

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE GOIÁS
CÂMPUS CENTRAL SEDE ANÁPOLIS - CET
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM ENGENHARIA AGRÍCOLA
LAÍS MEDEIROS CINTRA

**INCLUSÃO DE ENZIMAS DIGESTIVAS AO PROCESSO DE DIGESTÃO
ANAERÓBIA DE DEJETO BOVINO E RESÍDUO INDUSTRIAL DE GRÃOS DE
MILHO EM REATORES SEMI-CONTÍNUOS**

ANÁPOLIS-GO

2022

LAÍS MEDEIROS CINTRA

**INCLUSÃO DE ENZIMAS DIGESTIVAS AO PROCESSO DE DIGESTÃO
ANAERÓBIA DE DEJETO BOVINO E RESÍDUO INDUSTRIAL DE GRÃOS DE
MILHO EM REATORES SEMI-CONTÍNUOS**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Goiás - UEG, Câmpus Central Sede Anápolis – CET, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola.

Área de concentração: Engenharia de Sistemas Agroindustriais

Orientadora: Profa. Dra. Roberta Passini

Co-orientadora: Profa. Dra. Luana Alves Akamine

ANÁPOLIS-GO

2022



TERMO DE AUTORIZAÇÃO PARA PUBLICAÇÃO DE TESES E DISSERTAÇÕES NA BIBLIOTECA DIGITAL (BDTD)

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Estadual de Goiás a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UEG), regulamentada pela Resolução, **CsA n.1087/2019** sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

Dados do autor (a)

Nome Completo: Laís Medeiros Cintra
E-mail: lais.medeirosc@hotmail.com

Dados do trabalho

Título: Inclusão de enzimas digestivas ao processo de digestão anaeróbia de dejetos bovinos e resíduo industrial de grãos de milho em reatores semi-contínuos.

Tipo

() Tese (x) Dissertação

Curso/Programa: Programa de Pós-Graduação Mestrado Acadêmico em Engenharia Agrícola

Concorda com a liberação documento [x] SIM [] NÃO¹

Anápolis,
Local

20/06/2022
Data

Laís Medeiros Cintra

Assinatura do autor (a)

Passini

Assinatura do orientador (a)

¹ Casos de impedimento:

- Período de embargo é de um ano a partir da data de defesa
- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da Dissertação/Tese em livro.

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UEG
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

MC575 Medeiros Cintra, Laís
i INCLUSÃO DE ENZIMAS DIGESTIVAS AO PROCESSO DE
DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO BOVINO E RESÍDUO
INDUSTRIAL DE GRÃOS DE MILHO EM REATORES SEMI-CONTÍNUOS
/ Laís Medeiros Cintra; orientador Roberta Passini;
co-orientador Luana Alves Akamine. -- Anápolis, 2022.
75 p.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação
Mestrado Acadêmico em Engenharia Agrícola) -- Câmpus
Central - Sede: Anápolis - CET, Universidade Estadual
de Goiás, 2022.

1. Resíduos agropecuários. 2. Resíduos industriais.
3. Reatores anaeróbios. 4. Biogás. I. Passini, Roberta,
orient. II. Alves Akamine, Luana, co-orient. III.
Título.

LAÍS MEDEIROS CINTRA

**INCLUSÃO DE ENZIMAS DIGESTIVAS NO PROCESSO DE DIGESTÃO
ANAERÓBIA DE DEJETO BOVINO E GRÃOS DE MILHO EM REATORES SEMI-
CONTÍNUOS**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Goiás - UEG, Câmpus Central Sede Anápolis – CET, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola.

Área de concentração: Engenharia de Sistemas Agroindustriais

Orientadora: Profa. Dra. Roberta Passini

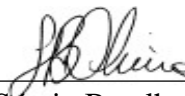
Co-orientadora: Profa. Dra. Luana Alves Akamine

Aprovada: Anápolis, 24 de Fevereiro de 2022.

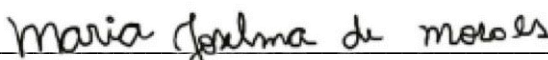
Banca examinadora



Profa. Dra. Roberta Passini
Universidade Estadual de Goiás



Prof. Dr. Sergio Botelho de Oliveira
Instituto Federal de Goiás



Profa. Dra. Maria Joselma de Moraes
Universidade Estadual de Goiás

ANÁPOLIS-GO

2022

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus por guiar os meus passos e por me dar forças ao longo desses anos para concluir essa jornada.

Aos meus pais, Arlete Medeiros e Cláudio Cintra por sempre acreditarem em mim, pelo apoio, auxílio, paciência, dedicação e por compartilharem comigo os momentos de lutas e conquistas. A minha irmã Beatriz Medeiros, pela torcida e apoio.

Aos meus familiares, Arlene, Luana, Lorena, meus avós Sebastiana, Álvaro, Laura e José, pelo apoio, ajuda e por estarem comigo sempre quando precisei. E em especial ao meu tio/pai Samuel, que nos deixou recentemente, deixando um imenso vazio e tristeza em nossas vidas, por todo apoio, amor e confiança que me dedicou em vida, e que estará para sempre em meu coração.

A minha professora e orientadora Roberta Passini, pelos anos de orientação, apoio, dedicação, confiança e pela sua imensa paciência comigo.

A co-orientadora Luana Akamine, minha eterna gratidão por toda ajuda, prestatividade, paciência e essencial auxílio fornecido durante todo o desenvolvimento do projeto, sem você muita coisa não seria possível.

Aos professores Sérgio Botelho e Maria Joselma, pelas valiosas e fundamentais contribuições no decorrer do projeto e pela participação na banca.

Aos meus amigos Karina Rabelo, Guilherme Gonçalves, Frank Freire e Lucas Pereira, pelo auxílio na instalação e condução do experimento, e pelos inesquecíveis momentos em que passamos juntos durante esses anos, em especial à Kedinna Dias, que fundamentalmente me ajudou em todas as etapas deste trabalho, por sua dedicação, amizade e apoio nos momentos mais difíceis.

Aos alunos de Iniciação Científica, Gabriel Correia, Thaismara Tavares e Ruan Sharles, e do Mestrado, Everton Negreiros, minha imensa gratidão a vocês pelo interesse, dedicação, comprometimento, paciência e disposição em ajudar durante todo o período experimental.

As empresas e a propriedade rural, pela confiança e gentileza em cederem os resíduos industriais de grãos de milho, enzimas digestivas e dejetos bovinos, respectivamente, para a realização do experimento. Em especial aos representantes de cada uma, João Paulo, Maurício e Fernando, que sempre nos atenderam gentilmente, disponibilizando com ajudas e informações.

Aos funcionários da Universidade Estadual de Goiás, Ailton, seu Valdomiro e seu Fernando por todo auxílio, disponibilidade, paciência e companheirismo no dia a dia, durante todo o período experimental.

Aos Professores do Programa de Mestrado em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Goiás, por toda contribuição para o meu crescimento pessoal e profissional.

Ao Programa de Mestrado Stricto Sensu em Engenharia Agrícola e a Universidade Estadual de Goiás pela possibilidade de alcançar tal mérito.

À Capes pelo auxílio financeiro para a realização desta pesquisa.

E a todos que indiretamente colaboraram para realização deste trabalho.

RESUMO

O Brasil se destaca como um dos maiores produtores de grãos e bovinos do mundo, atividades que geram grande quantidade de resíduos, que por sua vez, possuem alto potencial para a produção de biogás. Desta forma, este estudo teve como objetivo avaliar a produção e a qualidade do biogás produzido em biodigestores contínuos, durante os processos de monodigestão e codigestão anaeróbia de dejetos bovinos (DB) e resíduos industriais de grãos de milho (GM) com presença ou ausência de enzimas digestivas. O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, em esquema fatorial 2x2 (substrato x enzimas), com 4 repetições, totalizando 16 unidades experimentais. Os tratamentos foram a inclusão de resíduos agroindustriais de grãos de milho (GM) no dejetos bovinos (DB), com a presença ou ausência de enzimas digestivas, sendo: DB+E: 100% DB, com enzima; DB: 100% DB, sem enzima; DB/GM+E: 70% de DB e 30% de GM, com enzima; DB/GM: 70% de DB e 30% de GM, sem enzima. A eficiência dos tratamentos foi avaliada pela redução dos sólidos totais, sólidos voláteis, pH, alcalinidade, relação C/N (carbono/nitrogênio) e produção específica de biogás e metano, além da composição química (proteínas, carboidratos não estruturais, extrato etéreo, fibra bruta, fibra em detergente neutro e fibra em detergente ácido) do dejetos bovinos e grãos de milho. No biogás foram analisados os teores de CH₄, CO₂, N₂ e O₂. Foram analisados os teores de nitrogênio, fósforo e potássio nos biofertilizantes. A aplicação de enzimas, em monodigestão de DB ou codigestão de DB/GM, não resultou em maior produção de biogás e metano. A codigestão de DB/GM, independente da adição de enzimas, promove maior produção de biogás e metano. A digestão anaeróbia dos substratos, sem a inclusão de enzimas, foi mais eficiente na redução dos teores de SV. As produções específicas de biogás e metano foram maiores para os processos de codigestão, quando não houve a adição de enzimas. Processos em codigestão DB/GM apresentaram maior potencial de produção de biogás, por quilograma de sólidos totais e voláteis adicionados.

Palavras-chave: Resíduos agropecuários. Resíduos industriais. Reatores anaeróbios. Biogás.

ABSTRACT

Brazil stands out as one of the largest producers of grains and cattle in the world, activities that generate large amounts of waste, which in turn, have high potential for the production of biogas. Thus, this study aimed to evaluate the production and quality of biogas produced in continuous biodigesters, during the processes of monodigestion and anaerobic co-digestion of bovine manure (BD) and industrial residues of corn grains (GM) with the presence or absence of digestive enzymes. The experiment was carried out in a completely randomized design, in a 2x2 factorial scheme (substrate x enzymes), with 4 replications, totaling 16 experimental units. The treatments were the inclusion of agro-industrial residues of corn grains (GM) in the bovine manure (DB), with the presence or absence of digestive enzymes, being: DB+E: 100% DB, with enzyme; DB: 100% DB, no enzyme; DB/GM+E: 70% DB and 30% GM, with enzyme; DB/GM: 70% DB and 30% GM, without enzyme. The efficiency of the treatments was evaluated by the reduction of total solids, volatile solids, pH, alkalinity, C/N ratio (carbon/nitrogen) and specific production of biogas and methane, in addition to the chemical composition (proteins, non-structural carbohydrates, ether extract, crude fiber, neutral detergent fiber and acid detergent fiber) from cattle manure and corn grains. In biogas, CH₄, CO₂, N₂ and O₂ contents were analyzed. The contents of nitrogen, phosphorus and potassium in the biofertilizers were analyzed. The application of enzymes, in DB monodigestion or DB/GM co-digestion, did not result in higher biogas and methane production. DB/GM co-digestion, independent of the addition of enzymes, promotes greater production of biogas and methane. Anaerobic digestion of substrates, without the inclusion of enzymes, was more efficient in reducing SV levels. The specific productions of biogas and methane were higher for the co-digestion processes, when there was no addition of enzymes. DB/GM co-digestion processes showed greater potential for biogas production, per kilogram of total and volatile solids added.

Keywords: Agricultural waste. Industrial waste. Anaerobic reactors. Biogas.

LISTA DE TABELAS

TABELA 1– Possíveis percentuais dos constituintes do biogás.	21
TABELA 2– Variação do poder calorífico em relação à composição do biogás.....	22
TABELA 3 - Relação comparativa de 1m ³ de biogás com combustíveis usuais.	22
TABELA 4– Composição centesimal média do dejetto bovino bruto e em sua fase líquida, obtida após diluição e peneiramento.	25
TABELA 5– Quantidades de dejetto bovino, resíduo industrial de grãos de milho, água e enzimas no abastecimento diário dos biodigestores semi-contínuos, para os diferentes tratamentos.	34
TABELA 6- Caracterização do dejetto bovino (DB), do resíduo industrial de grãos de milho (GM) e inóculo utilizados no experimento, com biodigestores semi-contínuos.	41
TABELA 7- Resumo da análise de variância (valor de p) das médias dos teores e reduções de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV), no afluente e efluente.	43
TABELA 8- Teores médios de sólidos totais (ST), em porcentagem e em massa, e redução de sólidos totais, em porcentagem, para os diferentes tratamentos.....	43
TABELA 9- Teores médios de sólidos voláteis (SV), em porcentagem, e redução de sólidos voláteis, em porcentagem, para os diferentes tratamentos.	45
TABELA 10- Valores médios de pH para o afluente e efluente dos diferentes tratamentos, estudados nos biodigestores semi-contínuos.	46
TABELA 11- Resumo da análise de variância (valor de p) dos valores médios de alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e alcalinidade total (AT), dos afluentes e efluentes.	47
TABELA 12- Valores médios de alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI), alcalinidade total (AT) e relação (AI/AP), dos afluentes e efluentes, para todos os tratamentos.	48
TABELA 13- Valores médios de composição química: PB, FB, FDA, FDN, EE, CNE, NTK e relação C/N, no afluente e efluente, para os diferentes tratamentos.....	51
TABELA 14– Resumo da análise de variância (valor de p) das médias de produção diária de biogás, CH ₄ , CO ₂ , N ₂ e O ₂ a partir do 28º dia.	54
TABELA 15- Médias de produção diária de biogás, CH ₄ , CO ₂ , N ₂ e O ₂ a partir do 28º dia, para os diferentes tratamentos.	55

TABELA 16- Médias de produção total de biogás, CH ₄ e CO ₂ , a partir do 28º dia, para os diferentes tratamentos.....	55
TABELA 17– Produção total de biogás e teor de CH ₄ , a partir do 28º dia, para os diferentes tratamentos.	57
TABELA 18– Resumo da análise de variância (valor de p) dos valores médios de produções específicas de biogás e metano, a partir do 28º dia, para os diferentes tratamentos.	58
TABELA 19– Produções específicas de biogás e metano, a partir do 28º dia, para os diferentes tratamentos.	59
TABELA 20- Teores médios de minerais, nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) presentes no afluente e efluente, em porcentagem, em todos os tratamentos.	60

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AI	Alcalinidade Intermediária
AP	Alcalinidade Parcial
AT	Alcalinidade Total
C	Carbono
CD	Carga diária
CNE	Carboidrato não estrutural
CoDA	Codigestão anaeróbia
COT	Carbono Orgânico Total
C/N	Relação Carbono/Nitrogênio
DA	Digestão anaeróbia
DB	Dejeto bovino
DB/GM	Dejeto bovino/Grãos de milho
DIC	Delineamento inteiramente casualizado
EE	Extrato etéreo
FB	Fibra bruta
FDA	Fibra em detergente ácido
FDN	Fibra em detergente neutro
GM	Grãos de milho
K	Potássio
MM	Matéria mineral
N	Nitrogênio
NTK	Nitrogênio total
P	Fósforo
PB	Proteína bruta
PDB	Produção diária de biogás
PEB	Produção específica de biogás
PEM	Produção específica de metano
pH	Potencial hidrogeniônico
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
TRH	Tempo de retenção hidráulica
UR	Umidade relativa do ar

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	14
2. REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1 Biomassa como fonte de energia	16
2.2 Biodigestores	17
2.3 Biodigestão anaeróbia.....	18
2.3.1 Fatores que influenciam no processo de biodigestão anaeróbia.....	20
2.3.2 Biogás	21
2.3.3 Biofertilizante	23
2.4 Dejetos da bovinocultura leiteira	24
2.5 Resíduo industrial de grãos de milho.....	25
2.6 Inclusão de enzimas na digestão anaeróbia	27
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	30
3.1 Local	30
3.2 Delineamento e tratamentos experimentais	30
3.3 Construção dos biodigestores	30
3.4 Substratos.....	32
3.5 Complexo enzimático	32
3.6 Carga de abastecimento diário (CD).....	33
3.7 Análises laboratoriais.....	35
3.7.1 Teores de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV).....	35
3.7.2 Potencial hidrogeniônico (pH).....	36
3.7.3 Alcalinidade	36
3.7.4 Relação C/N.....	37
3.7.5 Composição química	37

3.8 Análise do biogás produzido	37
3.8.1 Determinação do volume de biogás e cálculos dos potenciais de produção específica	37
3.8.2 Temperatura do biogás e ambiente (°C)	39
3.8.3 Composição do biogás	39
3.9 Análises estatísticas	40
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
4.1 Caracterização dos resíduos.....	41
4.2 Sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV)	42
4.3 Potencial hidrogeniônico (pH).....	46
4.4 Alcalinidade	47
4.5 Composição química	50
4.6 Produção de biogás	52
4.7 Produção específica de biogás (PEB) e de metano (PEM).....	58
4.8 Determinação de macronutrientes no biofertilizante.....	60
5. CONCLUSÕES	62
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	63

1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento sustentável depende da disponibilidade de energia vinda de fontes renováveis, seguras e propícia ao ambiente. No Brasil, a alta demanda de energia elétrica juntamente com a crise energética, tem sido um dos maiores problemas enfrentados pelos produtores rurais. Porém pode ser solucionado através da produção de energia por meio da biomassa residual, já que se trata de um país que se destaca nas atividades agropecuárias e agroindustriais (LUCAS JR e AMORIM, 2005).

