofertilizante produzido a partir da co-digestão anaeróbia de águas residuais de moinhos de azeite com águas residuais municipais e esterco de vaca. **Tecnologia Ambiental e Inovação**, v. 20, p. 101152, 2020.

TÁPPARO, Deisi Cristina et al. Swine manure biogas production improvement using pre-treatment strategies: Lab-scale studies and full-scale application. **Bioresource Technology Reports**, v. 15, p. 100716, 2021.

TONGPRAWHAN, Wassana; SRINUANPAN, Sirasit; CHEIRSILP, Benjamas. Biocapture of CO₂ from biogas by oleaginous microalgae for improving methane content and simultaneously producing lipid. **Bioresource technology**, v. 170, p. 90-99, 2014.

UGWU CU, OGBONNA JC, TANAKA H. Characterization of light utilization and biomass yields of *Chlorella sorokiniana* in inclined outdoor tubular photobioreactors equipped with static mixers. **Process Biochem**; .40:3406–11. 2005.

VELOSO, A. V.; SOUZA, W. L.; ARAUJO, P. M. M.; SANT'ANNA, M. C. S.; ALMEIDA, K. T. C. A.; SILVA, I. P. Análise Dimensional de um Biodigestor Piloto Baseado no Modelo Indiano Utilizando Resíduos Alimentares. In: **Congresso Nacional de Engenharia Mecânica**, 6., Campina Grande. 2010.

VONSHAK, A. *Spirulina platensis* (Arthrospira) physiology, cell-biology and biotechnology. London: Taylor & Francis, ISBN 0-7484-0674-3, 1997.

WALKER, E. Estudo da viabilidade econômica na utilização de biomassa como fonte de energia renovável na produção de biogás em propriedades rurais. 93 f. Dissertação (Mestrado em Modelagem Matemática) - Universidade Regional do Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, Ijuí. 2009.

WILKIE, A. C. Anaerobic Digestion of Flushed Dairy Manure. Proceedings - Anaerobic Digester Technology Applications in Animal Agriculture – A National Summit, from the Water Environment Federation. 2003.

World Health Organization - WHO. Hydrogen Sulfide: Human Health Aspects. Concise International Chemical Assessment Document 53. Geneva, 2003.

WU, Lifeng et al. Modelling and forecasting CO₂ emissions in the BRICS (Brazil, Russia, India, China, and South Africa) countries using a novel multi-variable grey model. **Energy**, v. 79, p. 489-495, 2015.

XIE, Meilian et al. Optimization of *Chlorella sorokiniana* cultivation condition for simultaneous enhanced biomass and lipid production via CO₂ fixation. **Bioresource Technology Reports**, v. 2, p. 15-20, 2018.

YAN, Cheng; ZHENG, Zheng. Performance of photoperiod and light intensity on biogas upgrade and biogas effluent nutrient reduction by the microalgae *Chlorella* sp. **Bioresource technology**, v. 139, p. 292-299, 2013.

YAP, Jiunn Kwok et al. Advancement of green technologies: A comprehensive review on the potential application of microalgae biomass. **Chemosphere**, v. 281, 2021.

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

YUPING, Li et al. Determinantes das emissões de carbono na Argentina: os papéis do consumo de energia renovável e da globalização. **Relatórios de energia**, v. 7, p.4747-4760, 2021.

ZENG, X.; DANQUAH, M. K.; CHEN, X. D.; LU, Y. Microalgae bioengineering: From CO₂ fixation to biofuel production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Amsterdam, v. 15, n. 6, p. 3252-3260, Aug 2011.

ZHANG, C., SU., H., BAEYENS. J., TAN., T. Rewing the anaerobic digestión of food waste for biogás production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**; 38, 383-392. 2014.

ZHANG, Y.; ZHENG, Y.; ZHU, Z.; CHEN, Y.; DONG, H. Dispersion of Antibiotic Resistance Genes (ARGs) from stored swine manure biogas digestate to the atmosphere. **Science of The Total Environment**, v. 761, p. 144108, 2021.

ZHOU, J., ZHANG, R., LIU, F., YONG, X., WU, X., ZHENG, T., JIA, H. Biogas production and microbial community shift through neutral pH control during the anaerobic digestion of pig manure. **Bioresource Technology**, 217, 44-49. 2016.