A utilização de reatores anaeróbios para o tratamento principalmente de dejetos de animais é amplamente propagada no mundo (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008; GASPAR, 2003). O processo denominado digestão anaeróbia, trata-se da decomposição do material pela ação de bactérias (microrganismos acidogênicos e metanogênicos) devastadoras, que em condições ideais, passam a predominar no meio, provocando a degradação de forma acelerada. Este processo ocorre de forma simples e natural com quase todos os compostos orgânicos (ANEEL, 2005).

O principal objetivo do processo de digestão anaeróbia é a produção e qualidade do biogás produzido, que é composto principalmente por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), que ao ser canalizado pode ser utilizado em diversas aplicações, como processos de aquecimento, resfriamento, ou na geração de energia elétrica (TOLLER, 2016).

Após o fim do processo tem-se como “resíduo” o biofertilizante, que ao ser aplicado em cultivos, possibilita a redução do uso de adubos químicos. Este produto apresenta uma composição complexa de nutrientes, sendo os mais importantes o nitrogênio e o fósforo, nutrientes estes, essenciais às plantas, atuando como fertilizante e como defensivo agrícola, eliminando algumas pragas, doenças e insetos (WANG *et al.*, 2012).

Neste sentido a utilização de biodigestores no meio rural contribui para a destinação correta dos resíduos, reduzindo contaminações ambientais e melhorando a qualidade de vida da população e dos animais, seja pela produção da sua própria energia ou por agregar valores com a comercialização do excedente gerado, além da redução do uso de insumos químicos (TOLLER, 2016).

O caráter nutricional do milho é bastante significativo em relação a fornecimento energético, proteico, fibroso e oleaginoso. E em sua cultura, de toda a biomassa produzida, cerca de 50% são resíduos que vão permanecer no campo; 30% vão ficar com resíduos no processamento e menos de 20% vão corresponder aos grãos do milho propriamente ditos, gerando então um alto percentual de resíduos (MATOS, 2014).

A implementação da codigestão anaeróbia (decomposição simultânea de dois ou mais substratos orgânicos), é vista como uma opção de melhoramento da biodigestão anaeróbia, pois a associação de resíduos orgânicos com diferentes cargas de microrganismos pode proporcionar melhores condições para a produção de biogás, devido ao sinergismo positivo estabelecido durante a digestão, uma vez que podem ser fornecidos nutrientes em falta (SUZUKI, 2012).

Outra técnica para promover uma produção eficiente de biogás é a aplicação de enzimas no substrato, pois além de proporcionar melhorias no material, aumenta a disponibilidade de açúcares fermentáveis, gerando melhor rendimento na produção (ROMANO *et al.*, 2009).

Diversos autores avaliaram o emprego de culturas energéticas e pré-tratamentos, e notaram efeito significativo sobre a produção de biogás e metano de dejetos bovinos leiteiros submetidos a digestão anaeróbia (KALAMARAS E KOTSOPOULOS, 2014; MONTORO *et al.*, 2019; VIEIRA *et al.*, 2015; ŞENOL *et al.*, 2019).

Diante disso, o presente trabalho teve como objetivo avaliar os processos de monodigestão e codigestão anaeróbia de dejetos bovinos e resíduos industriais de grãos de milho em reatores contínuos, com a inclusão de enzimas digestivas.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Biomassa como fonte de energia

As discussões sobre a crise do petróleo começaram nas décadas de 70 e 80, quando se percebeu que o modelo energético mundial precisava ser revisto. Países que dependem de fontes de energia externa passaram a buscar fontes alternativas para atender às suas necessidades internas da mesma forma (FERREIRA *et al.*, 2006).

O Brasil está listado como referência mundial em termos de produção de petróleo em águas profundas, produção de etanol, geração de energia hidrelétrica e, principalmente, na renovabilidade de sua matriz energética (TOLMASQUIM, 2012).

Porém, diferentes fontes renováveis de energia obtiveram um aumento significativo de produção no país nos últimos anos. Em 2020, a fonte hidráulica (composta por Usina Hidrelétrica, Pequenas Centrais Hidrelétricas e Centrais Geradoras Hidrelétricas) gerou 63,8% da energia elétrica, enquanto as demais fontes energéticas geraram 36,2%. Dentre essas fontes, a energia eólica (9,2%), a geração termoelétrica a gás natural (8,6%) e a biomassa (9,0%) foram os destaques (EPE, 2021).

O uso da biomassa é importante na sociedade e no meio ambiente, pois pode alcançar o desenvolvimento sustentável, devido ao fato de o Brasil ser um país tropical com alta produtividade de biomassa, o que reforça sua importância (SOUZA *et al.*, 2004).

Além de ser considerada uma das principais alternativas para diversificar a matriz energética, a biomassa também reduz a dependência de combustíveis fósseis (NETO *et al.*, 2010). Portanto, o seu uso proporcionará aos produtores um crescimento econômico, sendo a matéria prima para a geração de energia renovável (ÁLVAREZ *et al.*, 2010).

A biomassa é caracterizada pela massa total de matéria orgânica acumulada em um determinado espaço, que inclui todas as plantas e animais, inclusive seus resíduos. Pode ser convertida em biocombustíveis sólidos, líquidos ou gasosos por meio de diferentes tecnologias de conversão e, por fim, convertido em produtos finais como as energias térmica, mecânica e elétrica (STAISS E PEREIRA, 2001).

A biomassa é composta de materiais orgânicos, como: dejetos animais (fezes e vísceras de animais), resíduos vegetais derivados da agricultura e indústrias (bagaço de cana de açúcar, manipueira, casca de coco, casca de arroz, etc.) e resíduos alimentares (cascas de frutas, legumes, restos de comidas), entre outros. A degradação anaeróbia da biomassa presente nesses

resíduos forma uma rica mistura de gás metano e dióxido de carbono, o biogás (FERREIRA E TAMBOUGI, 2016).

2.2 Biodigestores

Reator, biodigestor, digestor ou biorreator consiste em uma câmara de fermentação fechada, na qual a biomassa é decomposta por bactérias anaeróbias, durante um determinado tempo de retenção, ocorrendo um processo bioquímico denominada digestão anaeróbia, resultando em produtos gasosos, principalmente metano e dióxido de carbono, além do biofertilizante (MAGALHÃES, 1986).

O próprio reator não produz biogás, mas cria um ambiente adequado para que as bactérias metanogênicas ataquem a matéria orgânica e produzam esse combustível. O ambiente propício à produção do biogás envolve condições químicas e físicas necessárias ao desenvolvimento dessas bactérias. Dentro de determinadas faixas de temperatura, pH e relação C/N da biomassa geram condições satisfatórias para o aumento da população de bactérias e, conseqüentemente, para a produção de biogás. O biogás fica contido na parte livre do biodigestor e pode então ser canalizado para diversas aplicações, como processos de aquecimento, resfriamento ou na geração de energia elétrica (ARAÚJO, 2017).

Quanto à forma de alimentação, os biodigestores podem ser classificados em descontínuos (batelada) e contínuos, sendo:

Descontínuos (batelada): modelo mais simples, utilizado para produções de gás em pequena escala. Recebe um carregamento único de matéria orgânica, que só é substituído após um período adequado à digestão de toda a carga. Pode ser construído em alvenaria, metal ou fibra de vidro, o qual é carregado, vedado e após 15 a 20 dias de fermentação, têm-se o início da produção de biogás. Depois de utilizado todo o gás, o biodigestor é aberto, descarregado, limpo e novamente recarregado, para reiniciar o processo (SALOMON E FILHO, 2007).

Contínuos: o abastecimento é realizado diariamente, portanto, os resíduos são produzidos e coletados todos os dias. A carga diária corresponde a uma carga de volume semelhante de material fermentado. A biomassa no interior do biodigestor se move por diferença de pressão hidráulica, entre a entrada do substrato e a saída do biofertilizante no momento do carregamento. Cada carga requer um tempo de retenção, geralmente entre 30 e 50 dias, dependendo da variação de temperatura do ambiente na qual o biodigestor está instalado (MIRANDA, 2009).

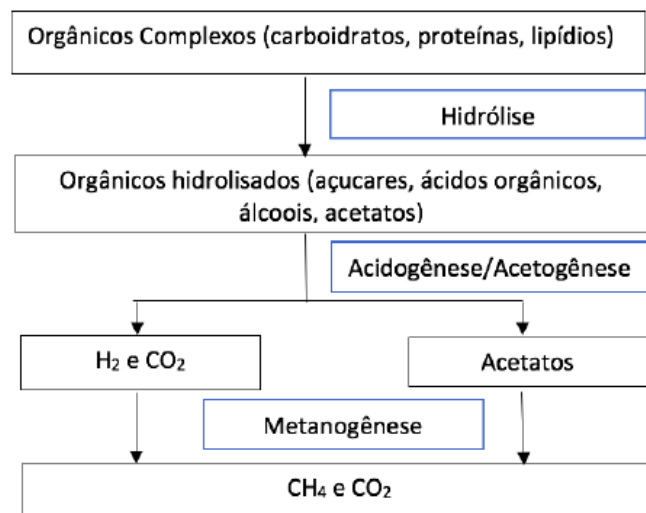
2.3 Biodigestão anaeróbia

O biogás pode ser obtido pelo processo de tratamento de efluentes/resíduos denominado biodigestão anaeróbia. Este processo se refere a sinérgica decomposição da matéria orgânica por um consórcio microbiano em um ambiente livre de oxigênio (ROUBAUD E FAVRAT, 2005). A prática desta técnica fornece uma fonte alternativa de energia, além de mitigar os impactos ambientais, por proporcionar uma rota alternativa para uso de resíduos orgânicos e reduzir as emissões de gases de efeito estufa dos aterros (FRIGON E GUIOT, 2010).

Em termos de produtos gerados na degradação da matéria orgânica, a biodigestão anaeróbia produz o biogás, o resíduo sólido tipo composto (lodo) e o biofertilizante (efluente tratado) (BHATTACHARYYA E BANERJEE, 2007).

O processo de biodigestão anaeróbia é realizado em diversas etapas distintas e por diferentes microrganismos. A conversão anaeróbia da matéria orgânica em biogás pode ser representada, de forma simplificada, em quatro principais etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (KOTHARI *et al.*, 2014), conforme apresentado na Figura 1.

Figura 1 – Representação das quatro principais etapas da conversão anaeróbia da matéria orgânica em biogás.



Fonte: Kothari et al. (2014).

Hidrólise: primeira etapa da digestão anaeróbia, em que ocorre a decomposição de compostos orgânicos complexos como proteínas, gorduras e carboidratos em substâncias mais simples, tais como aminoácidos, ácidos graxos e açúcares (ROHSTOFFE, 2010). Este processo decorre através de bactérias hidrolíticas, em que liberam enzimas que decompõem o material

através de reações bioquímicas (ANGELIDAKI *et al.*, 2011). Segundo Karlsson (2014) a rapidez do processo depende do tipo do material utilizado e como este é estruturado.

Esta fase é limitante no que se refere à velocidade da digestão, pois afeta diretamente a produção de CH₄ (VIDAL *et al.*, 2011).

Acidogênese: nesta segunda fase também chamada de fermentação, as bactérias fermentativas acidogênicas transformam os compostos simples, advindos da fase anterior, em ácidos graxos voláteis conhecidos também como (AGV), como os ácidos propiônico e butírico, ou ainda em outros ácidos orgânicos (FRITSCH *et al.*, 2008).

A acidogênese é realizada por um grupo diverso de bactérias fermentativas, como as da espécie *Clostridium*, que forma esporos que permite sobreviver em ambientes totalmente adversos, e da espécie *Bacteroides*, que normalmente estão presentes nos tratos digestivos (GARCIA *et al.*, 2000).

As bactérias presentes na acidogênese têm ação importante na remoção de oxigênio dissolvido, composto no material em fermentação (HAANDEL E LETTINGA, 1994; AUGUSTO, 2007).

Acetogênese: as bactérias acetogênicas, que correspondem à terceira etapa, convertem os compostos gerados da acidogênese, transformando os ácidos orgânicos em hidrogênio, dióxido de carbono e acetato (ZHENG *et al.*, 2009).

O crescimento bacteriano deste grupo é considerado relativamente lento, tendo uma duplicação mínima de 1,5 a 4 dias e as reações produzidas nesta etapa são mais complexas, pois são facilmente interrompidas devido ao acúmulo de gás hidrogênio dissolvido no meio (SALOMON, 2007).

Na acetogênese, as bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio têm a capacidade de converter os ácidos graxos com mais de 2 carbonos em ácido acético, que servem como substratos para as bactérias metanogênicas, e ainda, minimizar a demanda química de oxigênio (DQO) do substrato (PECORA, 2006).

Metanogênese: Nesta última etapa do processo de geração de biogás, o carbono presente no substrato orgânico é transformado em CO₂ e CH₄, sendo assim, é realizada a mineração dos poluentes do substrato (SANT'ANNA JÚNIOR, 2011).

A metanogênese ocorre em dois processos, sendo o primeiro realizado através das arqueas hidrogenotróficas, que se desenvolvem rapidamente, com um ciclo de crescimento de aproximadamente 6 horas, no qual se faz a transformação do CO₂ e H₂ em CH₄ e o segundo processo realizado pelas arqueas acetoclásticas, que possuem um tempo de duplicação de 2 a 3 dias, as quais metabolizam o acetato, produzindo CH₄ (SALOMON, 2007).

Segundo Carneiro (2013), as bactérias hidrogenotróficas são responsáveis pela formação de 30% do metano e as acetoclásticas convertem o acetato em metano, através do processo de quebra responsável por cerca de 70% da produção.

2.3.1 Fatores que influenciam no processo de biodigestão anaeróbia

Para um processo eficiente, a biodigestão anaeróbia depende do equilíbrio entre as comunidades microbianas presentes na biomassa e das características dos componentes químicos, potencializando o processo de fermentação e a produção do gás metano. Fatores relativos ao substrato e as condições de funcionamento do biodigestor influenciam diretamente o desempenho dos microrganismos (KUMAR *et al.*, 2013), como:

Temperatura: exerce influência aumentando ou reduzindo a velocidade do processo. Para Salomon (2007), as faixas de temperatura associadas ao crescimento microbiano são classificadas em: psicrófilas (<20°C); mesófilas (20-40°C) e termófilas (>45°C). Em altas temperaturas a velocidade das reações biológicas é maior, resultando em processos de eficiência elevada e menor Tempo de Retenção Hidráulica (TRH). A temperatura ideal no processo de biodigestão para a produção de biogás com elevado teor de metano, na faixa mesófila, compreende a faixa entre 20 e 40°C, podendo ser alcançada em temperatura ambiente, buscando-se manter as variações de temperatura preferencialmente inferiores a 3°C (BOND e TEMPLETON, 2011; PENG *et al.*, 2013).

Potencial hidrogeniônico (pH): o pH ideal para a biodigestão anaeróbia compreende entre 6,8 a 7,5, contudo, pode ainda ocorrer de forma eficiente em faixa mais ampla (entre 6 e 8) em taxas menos elevadas (FORESTI, 1998). Moura (2012) afirma que, em meios ácidos a atividade enzimática das bactérias é anulada e, em meio significativamente alcalino, a fermentação produz anidrido sulfuroso e hidrogênio. Desta forma, assume-se que os valores de pH próximos a neutralidade são os mais indicados para este tipo de digestão.

Relação carbono/nitrogênio: também é fator relevante nos processos de digestão, salvo que todos os organismos vivos precisam de nitrogênio na síntese de proteínas. No entanto, esta proporção deve ser a mais próxima do ideal, caso contrário, as bactérias não serão capazes de consumir todo carbono presente no meio e o desempenho do processo será baixo (SGORLON *et al.*, 2011). O valor ótimo para relação C/N está entre 20:1 a 30:1 (REICHERT, 2005).

Tempo de retenção hidráulica (TRH): tempo necessário para que o material passe pelo digestor, isto é, o tempo de entrada e saída dos diferentes materiais no digestor, como a água, sólidos e células (MOURA, 2012). Ainda segundo Gomes e Cappi (2011), o TRH está

diretamente relacionado com o teor de sólidos totais do substrato e se refere ao tempo necessário para que o material seja degradado dentro do biodigestor.

Sólidos totais (ST): quando se busca uma produção máxima de biogás pelo volume do biodigestor e unidade de tempo, a concentração de sólidos totais (ST) máxima deve ser menor que 8%, faixa na qual também se facilita o movimento do material no interior do biodigestor, além de evitar entupimentos nos canos de entrada e saída do reator. Quando as concentrações de ST são maiores que 10%, observa-se a diminuição da eficiência do biodigestor e o aumento da probabilidade da criação de crostas (SILVA, 2001).

2.3.2 Biogás

O biogás é um combustível gasoso, renovável, composto por uma mistura de gases, oriundos da digestão anaeróbia, constituído por metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e uma pequena quantidade de outros componentes como, nitrogênio (N_2), sulfeto de hidrogênio (H_2S), dióxido de carbono (CO_2), amônia (NH_3), hidrogênio (H_2), oxigênio (O_2) e água (H_2O) (HOSSEINI E WAHID, 2014).

Este gás pode ser proveniente de resíduos sólidos ou líquidos, de origem rural, urbano ou industrial, como também pode ser produzido naturalmente em pântanos, mangues, lagos e rios (FRANÇA JÚNIOR, 2008).

Os principais constituintes do biogás são o metano e o gás carbônico, havendo também baixas concentrações de monóxido de carbono, sulfeto de hidrogênio, amônia, entre outros (CASSINI, 2003).

A Tabela 1 apresenta a porcentagem média de cada constituinte presente no biogás.

TABELA 1– Possíveis percentuais dos constituintes do biogás.

Metano (CH_4)	50% a 75%
Dióxido de carbono (CO_2)	25% a 40%
Hidrogênio (H_2)	1% a 3%
Nitrogênio (N_2)	0,5% a 2,5%
Oxigênio (O_2)	0,1% a 1%
Gás sulfídrico (H_2S)	0,1% a 0,5%
Amônio (NH_3)	0,1% a 0,5%
Monóxido de carbono (CO)	0% a 0,1%
Água (H_2O)	Variável

Fonte: Cassini (2003).

O poder calorífico do biogás está diretamente relacionado com a concentração de metano existente na mistura gasosa, portanto, o biogás é mais energético quanto maior sua quantidade de metano, conforme verificado na Tabela 2.

TABELA 2– Variação do poder calorífico em relação à composição do biogás.

Composição química do biogás	Poder calorífico (Kcal Nm³)
10% CH ₄ , 90% CO ₂	856,06
40% CH ₄ , 60% CO ₂	3424,29
60% CH ₄ , 40% CO ₂	5136,46
65% CH ₄ , 35% CO ₂	5564,50
75% CH ₄ , 25% CO ₂	6420,59
95% CH ₄ , 5% CO ₂	8132,78
99% CH ₄ , 1% CO ₂	8475,23

Fonte: Adaptado de Avellar (2001).

Também é possível apresentar uma relação comparativa do biogás com outros combustíveis usuais, em termos de equivalência de 1m³, mostrado na Tabela 3.

TABELA 3 - Relação comparativa de 1m³ de biogás com combustíveis usuais.

Gasolina	Gasóleo	Biodiesel	GPL	Eletricidade	Lenha
0,61 L	0,7 L	0,55 L	0,45 Kg	6,9 kW h ⁻¹	1,538 Kg

Fonte: Silva (2009).

Existem duas principais maneiras de aplicações do biogás produzido, a queima direta do gás para geração de calor e a conversão em eletricidade. O biogás ainda pode ser utilizado como combustível veicular, em sistemas de iluminação e aquecimento a gás e ainda pode ser injetado, após purificação, na rede de gás natural para outros fins (ICLEI, 2010).

Em diversas aplicações industriais, o biogás é utilizado para a produção de vapor. A queima do biogás em caldeiras é uma tecnologia bem estabelecida e confiável, e existem poucas restrições em relação à qualidade do biogás (ZANETTE, 2009).

Já nos grandes centros urbanos, o biogás produzido durante a digestão anaeróbia é aproveitado nas próprias estações de tratamento de esgoto (ETE), sendo utilizado de forma direta como fonte de carbono para desnitrificação, ou de forma indireta, como suprimento energético para aeração do sistema aeróbio ou na secagem e higienização do próprio lodo gerado na ETE, resultando em diminuição dos custos operacionais da mesma (DELAZARE, 2004).

2.3.3 Biofertilizante

Além do biogás, tem-se o biofertilizante como produto da digestão anaeróbia, que proporciona saúde e vida ao solo, apresentando alta qualidade para o uso agrícola como adubo orgânico (OLIVER, 2008).

O biofertilizante é considerado como o produto final do processo de biodegradação anaeróbia pelas bactérias e não somente um subproduto de importância para a agricultura. O processo de biodegradação potencializa a concentração de nutrientes do material de origem, inibindo a perda de nutrientes como o N, além do seu pH ser levemente alcalino, neutralizando a acidez potencial dos solos (BARBOSA E LANGER, 2011).

A aplicação do biofertilizante como fonte melhoradora do solo é uma das grandes vantagens do processo de biodigestão anaeróbia, pois este produto apresenta concentrações elevadas de nutrientes como: nitrogênio, fósforo, potássio e matéria orgânica, contribuindo na fertilidade e estruturação do solo (SANTIBÁÑEZ *et al.*, 2011).

Para Avaci *et al.* (2013), o uso dos biofertilizantes proporciona um ganho financeiro ao produtor, tendo em vista o suprimento parcial na adubação, além da proteção do solo, erradicando algumas pragas, doenças e insetos, reduzindo a adição de fertilizantes e inseticidas comerciais.

Apresenta também sólidos coloidais com cargas negativas que tornam seu poder de fixação de sais superior ao das argilas, beneficiando a planta e o solo, pois dificultam a lixiviação dos nutrientes, proporcionam maior resistência à ação desagregadora da água e aceleram a absorção de chuvas, dificultando a erosão (SGANZERLA, 1983).

Oliveira (2009) estudou a viabilidade do uso do biogás obtido a partir do tratamento de lixo urbano de uma cidade hipotética, juntamente com os créditos de carbono e biofertilizante comercializados, comprovando sua viabilidade, tanto do ponto de vista ambiental quanto econômico.

Seidel *et al.* (2010) estudaram a aplicação de biofertilizante de suínos em cultura de milho cultivado em sistema de plantio direto e concluíram que o biofertilizante, em quantidades ideais, pode superar insumos químicos inorgânicos em produtividade, pois quando aplicaram 50 m³ ha⁻¹ de biofertilizante no plantio de base de milho, obtiveram 8.339 kg de grãos ha⁻¹, ao passo que quando aplicaram o mesmo volume por área de fertilizante químico inorgânico (NPK), produziu-se 7.324 kg de grãos ha⁻¹.

Em estudo análogo, Tejada *et al.* (2016) utilizaram biofertilizante para adubação foliar de milho e verificaram aumentos tanto na produtividade, quanto no teor de proteína do milho.

2.4 Dejetos da bovinocultura leiteira

O Brasil atualmente se encontra como o terceiro maior produtor mundial de leite, atrás apenas dos Estados Unidos e da Índia, segundo dados da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO, 2019). Para alcançar essa posição, a produção brasileira cresceu exponencialmente nas últimas décadas.

Em 2020, o setor atingiu a maior produção, 35,4 bilhões de litros de leite em um único ano. O montante representa avanço de 1,5% ante os 34,9 bilhões de litros produzidos em 2019, no qual a produção havia crescido 2,98% (IBGE, 2021).

De acordo com o IBGE (2021), entre os Estados, Minas Gerais segue na liderança absoluta, com 9,7 bilhões de litros, seguida pelo Paraná (4,6 bilhões), Rio Grande do Sul (4,3 bilhões), Goiás (3,18 bilhões) e Santa Catarina (3,13 bilhões).

A bovinocultura era um setor que não trazia danos ao meio ambiente, visto que, os produtores utilizavam-se grandes áreas para o manejo dos animais, porém, com a oferta de áreas cada vez mais limitadas e o uso de confinamentos, a geração de grandes volumes de dejetos em pequenas áreas tornou-se cada vez maior, causando um problema ambiental (ORRICO JUNIOR *et al.*, 2010).

Alguns destes problemas é a emissão de gases do efeito estufa, principalmente o metano, que apresenta maior potencial de aquecimento global, sendo que na bovinocultura sua emissão ocorre através da ruminação dos animais e pela degradação de fezes e urina nas áreas de acúmulo. Além do metano, as excretas dos bovinos também emitem uma grande quantidade de amônia, a qual contribui nos processos de chuvas ácidas e acidificação de sistemas naturais (FAO, 2006).

A composição do dejetos proveniente da bovinocultura leiteira depende das condições nas quais os animais são alojados nas propriedades (RICO *et al.*, 2007). A dieta, as características do local de criação e o modo de coleta e manejo do resíduo são fatores que influenciam diretamente nas características deste tipo de efluente (RICO *et al.*, 2011).

Os alimentos inseridos na dieta dos animais apresentam grande variabilidade e são definidos de acordo com o objetivo final dos produtores, as quais podem ser engorda, produção de leite, reprodução, entre outras (ALVIM e NETO, 2005). Geralmente, esses alimentos são classificados em volumosos com altos teores de fibra bruta, compostos por pastagem, cana de açúcar e silagem, e os concentrados com alto teor energético e proteico, compostos por milho, soja, trigo, gorduras, entre outros (ALVIM e NETO, 2005).

A composição da alimentação dos animais influencia direta e indiretamente nas características do dejetos. De forma direta através da própria ingestão dos alimentos, os quais são digeridos e depois excretados, compondo as fezes e a urina dos animais, e indiretamente através da coleta dos dejetos, uma vez que os dejetos podem se misturar a restos de alimentos e outras sujidades presentes no piso das instalações onde será coletado.

O local de criação é outro fator que influencia a composição dos dejetos bovinos. Em sistemas intensivos (confinamento), o dejetos coletado geralmente apresenta resíduos da cama usada na instalação, composta por palha, serragem, areia, entre outros, os quais são materiais não degradáveis ou apresentam lenta degradação (RICO *et al.*, 2007).

O aproveitamento dos dejetos gerados em instalações do sistema intensivo varia entre 40 a 100%, dependendo do método de coleta. Já no sistema extensivo (pastos) o aproveitamento é praticamente nulo, devido principalmente a dificuldade na coleta (VIDAL, 2015).

No geral, o dejetos bovino apresenta grande quantidade de material fibroso, elevada concentração de matéria orgânica e elevada concentração de sólidos suspensos (DIAS, 2017).

A Tabela 4 apresenta a caracterização da composição do dejetos bovino bruto e em fase líquida, obtida através da diluição e posterior peneiramento (1,5 mm) do resíduo. Observa-se que o dejetos bruto é composto principalmente por celulose e hemicelulose. Já na fase líquida (peneirado) é composto, em sua maior parte, por inorgânicos, lignina e proteína.

TABELA 4– Composição centesimal média do dejetos bovino bruto e em sua fase líquida, obtida após diluição e peneiramento.

Parâmetros	Dejetos Bruto	Fase Líquida
Gordura (%)	5,7	7,3
Proteína (%)	14,8	18,5
Celulose (%)	24,2	6,0
Hemicelulose (%)	20,9	4,7
Lignina (%)	13,2	18,7
Inorgânicos (%)	20,7	28,6

Fonte: Rico *et al.* (2007)

2.5 Resíduo industrial de grãos de milho

A atividade agroindustrial é outro setor que contribui fortemente para o aumento da geração dos resíduos sólidos orgânicos, que podem apresentar características que provocam riscos ao meio ambiente e à saúde humana, necessitando de adequadas formas de disposição final (SOUZA *et al.*, 2009).

Somados aos resíduos orgânicos provenientes de atividades agrosilvopastoris e industriais, os dados do Plano Nacional de Resíduos Sólidos indicam que há uma geração anual de 800 milhões de toneladas de resíduos orgânicos (RABELO, 2018).

Esses fatores também contribuem para a geração de impactos negativos em sistemas tradicionais de destinação final dos resíduos sólidos orgânicos, como os aterros sanitários, principalmente devido à emissão de gases de efeito estufa e à produção de chorume, por outro lado, o teor de matéria orgânica biodegradável dos resíduos vegetais os torna adequados à recuperação energética a partir do tratamento por biodigestão anaeróbia (EDWIGES, 2017).

As usinas de biogás são alimentadas de biomassa como, dejetos de animais, resíduos industriais, lodos e outros. Porém, ultimamente o uso de culturas energéticas como o milho, tem sido utilizado como substrato em países como Alemanha (BRUNI *et al.*, 2010).

De acordo com os dados da Companhia Nacional do Abastecimento (CONAB, 2021), a produção nacional de milho para a safra de 2021/2022 está estimada em 116,3 milhões de toneladas, e em Goiás, 12,8 milhões de toneladas. De toda a biomassa produzida, cerca de 50% são resíduos que vão permanecer no campo; 30% vão ficar como resíduos no processamento e menos de 20% vão corresponder aos grãos do milho propriamente ditos (MATOS, 2014).

O caráter nutricional do milho é bastante significativo em relação a fornecimento energético, proteico, fibroso e oleaginoso. A cada 100 gramas com base na matéria seca, o alimento fornece cerca de 360 kcal, sendo oriundas de aproximadamente 70% de carboidratos totais, 10% de proteínas e 4,5% de lipídios totais (ABIMILHO, 2015). Todas estas propriedades podem ser maximizadas ou minimizadas com o processamento (GERALDI *et al.*, 2012).

Geralmente, os grãos do milho são amarelos ou brancos e são compostos por: endosperma, gérmen, pericarpo (casca) e ponta. O endosperma representa, aproximadamente, 83% do peso do grão seco, sendo constituído principalmente de amido (EMBRAPA, 2006).

O amido é a principal fonte de reserva energética nos vegetais, é encontrado em forma de grânulos que variam em tamanho e forma de espécie para espécie. Os grânulos de amido são constituídos de dois polissacarídeos diferentes a amilose e a amilopectina. No milho convencional a amilopectina representa em torno 75% da composição do amido (ORDOÑEZ, 2007).

Analisando o potencial de metano de variedades de milho fresco e de silagem de milho, Bruni *et al.* (2010) observaram que estes produtos são bons substratos no processo de biodigestão anaeróbia, pois possuem alta taxa de degradação mesmo sem um pré-tratamento.

Já Owamah e Izinyon (2015), ao avaliarem a codigestão anaeróbia de resíduos alimentares e casca de milho em diferentes taxas de carregamentos orgânicos, notaram que o

tratamento em que foi adicionado a casca de milho elevou em 38% a produção de biogás a partir de resíduos alimentares, em relação à produção de biogás que continha apenas os resíduos de alimentos.

2.6 Inclusão de enzimas na digestão anaeróbia

Diversas técnicas são abordadas na literatura para aumentar a produção de biogás através da digestão anaeróbia, como os pré-tratamentos, codigestão e adição de inóculo (XAVIER e LUCAS JÚNIOR, 2010; ZHANG *et al.*, 2018).

Os pré-tratamentos podem ser classificados em térmicos, mecânicos, químicos, físicos e biológicos (MAGDALENA *et al.*, 2018). Seus resultados variam de acordo com o tipo de substrato, os quais, na maioria das vezes, apontam partículas reduzidas, solubilização, melhor biodegradabilidade e maior taxa de hidrólise, resultando em melhores condições para a digestão anaeróbia (CARRERE *et al.*, 2016; CARLSSON *et al.*, 2012).

Em meados de 1980, houve um crescente interesse em investigar pré-tratamentos biológicos, como a adição de enzimas durante a digestão anaeróbia, verificando uma melhora na etapa hidrolítica do processo (BRÉMOND *et al.*, 2018).

A eficiência desta técnica está relacionada com a seleção de enzimas específicas que agem na composição bioquímica do substrato (PASSOS *et al.*, 2016), apresentando como principais vantagens a baixa demanda por energia e a inibição de compostos secundários. Porém, deve-se levar em consideração o custo da enzima em relação a proporção do rendimento de biogás gerado, o tipo de substrato, reator, dosagem, viabilidade técnica e econômica, entre outros fatores (ROMERO-GÜIZA *et al.*, 2016; RODRIGUEZ *et al.*, 2017).

O processo se torna mais eficiente quando os parâmetros como: atividade enzimática, tipo de substrato, volume, temperatura e pH estiverem otimizados, obtendo assim um aumento na produção de biogás (DIVYA *et al.*, 2015).

Brémond *et al.* (2018) ressaltam que existem diferentes maneiras de aplicação das enzimas como: em recipiente separado, agindo como um pré-tratamento; diretamente no reator (estágio único); no primeiro conjunto de biodigestores, quando se tem um sistema de dois estágios; e por fim, diretamente no substrato em sistemas de recirculação (semi-contínuos).

A aplicação direta de enzimas aos substratos é o método mais atrativo, por apresentar baixo custo de operação, baixa complexidade e não utilizar outros reatores ou equipamentos, além de serem biodegradáveis e inofensivas aos microrganismos anaeróbios (BRÉMOND *et al.*, 2018; ROMANO *et al.*, 2009; DONOSO-BRAVO *et al.*, 2013).

Donoso-Bravo *et al.* (2013), avaliando a codigestão anaeróbia de lodo de esgoto e caixa de gordura de uma estação de tratamento de águas residuais com aplicação (com e sem) e dosagem (0,25; 0,33; 0,83 e 1,67%) de enzima-lipase, observaram um aumento na taxa de produção total de biogás e no teor de metano, sendo as doses 0,33 e 0,83% as que apresentaram melhores resultados.

Da mesma forma Costa *et al.* (2013), ao incluírem biorremediador (complexo enzimático) na digestão anaeróbia de água residuária de frigorífico em reatores do tipo batelada, notaram uma redução no teor de sólidos voláteis. Já Speda *et al.* (2017) avaliando a digestão anaeróbia de forragem lignocelulósica com enzimas celulolíticas, obtiveram eficiência no rendimento de biogás e metano. Por fim, Bhatnagar *et al.* (2020) avaliaram a aplicação direta de enzimas na digestão anaeróbia de cama de frango e relataram um melhor rendimento de biogás.

Por outro lado, os pré-tratamentos físicos ou mecânicos possuem a característica de reduzir o tamanho das partículas do substrato, interferindo diretamente no TRH e na estabilidade do processo de digestão anaeróbia (ZHANG *et al.*, 2018). Já os químicos, apesar de apresentarem ótimos resultados, podem formar compostos secundários, que em grandes quantidades, podem gerar a inibição do processo, danificar equipamentos e contribuir para uma possível poluição secundária (KUMAR *et al.*, 2009; RODRIGUEZ *et al.*, 2017; YU *et al.*, 2019).

Outro fator que requer atenção nos pré-tratamentos físicos e químicos é a demanda de energia requerida no processo, quando em excesso, podem causar o desequilíbrio energético tornando sua aplicação inviável, pelo fato do uso da energia ser superior à sua conversão na forma de biogás (GERHARDT *et al.*, 2007; SPEDA *et al.*, 2017; MAGDALENA *et al.*, 2018).

Por sua vez, a codigestão é vista como uma outra opção de melhoramento da biodigestão anaeróbia, por se tratar do processo de decomposição simultânea de dois ou mais substratos orgânicos. A associação de resíduos orgânicos com diferentes cargas de microrganismos pode proporcionar melhores condições para a produção de biogás, devido ao sinergismo positivo estabelecido durante a digestão, uma vez que são fornecidos diferentes nutrientes que poderiam estar em quantidades insuficientes no processo (SUZUKI, 2012).

O dejetos bovino possui em sua composição alto teor de nitrogênio (N), causando um problema no fornecimento ideal da relação carbono/nitrogênio. Visto isso, é necessário a inclusão de resíduos ricos em carbono (C), como os agroindustriais, para haver um equilíbrio na relação e validar o sistema (TUFANER e AVÇAR, 2016).

São vários os substratos e co-substratos, resultantes da atividade agropecuária e agroindustrial brasileira, que são fortemente aplicados no sistema de codigestão, a exemplo dos resíduos da produção de animais e materiais resultantes de pastagens e lavouras (RABELO, 2018).

Nos trabalhos de Akamine (2017), Montoro *et al.* (2019) e Orrico *et al.* (2016), foram utilizados dejetos de bovinos leiteiros nos processos de codigestão anaeróbia, com inclusão de levedura de cervejaria, batata doce e óleo de descarte, respectivamente.

A adição de inóculo no processo também é uma técnica válida, pelo fato do inóculo ser um material que já passou pelo processo de biodigestão, sendo capaz de fornecer ao novo substrato uma população adicional de microrganismos típicos da biodigestão anaeróbia (XAVIER e LUCAS JUNIOR, 2010).

O inóculo desempenha papel importante na fase inicial do reator, pois equilibram as populações de bactérias e aceleram o processo de digestão, principalmente em materiais difíceis de serem digeridos (SHAH *et al.*, 2014).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Local

A pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Biodigestão e Manejo de Resíduos, no Campus Central - Sede Anápolis de Ciências Exatas e Tecnológicas – CET da Universidade Estadual de Goiás – UEG, durante os meses de agosto a novembro de 2021.

A classificação climática da região é tipo Aw, segundo Köppen, caracterizado por uma estação chuvosa (outubro-março) e outra seca (abril-setembro), com temperatura média de 22,4°C e pluviosidade média anual de 1586 mm.

3.2 Delineamento e tratamentos experimentais

Foi utilizado o delineamento inteiramente casualizado (DIC), em esquema fatorial 2x2, sendo: monodigestão com dejetos bovinos ou dejetos bovinos em codigestão com resíduos agroindustriais de grãos de milho, e com ou sem enzimas digestivas, com 4 repetições por tratamento, totalizando 16 unidades experimentais, em biodigestores do tipo semi-contínuo.

Os tratamentos foram a inclusão de resíduos agroindustriais de grãos de milho (GM) no dejetos bovinos (DB), com e sem enzimas digestivas, sendo:

DB+E: 100% DB, com enzima;

DB: 100% DB, sem enzima;

DB/GM+E: 70% de DB e 30% de GM, com enzima;

DB/GM: 70% de DB e 30% de GM, sem enzima.

3.3 Construção dos biodigestores

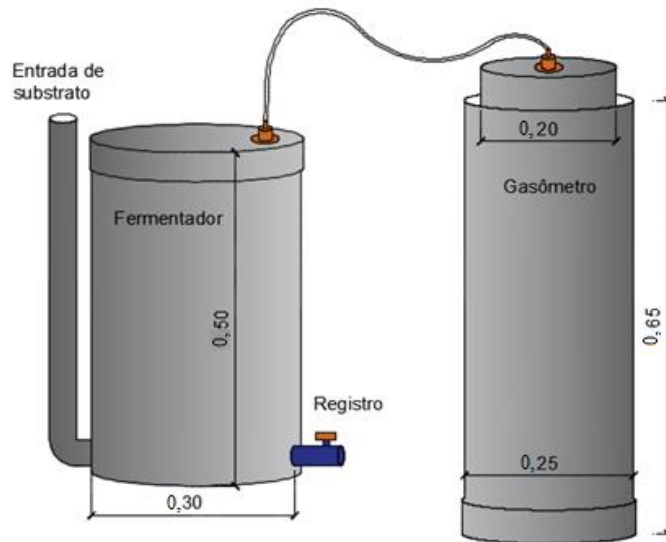
Os biodigestores semi-contínuos foram constituídos de duas partes distintas; sendo um deles o recipiente com o material em fermentação e o outro o gasômetro (Figura 2).

O recipiente com o material em fermentação foi composto por um cilindro reto de PVC com diâmetro de 0,30 e 0,50m de comprimento, com capacidade útil de abastecimento de 28 litros de substrato cada, tendo as extremidades fechadas com duas placas de PVC.

Transversalmente ao cilindro de 0,30 m foram fixados dois canos, sendo um destinado à entrada e abastecimento e outro à saída do biofertilizante. No centro do fermentador foi acoplada uma placa de PVC, como divisória, de 0,20m de altura com o intuito de separar ao

meio o volume total útil de entrada e saída do substrato. A divisória (Figura 3) teve a função de impedir que o substrato (carga diária), fosse conduzido a saída do biodigestor por diferença hidráulica, entre a entrada do substrato e a saída do biofertilizante no momento do abastecimento.

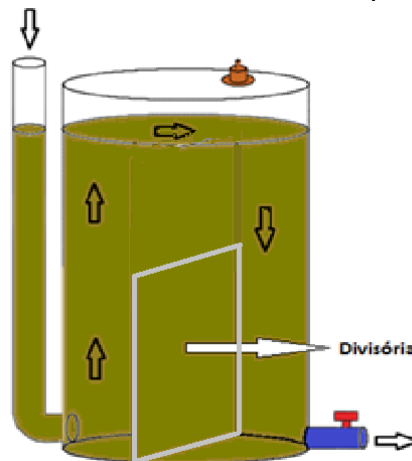
Figura 2 – Ilustração do modelo de biodigestor semi-contínuo (medidas em m e desenho sem escala).



Fonte: Akamine (2017).

Para a confecção do gasômetro foram utilizados cilindros de 0,20 e 0,25m. O cilindro de 0,25m comportava um volume de água (“selo de água”), atingindo a profundidade de 0,60m. O cilindro de 0,20m teve uma das extremidades vedadas, conservando-se apenas uma abertura para descarga do biogás, e foi emborcado no selo de água, para propiciar condições anaeróbias e armazenar o gás produzido. Os biodigestores foram mantidos em condições de temperatura ambiente, abrigados da luz solar e chuvas.

Figura 3 – Ilustração do biodigestor semi-contínuo com a divisória acoplada ao fermentador.



Fonte: Adaptado de Akamine (2017).

3.4 Substratos

Os dejetos bovinos (DB) foram coletados semanalmente na propriedade Capão Grande Bicudo, situado na cidade de Anápolis-GO e armazenados em recipiente fechado em temperatura ambiente.

O resíduo industrial de grãos de milho (GM) foi fornecido pela indústria alimentícia Kraft Heinz, localizada na cidade de Nerópolis-GO. Inicialmente os grãos passaram por um processo de secagem natural para a retirada do excesso de umidade e depois tiveram suas partículas reduzidas através de um moinho de facas (Marconi, MA580) passado em peneira de 4 mm. Logo em seguida, foram acondicionados em embalagens PEBD (Polietileno de Baixa Densidade) em freezer durante todo o período experimental.

Ambos os resíduos foram caracterizados quanto aos teores de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), pH, relação C/N e composição química: proteína bruta (PB), carboidratos não estruturais (CNE), extrato etéreo (EE), matéria mineral (MM), fibra bruta (FB), fibra em detergente neutro (FDN) e fibra em detergente ácido (FDA).

O inóculo foi coletado na Fazenda Sol Dourado-Quality® localizada no município de Gameleira de Goiás-GO, oriundo de um biodigestor de fluxo tubular utilizado para tratamento de dejetos de bovinos leiteiros da raça Holandesa.

3.5 Complexo enzimático

O complexo enzimático utilizado nesta pesquisa foi cedido por empresa privada, localizada na cidade de São José do Rio Preto – SP, e era composto por celulase (2.000.000 UI kg⁻¹), xilanase (100.000 UI kg⁻¹), pectinase (1.000.000 UI kg⁻¹) e protease (5.000.000 UI kg⁻¹), além de probióticos e catalisadores orgânicos.

A dosagem recomendada pelo fabricante é de 0,25 mg L⁻¹ de substrato, porém por se tratar de uma dosagem baixa em função da concentração do produto foi necessário realizar uma diluição de 5g do complexo enzimático em 500 mL de água destilada, para se obter uma concentração de 10 mg mL⁻¹ (suspensão 1).

Logo após, 1 mL dessa nova concentração (suspensão 1) foi coletada e diluída em 39 mL de água destilada, para assim obter os 0,25 mg necessários em cada mL (suspensão 2).

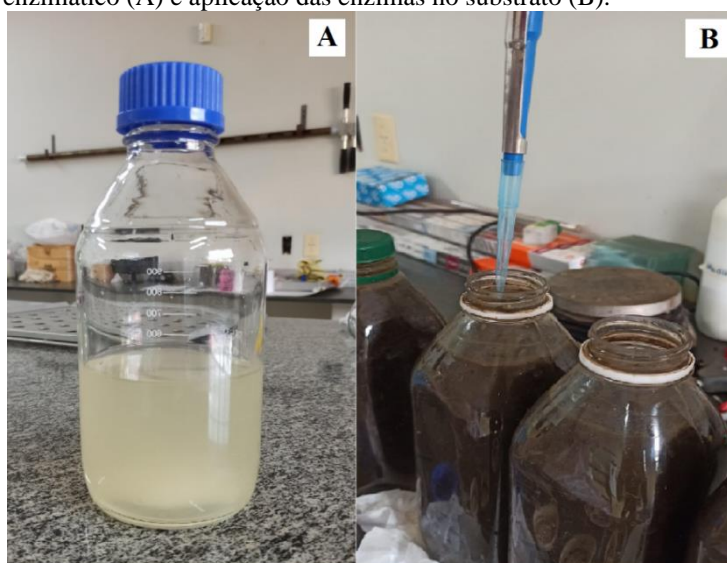
Por fim, a dosagem final aplicada nos reatores foi de 1 mL da suspensão 2, para cada litro de substrato.

No momento da aplicação das enzimas, os substratos apresentavam pH neutro, na faixa de 7,0 a 7,5.

As aplicações das enzimas foram realizadas diretamente no substrato, momentos antes do abastecimento das cargas diárias, durante o período de 56 dias (Figura 4).

Logo após, as suspensões 1 e 2 eram armazenadas e refrigeradas, em incubadora B.O.D. à $8\pm 2^{\circ}\text{C}$ e $70\pm 5\%$ UR. Ao serem utilizadas novamente nos demais dias, era necessário aguardar o conteúdo chegar a temperatura ambiente para então aplicação nos substratos.

Figura 4 – Complexo enzimático (A) e aplicação das enzimas no substrato (B).



Fonte: Autor (2021).

3.6 Carga de abastecimento diário (CD)

O tempo de retenção hidráulica (TRH) adotado foi de 28 dias, portanto, como o volume útil dos reatores era de 28 litros, as cargas diárias (CD) possuíam 1 litro.

Para iniciar o processo, de forma eficiente, os biodigestores foram abastecidos com 28 L da mistura de DB e inóculo de biodigestor na proporção de 1:4. Durante os 28 dias seguintes foram realizadas CD com DB, posteriormente iniciaram-se as CD dos tratamentos por um período de 56 dias.

Para a obtenção dos teores de ST próximo a 3%, o DB e o GM ($\leq 4\text{mm}$) foram, separadamente, diluídos em água e homogeneizados. Posteriormente, o DB diluído foi passado em peneira com malha de 4 mm, com a finalidade de reter o material fibroso ($\geq 4\text{mm}$) do substrato.

As cargas diárias de todos os tratamentos foram acondicionadas em garrafas plásticas com volume útil de 1 L, cada. Logo após o acondicionamento, as cargas diárias destinadas aos tratamentos que continham a inclusão de enzimas eram separadas das demais para ser realizada a aplicação do complexo enzimático.

Na Tabela 5, estão apresentadas as quantidades, em kg, de dejetos bovinos, resíduo industrial de grãos de milho, água e enzimas que compuseram a carga diária (1 L) para o processo de codigestão anaeróbia em biodigestores semi-contínuos.

TABELA 5– Quantidades de dejetos bovinos, resíduo industrial de grãos de milho, água e enzimas no abastecimento diário dos biodigestores semi-contínuos, para os diferentes tratamentos.

Tratamentos	Dejetos bovinos (kg)	Grãos de milho (kg)	Água (kg)	Enzima (mL)
DB+E	0,163	0	0,837	1
DB	0,163	0	0,837	0
DB/GM+E	0,114	0,012	0,874	1
DB/GM	0,114	0,012	0,874	0

DB+E: 100% de dejetos bovinos com enzima; DB: 100% de dejetos bovinos sem enzima; DB/GM+E: 70% de DB e 30% de GM com enzima; DB/GM: 70% de DB e 30% de GM sem enzima.

A Figura 5 mostra o abastecimento diário dos biodigestores e a retirada do efluente para a realização das análises.

Figura 5 – Abastecimento dos biodigestores (A) e retirada do efluente (B).



Fonte: Autor (2021).

3.7 Análises laboratoriais

O dejetos bovino e o resíduo industrial de grãos de milho foram avaliados quanto a sua composição química, por meio de análises bromatológicas: PB, CNE, EE, MM, FB, FDN e FDA.

Já no afluente e efluente foram determinados teores de ST, SV, pH, alcalinidade, relação C/N (carbono/nitrogênio) e composição química, presentes nas amostras. Os teores de N (nitrogênio), P (fósforo) e K (potássio) foram determinados apenas para o afluente e efluente (biofertilizante).

3.7.1 Teores de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV)

Para determinação de sólidos totais as amostras dos afluentes e efluentes foram acondicionadas em triplicata em cadinhos de porcelana previamente tarados e secos, para obtenção do peso úmido (PU) do material.

Após a pesagem foram levados à estufa com circulação forçada de ar, à temperatura de 105°C por 24 horas, sendo a seguir resfriados em dessecador e novamente pesados em balança com precisão de 0,0001g, obtendo-se então o peso seco (PS). O teor de ST (Equação 1 e 2) foi determinado segundo metodologia descrita por APHA (2005).

$$ST = 100 - U \quad eq. 1$$

$$U = \frac{PU - PS}{PU} \times 100 \quad eq. 2$$

Em que:

ST = teor de ST, em porcentagem;

U = teor de umidade, em porcentagem;

PU = peso úmido da amostra, em g;

PS = peso seco da amostra, em g.

A determinação dos SV foi realizada com base na matéria seca. Assim, o material já seco em estufa resultante da determinação dos sólidos totais, foi levado a mufla e mantidos a uma temperatura de 575° C por um período de 2 horas e 30 minutos. Após o término da queima, os cadinhos foram retirados da mufla e levados ao resfriamento em dessecadores.

O material resultante foi pesado em balança analítica com precisão de 0,0001g, obtendo-se o peso das cinzas ou matéria mineral (Equação 4). Os teores de sólidos voláteis (Equação 3) foram determinados segundo metodologia descrita por APHA (2005).

$$SV = 100 - C \quad eq.3$$

$$C = \frac{PS - P_m}{PS} \times 100 \quad eq.4$$

Em que:

C = teor de cinzas, em porcentagem;

SV = teor de SV, em porcentagem;

PS = peso seco da amostra, em g.

P_m = peso obtido após queima em mufla, em g.

3.7.2 Potencial hidrogeniônico (pH)

Para a mensuração do pH foi utilizado um phmetro digital portátil da Kasvi (pH 0-14 K39-0014P-Kasvi), com precisão de $\pm 0,06$ e compensação automática de temperatura, de acordo com metodologia descrita pela APHA *et al.* (1995).

3.7.3 Alcalinidade

Os parâmetros alcalinidade total (AT), foram obtidos com a titulação da amostra até pH 4,3; e alcalinidade parcial (AP), com titulação até pH 5,75. Foram determinados semanalmente a partir dos afluentes e efluentes obtidos dos biodigestores, segundo APHA (2005) e Jenkins *et al.* (1991).

Por meio desta metodologia foi determinado também o valor da alcalinidade intermediária (AI), entre o pH 5,75 e 4,30, o qual é calculado pela diferença entre a AT e a AP (AI = AT-AP) e indica a alcalinidade devido a presença de ácidos voláteis.

3.7.4 Relação C/N

Os teores de carbono orgânico total (COT) foram determinados dividindo a porcentagem de sólidos voláteis por 1,8 (CARMO e SILVA, 2012), e o de nitrogênio total (NTK) pelo método Micro-Kjeldahl (IAL, 1985).

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

3.7.5 Composição química

As análises de PB, CNE, EE, MM, FB, FDN e FDA foram determinadas de acordo com a metodologia descrita por Instituto Adolfo Lutz (IAL, 2008).

3.8 Análise do biogás produzido

3.8.1 Determinação do volume de biogás e cálculos dos potenciais de produção específica

Para a determinação do volume de biogás produzido diariamente, foi medido o deslocamento vertical do gasômetro, que possuía área da seção transversal interna de 0,02956 m². Após cada leitura, os gasômetros eram zerados, utilizando-se do registro de descarga do biogás (Figura 6).

Figura 6 – Leitura da produção diária de biogás.



Fonte: Autor (2021).

A correção do volume de biogás para as condições de 1 atm e 20°C foi efetuada com base no trabalho de Caetano (1985), no qual, pelo fator de compressibilidade (Z), o biogás apresenta comportamento próximo ao ideal. Conforme descrito por Santos (2001), para a correção do volume de biogás, utilizou-se da expressão resultante da combinação das leis de Boyle e Gay-Lussac (equação 5):

$$\frac{V_0 P_0}{T_0} = \frac{V_1 P_1}{T_1} \quad eq. 5$$

Em que:

V_0 - volume de biogás corrigido, m³;

P_0 - pressão corrigida do biogás, 10.322,72 mm de H₂O;

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, 10,450,05 mm de H₂O, e

T_1 - temperatura do biogás, em °K, no instante da leitura.

Considerando-se a pressão atmosférica média de Anápolis igual a 10380,71 mm de água e pressão conferida pelos gasômetros de 69,34 mm de água, obtém-se como resultado a equação 6, para correção do volume de biogás:

$$V_0 = \frac{V_1}{T_1} \times 296,766 \quad eq. 6$$

Em que:

V_0 - volume de biogás corrigido, m³;

V_1 - volume do gás no gasômetro;

T_1 - temperatura do biogás, em °K, no instante da leitura.

As produções específicas de biogás (PEB) e de metano (PEM) foram calculadas utilizando-se os dados de produção diária e as quantidades de ST e SV adicionados (ST_{adic} e SV_{adic} , respectivamente) nos biodigestores durante o processo de digestão anaeróbia (DA). Os valores foram expressos em m³ de biogás e de metano por kg de ST_{adic} e SV_{adic} (m³ kg ST_{adic}^{-1} e m³ kg SV_{adic}^{-1} , respectivamente).

3.8.2 Temperatura do biogás e ambiente (°C)

A temperatura ambiente foi registrada por meio de um “data logger”, com sensor de temperatura de bulbo seco (S-THB-M002), instalado no centro do laboratório de biodigestão, sendo aferida constantemente em um intervalo de 10 minutos. O sensor de registro possui precisão de $\pm 0,2^{\circ}\text{C}$ para temperatura do ar e $\pm 2,5\%$ para UR (umidade relativa).

Para a coleta da temperatura do biogás foi utilizado um termômetro digital com haste, que era introduzido no registro de saída de biogás para realização da leitura. A pressão no gasômetro foi verificada com o auxílio de um manômetro digital.

3.8.3 Composição do biogás

Os gases gerados foram caracterizados em um cromatógrafo gasoso (PerkinElmer, modelo Clarus 580) equipado com um metanador (400°C) e com detectores FID (250°C) e TCD (200°C) em linha. O uso do cromatógrafo foi viabilizado pelo Laboratório do Grupo de Materiais e Catálise do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás – IFG, Campus Goiânia (Figura 7).

Uma mistura de gás padrão com a seguinte composição (v/v): H_2 (50,01%), CO_2 (2,04%), C_2H_4 (9,95%), C_2H_6 (10,02%), N_2 (21,11%), CH_4 (4,86%) e CO (2,01%) foi utilizada na calibração do equipamento. As amostras foram injetadas por uma válvula de injeção (10 vias) com *loop* de volume constante (500 μL) em uma peneira molecular 13X e colunas Col Pack HaySep N60/80. À medida em que os analitos atingem o FID, eles são queimados na chama de hidrogênio e convertidos em íons que produzem uma corrente elétrica proporcional à concentração do analito. O FID detecta hidrocarbonetos, já o TCD é um detector universal. A resposta do TCD baseia-se na diferença da condutividade térmica do analito presente no gás transportador (argônio) e do gás transportador puro (a referência). À uma taxa de fluxo e temperatura específicas, as áreas de pico ou alturas de pico são proporcionais à concentração do analito de interesse no gás de arraste.

Figura 7 – Cromatógrafo gasoso utilizado na caracterização do biogás.



Fonte: Autor (2021).

3.9 Análises estatísticas

Os dados foram submetidos à análise de variância, pelo teste F, e quando significativas, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey, a 5% de significância. Como premissas, foram verificadas a homogeneidade das variâncias e a normalidade dos resíduos. Foi utilizado o programa computacional SISVAR 5.6 para as análises estatísticas (FERREIRA, 2014).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização dos resíduos

A Tabela 6 apresenta a caracterização do dejetivo bovino, dos grãos de milho e do inóculo utilizados no experimento com biodigestores semi-contínuos.

TABELA 6- Caracterização do dejetivo bovino (DB), do resíduo industrial de grãos de milho (GM) e inóculo utilizados no experimento, com biodigestores semi-contínuos.

Componentes	Unidade	DB	GM	Inóculo
Sólidos totais (ST)	%	18,35	75,23	2,78
Umidade	%	81,65	24,77	97,22
Sólidos voláteis (SV)*	%	79,43	93,97	-
Matéria mineral (MM)	%	20,57	6,03	-
COT	%	44,13	52,20	-
NTK	%	3,0	2,05	-
C/N	-	14,71	25,46	-
pH	-	7,41	5,75	7,43
Proteína bruta (PB)	%	15,00	20,00	-
Fibra bruta (FB)	%	23,70	9,30	-
FDN	%	56,40	71,20	-
FDA	%	35,40	22,40	-
EE	%	1,50	1,30	-
CNE	%	9,70	0,90	-

*Em relação a matéria seca.

COT: carbono orgânico total. NTK: nitrogênio total Kjeldahl. C/N: relação carbono/nitrogênio. pH: potencial hidrogeniônico. FDN: fibra em detergente neutro. FDA: fibra em detergente ácido. EE: extrato etéreo. CNE: carboidrato não estrutural.

O teor de ST (18,35%) para o DB está entre os valores encontrados por Machado (2011) e Machado (2008), que foram de 17,80% e 22,56%, respectivamente, indicando que a quantidade de ST do dejetivo “*in natura*” obtida nesse trabalho corrobora com os encontrados na literatura.

Já para os teores de SV do DB, Machado (2011) e Machado (2008) encontraram valores entre 73,23% a 79,93% e 78,19% a 83,23%, respectivamente, estando o valor deste estudo (79,43%) dentro dos parâmetros esperados. Cavinato *et al.*, (2009) avaliando a codigestão anaeróbia termofílica de dejetivo bovino e resíduos agroindustriais de culturas energéticas, determinaram valores 93% de SV para o milho.

Os teores obtidos da relação C/N tanto do DB (14,71), quanto do GM (25,46), também estão dentro da literatura, pois Al Seadi (2002) diz que a relação C/N do DB pode variar de 6 a 20. Akamine (2021) avaliando a codigestão anaeróbia de dejetivo bovino e batata doce com

inclusão de reciclo e aquecimento nas cargas diárias, encontrou uma relação C/N do DB “*in natura*” de 18,0. Já Amon *et al.* (2007), estudaram a produção de biogás a partir da codigestão anaeróbia de milho e dejetos bovinos e obtiveram valores entre 24,2 a 52,1 de acordo com cada variedade de milho avaliada.

O teor de proteína bruta (PB) e extrato etéreo (EE) presentes no DB foram respectivamente de 15% e 1,5%. Ao avaliar o maior potencial de produção de biogás entre três sistemas de criação da bovinocultura leiteira, Ripp (2019) encontrou teores de PB entre 18,9 e 21,9 % e de EE entre 1,0 e 1,2%. Já no estudo de Rico *et al.* (2007), a proteína em base seca encontrada no dejetos de vacas leiteiras foi 14,8% e os lipídeos (EE) de 5,7%.

Moller *et al.* (2004) caracterizaram o DB e encontraram teores de: carboidratos totais (53,4 a 71,1%), carboidratos facilmente degradáveis (31,8 a 55,6%), carboidratos não degradáveis (15,5 a 25,2%), proteína (7,6 a 20,2%), lipídeos (5,4 a 8,1%), lignina (7,4 a 17,7%) e fibra bruta (20,9 a 36,9%). Nota-se então, que os teores obtidos neste trabalho estão de acordo com a faixa encontrada na literatura.

Em relação a caracterização dos grãos de milho (GM), foram obtidos valores de PB (20,0%), FB (9,3%), FDN (71,2%), FDA (22,4%) e EE (1,3%) com base na matéria seca.

Holanda *et al.* (2021) ao avaliarem a composição bromatológica do milho encontraram teores de 1,4%, 6,7%, 66,4% e 47,4% para EE, PB, FDN e FDA, respectivamente. Já Abimilho (2015) reportaram os teores de 70% de carboidratos totais, 10% de PB e 4,5% de EE.

Os valores encontrados no trabalho variam de acordo com a literatura, isso se deve ao fato de que as propriedades do milho podem ser maximizadas ou minimizadas com o processamento.

4.2 Sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV)

Na Tabela 7 é apresentado o resumo da análise de variância (valor de p) dos teores e reduções de ST e SV nos afluentes e efluentes na DA de DB e GM, com e sem inclusão de enzimas.

TABELA 7- Resumo da análise de variância (valor de p) das médias dos teores e reduções de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV), no afluente e efluente.

FV	Afluente		Efluente		Redução	
	ST (%)	SV (%)	ST (%)	SV (%)	ST (%)	SV (%)
Proporção (P)	0,0010*	0,0001*	0,0576 ^{ns}	0,0004*	0,2551 ^{ns}	0,0713 ^{ns}
Enzimas (E)	0,1326 ^{ns}	0,0369 ^{ns}	0,2126 ^{ns}	0,0000*	0,4171 ^{ns}	0,0006*
P x E	0,0004*	0,0009*	0,0360*	0,0372*	0,2504 ^{ns}	0,6350 ^{ns}

*A 5% de significância. ns: não significativo.

A Tabela 8 apresenta as médias de ST nos afluentes, efluentes e as porcentagens de reduções dos mesmos na digestão anaeróbia de DB e GM, com e sem a inclusão de enzimas digestivas. As cargas de entrada dos substratos nos biodigestores foram estabelecidas com 3% de ST, variando entre 2,98 e 3,22%.

TABELA 8- Teores médios de sólidos totais (ST), em porcentagem e em massa, e redução de sólidos totais, em porcentagem, para os diferentes tratamentos.

Proporção	ST (%)			
	Afluente			
	%		g	
	Com enzima	Sem enzima	Com enzima	Sem enzima
DB	2,98 Ba	3,05 Aa	29,76 Ba	30,51 Aa
DB/GM	3,22 Aa	3,04 Ab	32,25 Aa	30,38 Ab
CV (%)	5,07		5,08	
Proporção	Efluente			
	%		g	
	Com enzima	Sem enzima	Com enzima	Sem enzima
DB	1,33 Ba	1,39 Aa	13,32 Ba	13,93 Aa
DB/GM	1,60 Aa	1,38 Ab	16,09 Aa	13,78 Ab
CV (%)	12,48		12,49	
Proporção	Redução (%)			
	Com enzima		Sem enzima	
DB	55,37 Aa		54,31 Aa	
DB/GM	49,56 Aa		54,47 Aa	
CV (%)	9,02			

DB: 100% de dejetos bovinos; DB/GM: 70% de dejetos bovinos e 30% de grãos de milho.

Médias seguidas por letras distintas, maiúscula na coluna e minúscula na linha para cada parâmetro, diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

Com relação à porcentagem de ST no afluente e efluente, houve interação entre os tratamentos ($p < 0,05$). Foi observado comportamento semelhante para os teores de ST no afluente e efluente.

O tratamento em codigestão (CoDA) de DB/GM com a inclusão de enzimas, apresentou os maiores teores de ST tanto no afluente (3,22%), quanto no efluente (1,60%), diferindo significativamente do DB, com enzimas, que apresentou valores menores de ST. Entretanto, considerando a inclusão ou não de enzimas, apenas o tratamento em CoDA de DB/GM apresentou diferença significativa, sendo observados maiores valores de ST para o tratamento com a inclusão de enzimas, tanto no afluente como para o efluente.

Para o efluente, foi observado que a CoDA de DB/GM com o uso de enzimas proporcionou maior valor de ST (1,60%) para o substrato, diferindo estatisticamente da monodigestão DB, com teor de ST de 1,33%. Provavelmente, este resultado é reflexo da diferença inicial nos teores de ST entre os tratamentos contendo ou não as enzimas, bem como a diferença entre os teores de ST para monodigestão de DB e CoDA de DB/GM.

Fernandes *et al.* (2021) ao avaliar o efeito da aplicação direta de biorremediador (complexo enzimático) e amido comercial de milho na digestão anaeróbia de dejetos bovinos leiteiros diluídos em água e peneirados a 2 mm com ST de 6%, observou que houve um efeito principal de ambos fatores para ST no afluente, apresentando as maiores médias para os tratamentos que receberam suas aplicações, 44,9 g.

Foi observado no presente estudo que, apesar das diferenças significativas nos teores de ST entre os tratamentos com enzimas, ao se analisar a porcentagem de redução dos ST não houve diferença significativa entre os tratamentos avaliados, com médias variando de 49,6 a 55,4%. Este resultado remete à possibilidade de que, mesmo partindo de um maior teor de ST no afluente e efluente, a inclusão de enzimas foi capaz de igualar as taxas de redução de ST nos tratamentos, DB e DB/GM, promovendo melhoria na eficiência do processo. Os maiores teores de ST observados nos tratamentos com inclusão de enzimas, podem ter sido, em parte, responsáveis pela não diferença observada na redução do teor de ST entre os tratamentos que tiveram ou não a adição das enzimas.

De acordo com Bruni *et al.*, (2010), o DB ao passar pelo processo anaeróbio, atinge cerca de 40 a 50% de degradação do total do teor de sólidos apresentado, por possuir altos teores de fibras. Desse modo, enquanto a biomassa lignocelulósica apresenta degradação lenta pela resistência à hidrólise, o contrário acontece com a biomassa agrícola constituída por altos teores de amido, por apresentar fácil biodegradabilidade (TEGHAMMAR *et al.*, 2012).

É possível observar que, em todos os tratamentos, os valores dos afluentes são superiores aos valores dos efluentes, confirmando a capacidade de redução de ST no processo de digestão anaeróbia pelos microrganismos, uma vez que os sólidos voláteis (SV) são a parte da matéria orgânica presente no substrato passível de degradação, ou seja, a parte que as

bactérias metanogênicas utilizam como substrato para a conversão em biogás (COSTA *et al.*, 2013).

Os valores médios de SV apresentaram comportamento semelhante aos observados para os resultados de ST, e estão demonstrados na Tabela 9.

TABELA 9- Teores médios de sólidos voláteis (SV), em porcentagem, e redução de sólidos voláteis, em porcentagem, para os diferentes tratamentos.

SV (%)				
Proporção (%)	Afluentes			
	%		g	
	Com enzima	Sem enzima	Com enzima	Sem enzima
DB	2,23 Ba	2,28 Aa	22,30 Ba	22,76 Aa
DB/GM	2,48 Aa	2,30 Ab	24,82 Aa	22,98 Ab
CV (%)	6,35		6,34	
SV (%)				
Proporção (%)	Efluentes			
	%		g	
	Com enzima	Sem enzima	Com enzima	Sem enzima
DB	0,75 Ba	0,67 Aa	7,49 Ba	6,74 Aa
DB/GM	0,91 Aa	0,72 Ab	9,11 Aa	7,20 Ab
CV (%)	16,37		16,42	
Proporção	Com enzima		Sem enzima	
	Redução (%)			
	DB	66,17 Ab	70,40 Aa	
DB/GM	63,06 Ab	68,57 Aa		
CV (%)	9,02			

DB: 100% de dejetos bovinos; DB/GM: 70% de dejetos bovinos e 30% de grãos de milho.

Médias seguidas por letras distintas, maiúscula na coluna e minúscula na linha entre cada parâmetro, diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

Com relação à porcentagem de SV no afluentes e efluentes, houve interação entre os tratamentos ($p < 0,05$), sendo observado comportamento semelhante para os teores de SV no afluentes e efluentes.

Para o teor de SV do afluentes, verificou-se diferença significativa em relação às proporções avaliadas somente nos tratamentos em que houve a adição de enzimas. Já com relação ao uso da enzima, observou-se diferença apenas para o tratamento em CoDA de DB/GM, o qual apresentou os maiores valores de SV quando houve a adição de enzimas (2,48%). Dessa forma, a monodigestão de DB, com ou sem enzimas, não apresentou diferença nos seus teores de SV, tanto no afluentes como no efluentes.

Com relação ao efluente, verificou-se comportamentos semelhantes nos teores de SV. No que tange a adição de enzimas, apenas foi significativa sua utilização no tratamento em CoDA de DB/GM, com valores de 0,91% e 0,72% para os tratamentos com e sem enzima, respectivamente. Para o efluente, a combinação entre o uso da enzima no tratamento em CoDA de DB/GM foi a que proporcionou maior teor de SV (0,91%).

No que se refere à redução nos teores de SV, não houve diferença significativa quanto aos tratamentos de monodigestão de DB ou CoDA de DB/GM, avaliados independente da adição de enzimas. Entretanto, para ambos os substratos, a inclusão de enzimas resultou em menores porcentagens de redução dos teores de SV ($p < 0,05$). A inclusão de enzimas causou menor redução dos teores de SV em 4,23 e 5,51 pontos percentuais para os tratamentos DB e DB/GM, respectivamente em relação aos tratamentos sem enzimas.

Desta forma, os tratamentos sem enzimas apresentaram maiores médias de redução de SV, de 70,4% e 68,6% para DB e DB/GM, respectivamente.

Owamah e Izinyon (2015), avaliando a codigestão de resíduos alimentares e casca de milho em diferentes taxas de carregamento orgânico, obtiveram reduções de SV entre 74,3 a 80,7%. Já Fernandes *et al.* (2021) reportou redução de SV de 62,15 a 66,88% na digestão anaeróbia de dejetos bovinos, com aplicação de enzimas e amido de milho comercial, respectivamente. Podemos assim afirmar que, os valores de redução de SV encontrados neste trabalho estão dentro da faixa de variação presentes na literatura.

4.3 Potencial hidrogeniônico (pH)

A Tabela 10 apresenta os valores médios do pH dos afluentes e efluentes, para os diferentes tratamentos.

TABELA 10- Valores médios de pH para o afluente e efluente dos diferentes tratamentos, estudados nos biodigestores semi-contínuos.

Tratamentos	pH Afluente	pH Efluente
DB+E	7,42	7,56
DB	7,30	7,52
DB/GM+E	7,13	7,51
DB/GM	7,11	7,45

DB+E: 100% de dejetos bovinos com enzima; DB: 100% de dejetos bovinos sem enzima; DB/GM+E: 70% de DB e 30% de GM com enzima; DB/GM: 70% de DB e 30% de GM sem enzima.

O pH é um fator fundamental no processo da digestão anaeróbia, por influenciar diretamente no crescimento e no comportamento das bactérias presentes na comunidade

microbiana (NUNES, 2012). A faixa ideal de pH para a eficiência do processo está entre 6 a 8, principalmente para bactérias metanogênicas (ZHANG *et al.*, 2018).

Dessa forma, os valores obtidos em todos os tratamentos ao longo do período experimental obedeceram a esses parâmetros, oscilando entre 7,1 e 7,5, indicando que o processo não foi inibido pela acidificação.

A CoDA de DB/GM apresentou valores de pH ligeiramente menores do que os tratamentos em monodigestão de DB. Esse comportamento pode ser justificado pela maior acidez do milho, comparado ao dejetos bovino.

Owamah e Izinyon, (2015) avaliando a codigestão de resíduos alimentares e casca de milho em reatores contínuos, com diferentes taxas de carregamento orgânico, obtiveram pH na faixa de 7,3 e 7,5, para os substratos, apontando estabilidade do processo.

4.4 Alcalinidade

Para um sistema de digestão anaeróbia, a alcalinidade pode ser interpretada como a capacidade do sistema em neutralizar os ácidos orgânicos formados no processo, bem como evitar alterações bruscas do pH quando houver acúmulo destes ácidos (LEITE, 2019).

Na Tabela 11 é apresentado o resumo da análise de variância (valor de p) dos valores médios de alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e alcalinidade total (AT), dos afluentes e efluentes.

TABELA 11- Resumo da análise de variância (valor de p) dos valores médios de alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e alcalinidade total (AT), dos afluentes e efluentes.

FV	Afluente			Efluente		
	AP	AI	AT	AP	AI	AT
mg CaCO ₃ L ⁻¹						
Proporção (P)	0,0103*	0,9147 ^{ns}	0,0000*	0,0003*	0,0035*	0,0000*
Enzimas (E)	0,1373 ^{ns}	0,7810 ^{ns}	0,0010*	0,0009*	0,0049*	0,0000*
P x E	0,3093 ^{ns}	0,7810 ^{ns}	0,1138 ^{ns}	0,0014*	0,0035*	0,0000*

*A 5% de significância. ns: não significativo.

A Tabela 12 apresenta os valores de alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) (mg CaCO₃ L⁻¹) e relação (AI/AP), dos afluentes e efluentes, durante o período experimental.

TABELA 12- Valores médios de alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI), alcalinidade total (AT) e relação (AI/AP), dos afluentes e efluentes, para todos os tratamentos.

Proporção (%)	Alcalinidade parcial (mg CaCO ₃ L ⁻¹)			
	Afluente		Efluente	
	Com enzima	Sem enzima	Com enzima	Sem enzima
DB	1860,0 Aa	1585,0 Aa	4337,5 Aa	3537,5 Ab
DB/GM	1435,0 Ba	1380,0 Aa	3477,5 Ba	3455,0 Aa
CV (%)	13,24		5,10	
Proporção (%)	Alcalinidade intermediária (mg CaCO ₃ L ⁻¹)			
	Afluente		Efluente	
	Com enzima	Sem enzima	Com enzima	Sem enzima
DB	1830,0 Aa	1830,0 Aa	777,5 Aa	485,0 Ab
DB/GM	1850,0 Aa	1785,0 Aa	477,5 Ba	485,0 Aa
CV (%)	12,54		14,89	
Proporção (%)	Alcalinidade total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)			
	Afluente		Efluente	
	Com enzima	Sem enzima	Com enzima	Sem enzima
DB	3690,0 Aa	3415,0 Ab	5115,0 Aa	4022,5 Ab
DB/GM	3285,0 Ba	3165,0 Ba	3955,0 Ba	3940,0 Aa
CV (%)	2,68		4,05	
Proporção (%)	AI/AP			
	Afluente		Efluente	
	Com enzima	Sem enzima	Com enzima	Sem enzima
DB	0,98	1,15	0,18	0,14
DB/GM	1,29	1,29	0,14	0,14

DB: 100% de dejetos bovinos; DB/GM: 70% de dejetos bovinos e 30% de grãos de milho.

Médias seguidas por letras distintas, maiúscula na coluna e minúscula na linha para cada parâmetro, diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

Foram observadas interações significativas ($p < 0,05$) entre os fatores para os valores de alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e alcalinidade total (AT), nos efluentes. Os tratamentos em CoDA de DB/GM apresentaram alcalinidades mais baixas em relação a monodigestão de DB. Entretanto, a inclusão de enzimas elevou os valores de alcalinidade para esses tratamentos em CoDA de DB/GM, quando comparado à não adição das enzimas, principalmente nos efluentes.

Para a alcalinidade parcial do afluente, houve diferença significativa apenas para o tratamento em CoDA de DB/GM com enzima, o qual apresentou o menor valor (1435,0 mg CaCO₃ L⁻¹) de AP, comparado a monodigestão de DB com enzima, que apresentou o maior valor (1860,0 mg CaCO₃ L⁻¹). Os tratamentos sem adição de enzimas não diferiram entre si.

Com relação ao efluente, também houve diferença entre a monodigestão de DB e CoDA de DB/GM, ambos com adição de enzimas, sendo que, a CoDA de DB/GM apresentou valores

menores para AP, em relação a monodigestão de DB. Avaliando o efeito da adição de enzimas, verificou-se que, apenas para a monodigestão DB, a adição de enzimas resultou em maiores valores de AP, AI e AT nos efluentes.

A alcalinidade parcial é favorável para o sistema, indicando equilíbrio entre as etapas acidogênicas e metanogênicas durante o processo de digestão anaeróbia. Foi observado que, a alcalinidade parcial (AP) e total (AT) nos efluentes foram maiores que as respectivas alcalinidades no afluente. Este resultado indica que os reatores apresentavam alcalinidade suficiente para tamponar o sistema, influenciando diretamente na estabilidade do pH no efluente.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), a alcalinidade, tanto total quanto parcial, deve estar entre 1.000 e 5.000 mg CaCO₃ L⁻¹ para o processo ocorrer de forma satisfatória. Já Jenkins *et al.* (1991) citam que AP menor que 1200 mg CaCO₃ L⁻¹ indica instabilidade no reator, podendo ser um limite mínimo operacional para um bom funcionamento do processo. Nota-se então, que os valores obtidos neste estudo para os parâmetros citados, em todos os tratamentos, no afluente e efluente, estão corroborando com a literatura, indicando a eficiência do processo e que o mesmo não foi inibido pela acidificação.

Dias (2017) ao avaliar o desempenho de um reator anaeróbio híbrido em escala piloto no tratamento da fração líquida do dejetos bovino, encontrou valores médios de AP no afluente e efluente de 2.948 mg CaCO₃ L⁻¹ e 3.985 mg CaCO₃ L⁻¹, respectivamente. Já em relação a AT, os valores médios obtidos foram de 4.149 mg CaCO₃ L⁻¹ e 4.408 mg CaCO₃ L⁻¹, respectivamente. Owamah e Izinyon (2015), avaliando a codigestão anaeróbia de resíduos alimentares e casca de milho em diferentes taxas de carregamentos orgânicos encontraram valores entre 400 e 6.700 mg CaCO₃ L⁻¹ na AT.

Com relação a AI do afluente, não houve diferença significativa verificada entre os tratamentos estudados, com médias variando de 1830 a 1850 mg CaCO₃ L⁻¹. Para o efluente, o tratamento em monodigestão de DB com adição de enzimas diferiu dos demais, apresentando valor superior de AI (777,50 mg CaCO₃ L⁻¹).

No que se refere à alcalinidade total do afluente, verificou-se diferença significativa quanto aos tratamentos de monodigestão de DB ou CoDA de DB/GM, com e sem o uso de enzimas ($p < 0,05$). Com a utilização de enzima, o tratamento em monodigestão de DB apresentou o maior valor de AT (3690 mg CaCO₃ L⁻¹), enquanto o tratamento em CoDA de DB/GM sem enzima apresentou o menor valor de AT (3165,0 mg CaCO₃ L⁻¹).

Com relação ao efluente, também houve diferença entre monodigestão de DB e CoDA de DB/GM, ambos com adição de enzimas, sendo que a CoDA de DB/GM apresentou o menor

valor de AT (3955,0 mg CaCO₃ L⁻¹) em relação a monodigestão de DB, que apresentou o maior valor (5115,0 mg CaCO₃ L⁻¹), sendo possível observar que o DB apresenta uma boa alcalinidade quando em monodigestão. Já em relação a CoDA, o DB fornece alcalinidade ao processo. Avaliando o efeito da adição de enzimas, verificou-se que, apenas para a monodigestão de DB, a adição de enzimas resultou em maiores valores de AT no efluente.

A relação entre a alcalinidade intermediária (AI) fornecida pelos ácidos orgânicos, e a alcalinidade parcial (AP) fornecida pelo bicarbonato, denominada como relação AI/AP, é utilizada para avaliar a estabilidade dos reatores. Este parâmetro indica possíveis distúrbios no processo anaeróbio, uma vez que a relação AI/AP aumenta quando há algum desbalanceamento entre a produção e consumo de ácidos voláteis, indicando a inibição da metanização em função do acúmulo de ácidos orgânicos, os quais são produtos intermediários do processo de digestão anaeróbia e precursores da produção de metano (DROSG, 2013).

Para a relação AI/AP foi observado que, o tratamento em monodigestão de DB com adição de enzima foi o que apresentou menor valor (0,98) para esse parâmetro no afluente, enquanto os demais apresentaram maiores médias de 1,15; 1,29; 1,29 para os tratamentos em monodigestão de DB sem adição de enzima, CoDA de DB/GM com adição de enzima e CoDA de DB/GM sem adição de enzima, respectivamente.

Para o efluente, o tratamento em monodigestão de DB com enzima proporcionou o maior valor de AI/AP, de 0,18; enquanto os demais tratamentos apresentaram médias de 0,14; 0,14 e 0,14 para os tratamentos de monodigestão de DB sem adição de enzima e CoDA de DB/GM com e sem adição de enzima, respectivamente. Estes valores não apresentam danos ao sistema, pois de acordo com Ripley *et al.* (1996) e Chernicharo (2007), valores superiores a 0,3 indicam instabilidade do processo de digestão anaeróbia.

4.5 Composição química

Os resultados da composição química do afluente e efluente estão apresentados na Tabela 13.

TABELA 13- Valores médios de composição química: PB, FB, FDA, FDN, EE, CNE, NTK e relação C/N, no afluente e efluente, para os diferentes tratamentos.

Tratamentos	Afluente								
	PB	FB	FDA	FDN	EE	CNE	NTK	COT	C/N
	% de matéria seca								
DB+E	20,0	7,9	22,0	41,8	1,3	7,2	3,1	41,6	13,4
DB	20,0	13,9	22,8	35,6	1,4	16,4	3,1	41,5	13,4
DB/GM+E	20,2	12,1	35,8	38,6	1,2	13,3	3,2	42,8	13,4
DB/GM	18,5	11,5	31,7	43,0	1,3	9,3	2,9	42,0	14,5

Tratamentos	Efluente								
	PB	FB	FDA	FDN	EE	CNE	NTK	COT	C/N
	% de matéria seca								
DB+E	19,7	8,4	20,0	27,2	1,0	9,7	3,0	31,3	10,4
DB	20,0	4,6	24,8	28,4	1,0	10,6	3,1	26,8	8,6
DB/GM+E	17,5	4,2	21,0	24,8	1,0	12,7	2,8	31,6	11,3
DB/GM	20,0	6,4	15,2	26,6	1,7	7,6	3,1	29,0	9,4

DB+E: 100% de dejetos bovinos com enzima; DB: 100% de dejetos bovinos sem enzima; DB/GM+E: 70% de DB e 30% de GM com enzima; DB/GM: 70% de DB e 30% de GM sem enzima. PB: proteína bruta; FB: fibra bruta; FDA: fibra em detergente ácido; FDN: fibra em detergente neutro; EE: extrato etéreo; CNE: carboidrato não estrutural; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; COT: carbono orgânico total; C/N: relação carbono/nitrogênio.

É possível estimar o potencial de produção de metano através da composição química dos compostos orgânicos (carboidratos, lipídeos e proteínas) ao identificar os teores destes compostos em um substrato (MOLLER *et al.*, 2004).

Nota-se que o tratamento de CoDA (DB/GM+E) apresentou maior valor (20,2%) de PB no afluente, porém para o efluente, o mesmo apresentou menor valor, de 17,5%. Para os valores médios de FB, o tratamento em monodigestão de DB no substrato destacou-se, com maior valor de 13,9% para o afluente, enquanto para o efluente, o tratamento em monodigestão (DB+E) foi responsável por apresentar o maior valor, de 8,4%.

No que se refere aos valores de FDA, o tratamento em CoDA (DB/GM+E) foi o que apresentou maior valor para esse parâmetro no afluente. Quanto ao efluente, o tratamento em monodigestão de DB proporcionou maior valor de FDA, de 24,8%.

Para os valores de FDN no afluente, o tratamento CoDA de (DB/GM) foi que apresentou maior valor, de 43%, enquanto que para o efluente o tratamento em monodigestão de DB foi responsável pela maior média (28,4%) para esse parâmetro.

Com relação ao EE no afluente, o tratamento em monodigestão de DB proporcionou maior valor para esse parâmetro em relação aos demais tratamentos. Para o efluente, o tratamento em CoDA de (DB/GM) foi o único que se destacou em relação aos demais, com média de 1,7% de EE, enquanto os demais tratamentos apresentaram médias de 1,0%.

No que tange aos valores de CNE, verificou-se que o tratamento em monodigestão de DB apresentou maior média para esse parâmetro no afluente. Já para o efluente, o tratamento em CoDA (DB/GM+E) proporcionou maior valor de CNE.

Moller *et al.* (2004) a fim de quantificarem a produção de metano de dejetos bovino e palha de milho obtiveram teores de PB (15,8%), FB (24,1%), EE (5,4%) e N (2,4%) no substrato. Ripp (2019), avaliando o maior potencial de produção de biogás entre três sistemas de criação da bovinocultura leiteira, encontrou teores de PB entre 18,9 e 21,9 % e de EE entre 1,0 e 1,2%, para o dejetos bovino.

Analisando a relação C/N no afluente, observa-se que os teores variaram entre 13,4 e 14,5. Schattauer e Weiland (2004) relatam que o processo de digestão anaeróbia requer uma relação C/N entre 10 e 30. Já Lucas Júnior (1987), diz que a relação C/N ideal do substrato varia em torno de 16. Portanto, os valores encontrados no trabalho estão dentro da faixa estabelecida pela literatura.

4.6 Produção de biogás

As condições ambientais devem ser favoráveis para todas as espécies microbianas existentes na digestão anaeróbia, sendo as arqueas metanogênicas a de maior exigência, para obter uma otimização do processo (TAKEMOTO, 2006).

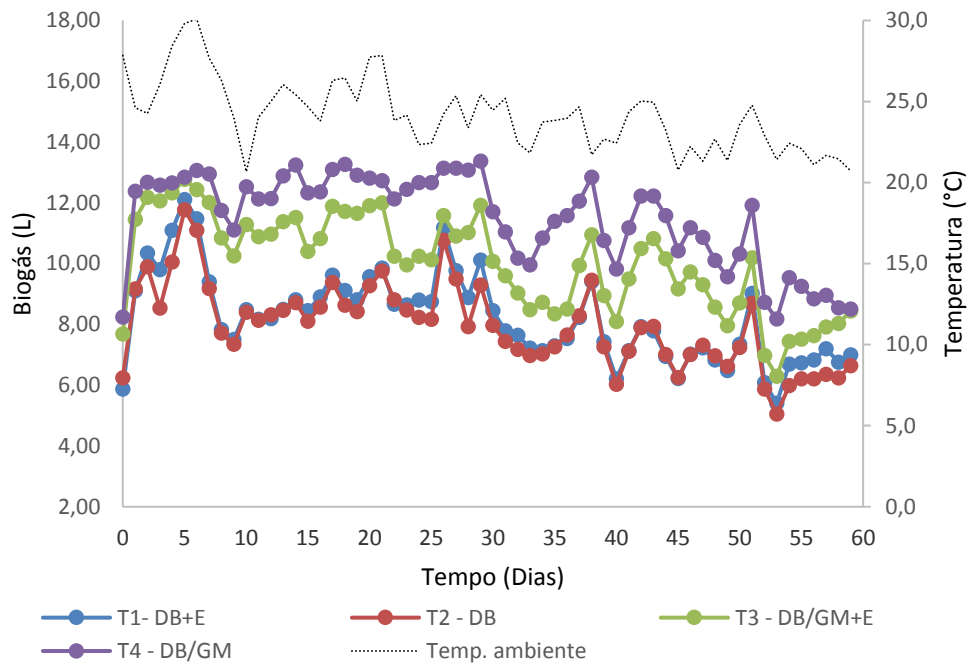
A temperatura é responsável tanto por influenciar na solubilização dos substratos, quanto por acelerar o metabolismo e o crescimento de bactérias, aumentando a população bacteriana do reator, refletindo diretamente no tempo de estabilização do substrato e na produção de biogás (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008).

A média da temperatura ambiente durante o período experimental foi de 24,1°C, a mínima 20,1°C e a máxima 30,1°C, permanecendo na faixa mesofílica (20 a 45°C), que é a mais indicada para o processo de digestão anaeróbia (CHERNICHARO, 2007).

Na Figura 8 estão apresentadas as médias de produção diária de biogás para todos os tratamentos e a variação da temperatura ambiente, durante o período experimental.

As cargas diárias com as enzimas correspondem ao período do dia 6 ao dia 60. Os primeiros 5 dias correspondem a parte do período de estabilização da produção de biogás.

Figura 8 - Médias de produção diária de biogás e variação da temperatura durante o período experimental.



Fonte: Autor (2022).

Observou-se oscilações na temperatura ambiente durante o período experimental, registrando uma amplitude térmica de 10°C. Nota-se também que a produção diária de biogás (PDB) varia de acordo com a mudança da temperatura ambiente, apresentando assim uma relação positiva entre o comportamento dessas duas variáveis.

Além de ser um parâmetro fundamental para a eficiência da digestão anaeróbia (DA), a temperatura também é crucial para a atividade enzimática do complexo enzimático adicionado. Oliva-Merencio *et al.* (2015) ao avaliarem o efeito da adição de enzimas sobre a DA de silagem de milho, verificaram que não houve efeito significativo entre os fatores pelo fato de ter ocorrido uma acidificação no substrato e também por ter atingido uma temperatura de 50°C.

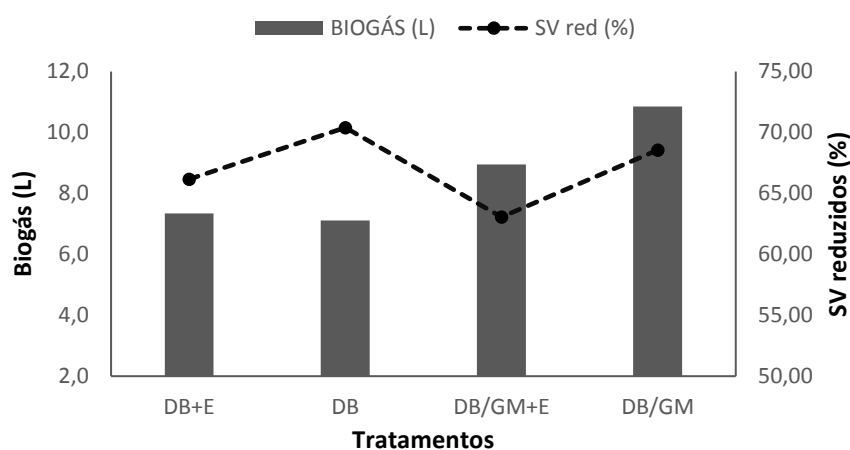
A viabilidade da inclusão enzimática, está relacionada diretamente com a composição química do substrato, a seleção de enzimas específicas e a dosagem a ser aplicada (PASSOS *et al.*, 2016; ROMERO-GÜIZA *et al.*, 2016).

Analisando a Figura 9, nota-se que desde o início da inclusão de enzima nos substratos (dia 6) até o final do período experimental, a ação da enzima ocasionou em uma redução na PDB nos tratamentos em CoDA (DB/GM+E e DB/GM). Enquanto nos tratamentos em monodigestão (DB+E e DB) não houve influência do seu efeito.

Observa-se também que após o dia 33 (período em que todo o conteúdo presente dentro dos biodigestores foi renovado) não ocorreu alteração no comportamento da PDB em relação a ação da enzima, mantendo o mesmo comportamento desde o início da inserção.

As médias da produção diária de biogás (L) e redução de SV (%) nos tratamentos estão representadas na Figura 9.

Figura 9 - Médias da produção diária de biogás e SV reduzidos para os tratamentos.



Fonte: Autor (2022).

Na Tabela 14 é apresentado o resumo da análise de variância (valor de p) dos valores médios de produção diária de biogás, CH₄, CO₂, N₂ e O₂ a partir do 28º dia de experimentação.

TABELA 14– Resumo da análise de variância (valor de p) das médias de produção diária de biogás, CH₄, CO₂, N₂ e O₂ a partir do 28º dia.

FV	Biogás (L)	CH ₄ (L)	CO ₂ (L)	N ₂ (L)	O ₂ (L)
Proporção (P)	0,0000*	0,0000*	0,0000*	0,1178 ^{ns}	0,0000*
Enzimas (E)	0,0259*	0,0495*	0,0016*	0,3761 ^{ns}	0,1359 ^{ns}
P x E	0,0036*	0,0088*	0,0000*	0,0001*	0,0309*

*A 5% de significância. ns: não significativo.

A análise dos teores dos gases foi realizada a partir do 28º dia de experimentação. As médias diárias de produção de biogás estão apresentadas na Tabela 15, na qual é possível notar, assim como na Tabela 14, que houve diferença estatística significativa ($p < 0,05$) entre os tratamentos estudados.

TABELA 15- Médias de produção diária de biogás, CH₄, CO₂, N₂ e O₂ a partir do 28º dia, para os diferentes tratamentos.

Trat.	Produção diária (L)							
	Biogás							
	c/E				s/E			
DB	7,32 Ba				7,06 Ba			
DB/GM	8,86 Ab				10,74 Aa			
CV (%)	13,13							
Trat.	CH ₄		CO ₂		N ₂		O ₂	
	c/E	s/E	c/E	s/E	c/E	s/E	c/E	s/E
DB	4,89 Ba	4,73 Ba	1,63 Ba	1,49 Ba	0,54 Bb	0,68 Aa	0,07 Ba	0,07 Ba
DB/GM	5,72 Ab	6,83 Aa	2,07 Ab	2,92 Aa	0,79 Aa	0,57 Ab	0,09 Ab	0,10 Aa
CV (%)	13,48		16,66		19,22		13,12	

Trat: tratamentos. DB: 100% de dejetos bovinos; DB/GM: 70% de dejetos bovinos e 30% de grãos de milho; c/E: com enzima; s/E: sem enzima.

Médias seguidas por letras distintas, maiúscula na coluna e minúscula na linha para cada parâmetro, diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

Na Tabela 16 estão apresentadas as médias de produção total de biogás para todos os tratamentos, a partir do 28º dia experimental.

TABELA 16- Médias de produção total de biogás, CH₄ e CO₂, a partir do 28º dia, para os diferentes tratamentos.

Proporção (%)	Produção total (L)					
	Biogás		CH ₄		CO ₂	
	c/E	s/E	c/E	s/E	c/E	s/E
DB	234,88 Ba	227,60 Ba	156,78 Ba	152,47 Ba	52,54 Ba	48,39 Ba
DB+GM	286,41 Ab	347,19 Aa	184,95 Ab	220,35 Aa	66,80 Ab	94,82 Aa
CV (%)	13,13		7,69		8,54	

DB: 100% de dejetos bovinos; DB/GM: 70% de dejetos bovinos e 30% de grãos de milho; c/E: com enzima; s/E: sem enzima.

Médias seguidas por letras distintas, maiúscula na coluna e minúscula na linha para cada parâmetro, diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

Quanto à produção total de biogás verificou-se diferença significativa entre os tratamentos estudados ($p < 0,05$), destacando-se o tratamento em CoDA (DB/GM), o qual foi responsável pela maior produção de biogás, independente da adição ou não de enzimas. Já com relação à adição de enzimas, houve diferença significativa apenas para o tratamento em CoDA (DB/GM), de tal forma que a adição de enzimas resultou em menor produção total de biogás.

A etapa hidrolítica do processo de DA ocorre de maneira mais acelerada em substratos ricos em polissacarídeos como o amido (CREMONEZ *et al.*, 2016). Essa maior degradabilidade dos carboidratos fornece energia extra para os microrganismos, resultando em maior produção

de massa celular o que proporciona maior produção de biogás (LIMA *et al.*, 2016). Este fato pôde ser observado no tratamento CoDA (DB/GM), no qual a presença de GM no substrato proporcionou um aumento de 52,54% e 44,52% na produção de biogás e de metano, respectivamente, em relação ao tratamento de monodigestão de DB, comprovando maior eficiência na CoDA.

Para os tratamentos contendo enzimas, também foram observadas maiores produções de biogás e metano para o tratamento em CoDA, porém em menor proporção. Houve um aumento de 21,94% e 17,97% na produção de biogás e metano, respectivamente, para o tratamento CoDA (DB/GM c/E), em relação a monodigestão de (DB c/E).

Com relação à produção de metano (CH₄), a variação na proporção de DB no substrato mostrou-se significativa, sendo o tratamento DB/GM responsável por maior produção desse gás em relação ao uso de apenas DB no substrato, tanto com ou sem o uso de enzima. No que se refere ao uso das enzimas, verifica-se diferença significativa apenas no processo de CoDA.

Para a produção de CO₂, foi observada diferença significativa entre as proporções avaliadas ($p < 0,05$), sendo que a inclusão de 30% de GM foi responsável por incremento na produção desse gás em relação a monodigestão de DB. Já quanto ao uso de enzima, verificou-se diferença significativa apenas para os tratamentos em CoDA.

Montoro *et al.* (2019), ao avaliar a CoDA de batata doce com dejetos bovinos, observou acréscimo de 44%, 82%, 119% e 172% na produção de biogás, respectivamente para os tratamentos com 20%, 30%, 40% e 50% de batata doce, em relação ao tratamento controle (sem adição de batata doce). Nota-se que na medida em que aumentou a concentração de batata doce no substrato, ocorreu um acréscimo gradual na produção de biogás. Isso se deve ao fato de que o amido presente na estrutura da batata doce possui alta degradabilidade, proporcionando maior produção de biogás.

Santi (2013) buscando avaliar os benefícios da aplicação de dois ativadores biológicos comerciais, sendo um deles uma mistura de microrganismos e enzimas (*B. subtilis*, *B. firmus*, *B. licheniformis*, lipase, protease e lactase) na DA de DB de corte e dejetos de suínos, obteve um aumento na produção de biogás de 15,03% quando 500g ton⁻¹ de substrato do primeiro ativador foi aplicado na DA de DB.

Brémond *et al.* (2018) testando a adição direta de enzima amilase na DA observaram um aumento de metano em 111%, afirmando que esse resultado ocorreu devido à interferência positiva das enzimas, como: celulasas, hemicelulasas, amilases e pectinases aplicadas ao processo.

Fernandes *et al.* (2021) estudando os efeitos da aplicação de biorremediador (complexo enzimático) e de amido na DA de DB, obteve produção total de biogás de 305,9, 516,8, 340,1 e 550,6 (L) para os tratamentos SASB (sem amido e sem biorremediador), CASB (com amido e sem biorremediador), SACB (sem amido e com biorremediador) e CACB (com amido e com biorremediador), respectivamente.

Ocorreu aumento nos teores de CO₂ para os tratamentos em CoDA, quando comparados com a monodigestão de DB, podendo-se inferir que, a adição de GM no substrato provocou acréscimos dos teores de CO₂ no biogás.

Os dados referentes a produção total de biogás (L) e teor de metano (%) analisados estão apresentados na Tabela 17.

TABELA 17– Produção total de biogás e teor de CH₄, a partir do 28º dia, para os diferentes tratamentos.

Proporção (%)	Biogás (L)		CH ₄ (%)	
	Com enzima	Sem enzima	Com enzima	Sem enzima
DB	234,88 Ba	227,60 Ba	66,84 Aa	66,92 Aa
DB/GM	286,41 Ab	347,19 Aa	64,66 Ba	63,54 Ba
CV (%)	13,15		4,19	

DB: 100% de dejetos bovinos; DB/GM: 70% de dejetos bovinos e 30% de grãos de milho; CH₄: metano.

Médias seguidas por letras distintas, maiúscula na coluna e minúscula na linha para cada parâmetro, diferem entre si pelo teste Tukey (p<0,05).

No que se refere ao potencial de produção total de biogás foi observada diferença significativa em relação às proporções avaliadas, independente da inclusão de enzimas (p<0,05). A CoDA de DB/GM proporcionou incremento no potencial de produção de biogás, com valores de 286,41 e 347,19 L para os tratamentos com e sem enzima, respectivamente. Também em relação à adição de enzimas, verificou-se diferença significativa apenas para os tratamentos em CoDA de DB/GM, sendo o tratamento sem enzima responsável por maior potencial de produção de biogás.

Comportamento semelhante foi observado para os teores de CH₄, sendo observadas diferenças significativas em relação a monodigestão e CoDA, com e sem o uso de enzimas. A monodigestão ocasionou maiores teores de CH₄ em relação a CoDA, com valores de 66,84% e 66,92%, respectivamente, para os tratamentos com e sem enzima. Considerando apenas a adição de enzimas, não houve diferença significativa entre os tratamentos.

Os GM são classificados como alimento energético, contendo elevados teores de carboidratos disponíveis, pelo fato da amilose e da amilopectina (principais componentes presentes no amido) serem facilmente hidrolisadas (UDA *et al.*, 2008). Essa maior biodegradabilidade proporcionada aos tratamentos DB/GM+E e DB/GM pode ter produzido

gás carbônico na forma de CO₂, liberado após a hidrólise, o que afeta na concentração de CH₄ obtida na fase metanogênica. Assim, quanto maior o teor de CO₂ liberado menor será o teor de CH₄.

As concentrações, em porcentagem, de CH₄ em todos os tratamentos foram superiores a 63,3%, apontando assim, potencial para aproveitamento energético (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008; LIEBETRAU *et al.*, 2010).

Fernandes *et al.* (2021) avaliando o efeito da aplicação direta de biorremediador (complexo enzimático) e amido comercial de milho na digestão anaeróbia de DB, obteve teores de metano de 59,70% e 64,75% nos tratamentos em que receberam e não receberam a aplicação do amido, respectivamente, e teores de 60,82% e 62,99% nos tratamentos com e sem dosagem do complexo enzimático. Comportamento semelhante com o encontrado neste trabalho.

Akamine (2021) avaliando a CoDA de dejetos bovinos e batata doce com inclusão de resíduo e aquecimento nas cargas diárias em ambiente externo, obteve 64% de teor médio de CH₄ entre os tratamentos, evidenciando que a batata doce é considerada uma boa fonte de carbono para melhorar a produção energética da digestão anaeróbia do DB.

As médias das concentrações de metano no biogás produzido com dejetos de vacas leiteiras, em estudo feito por Xavier (2009), estiveram entre 62,01% e 59,88% e de Weber *et al.* (2014) entre 58,40% e 62,48%. As concentrações de metano encontradas pelos autores foram inferiores às reportadas neste estudo, podendo ser explicado pela dieta dos animais e/ou pela separação das fibras em peneira.

4.7 Produção específica de biogás (PEB) e de metano (PEM)

Na Tabela 18 é apresentado o resumo da análise de variância (valor de p) dos valores das médias de produções específicas de biogás e de metano, por Kg de ST e SV adicionados.

TABELA 18– Resumo da análise de variância (valor de p) dos valores médios de produções específicas de biogás e metano, a partir do 28º dia, para os diferentes tratamentos.

FV	PEB		PEM	
	ST (%)	SV (%)	ST (%)	SV (%)
Proporção (P)	0,0000*	0,0001*	0,0001*	0,0003*
Enzimas (E)	0,0174*	0,0101*	0,0237*	0,0134*
P x E	0,0028*	0,0019*	0,0034*	0,0025*

*A 5% de significância. ns: não significativo.

Na Tabela 19 estão apresentadas as médias de produções específicas de biogás e de metano, por Kg de ST e SV adicionados, para os diferentes tratamentos.

TABELA 19– Produções específicas de biogás e metano, a partir do 28º dia, para os diferentes tratamentos.

Proporção (%)	Produção específica de biogás (m ³ kg ⁻¹)			
	ST adc ⁻¹		SV adc ⁻¹	
	Com enzima	Sem enzima	Com enzima	Sem enzima
DB	0,244 Aa	0,232 Ba	0,325 Aa	0,311 Ba
DB/GM	0,274 Ab	0,351 Aa	0,355 Ab	0,462 Aa
CV (%)	8,56		8,37	
Proporção (%)	Produção específica de metano (m ³ kg ⁻¹)			
	ST adc ⁻¹		SV adc ⁻¹	
	Com enzima	Sem enzima	Com enzima	Sem enzima
DB	0,163 Aa	0,156 Ba	0,217 Aa	0,208 Ba
DB/GM	0,177 Ab	0,223 Aa	0,229 Ab	0,294 Aa
CV (%)	8,27		8,14	

DB: 100% de dejetos bovinos; DB/GM: 70% de dejetos bovinos e 30% de grãos de milho. ST adc⁻¹ = sólidos totais adicionados, SV adc⁻¹ = sólidos voláteis adicionados.

Médias seguidas por letras distintas, maiúscula na coluna e minúscula na linha para cada parâmetro, diferem entre si pelo teste Tukey (p<0,05).

Analisando as produções específicas de biogás (PEB) por kg de ST e SV adicionados, foi observada diferença estatística (p<0,05) entre os tratamentos. A monodigestão de DB sem enzima apresentou menores médias de 0,232 m³ kg⁻¹ e 0,311 m³ kg⁻¹, respectivamente, comparado com o tratamento em CoDA de DB/GM sem enzima que apresentou as maiores médias 0,351 m³ kg⁻¹ e 0,462 m³ kg⁻¹. Já com relação ao uso da enzima, observou-se diferença apenas para o tratamento em CoDA de DB/GM sem enzima.

Bertozzo (2013) em estudo com DB leiteiros relatou valor médio de PEB de 0,584 m³ Kg⁻¹ de sólidos voláteis adicionados, sendo semelhante ao valor obtido por Nogueira (2013) de 0,553 m³ Kg⁻¹ e superior aos de Amaral *et al.* (2004), cujas médias de produção variaram de 0,120 a 0,150 m³ kg⁻¹ e também aos 0,280 e 0,290 m³ kg⁻¹ de SV adicionados detectados, respectivamente, por Santos (2000) e Junqueira (2011), todos eles trabalhando com biodigestão anaeróbia de DB.

O mesmo comportamento foi observado nas produções específicas de metano (PEM) por Kg de ST e SV adicionados. A monodigestão de DB sem enzima apresentou menores médias de 0,156 m³ Kg⁻¹ e 0,208 m³ Kg⁻¹, respectivamente, quando comparado com o tratamento em CoDA de DB/GM sem enzima que apresentou as maiores médias 0,223 m³ Kg⁻¹

¹ e 0,294 m³ Kg⁻¹. Em relação a inclusão de enzimas, observou-se também diferença apenas entre os tratamentos em CoDA de DB/GM.

Zarkadas *et al.* (2015), ao avaliar diferentes proporções de mistura de DB leiteiros e resíduos de alimentos pasteurizados, obtiveram PEM de 0,207; 0,280; 0,370; 0,290 e 0,385 L de CH₄ g SV⁻¹ adicionados, para as razões de mistura (dejeito bovino/resíduos de alimentos), 100/0, 90/10, 80/20, 70/30 e 75/25, respectivamente, sendo estes valores semelhantes aos encontrados no presente estudo.

Saady e Massé (2016), analisando a DA de dejetos bovinos e palha de trigo, encontraram PEM de 0,131 e 0,198 L de CH₄ g SV⁻¹ total adicionado, respectivamente, para a inclusão de 6% e 11% de palha de trigo no processo.

Zhang *et al.* (2013) obtiveram 0,388 m³ CH₄ kg SV⁻¹ trabalhando a codigestão anaeróbia de DB com resíduos alimentares. Já Li *et al.* (2016) observaram 0,415 m³ CH₄ kg SV⁻¹ trabalhando com dejetos bovinos, farinha de milho e resíduo de tomate.

4.8 Determinação de macronutrientes no biofertilizante

Para se determinar um efluente (biofertilizante) de alta qualidade, é necessário contar com a eficiência do processo de DA em degradar compostos orgânicos complexos, por gerar maior eficiência na remoção de matéria orgânica (CAMMAROTA e FREIRE, 2006).

Dentre os nutrientes, existem três macronutrientes primários que as plantas necessitam em maiores quantidades, sendo eles: nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) (REETZ, 2016).

Os teores de minerais presentes no afluente e no efluente dos reatores para os quatro tratamentos estudados estão apresentados na Tabela 20.

TABELA 20- Teores médios de minerais, nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) presentes no afluente e efluente, em porcentagem, em todos os tratamentos.

Tratamentos	Nutrientes					
	N		P		K	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
	%					
DB+E	3,10	3,00	1,35	1,35	4,0	6,7
DB	3,10	3,10	1,09	1,44	3,8	6,8
DB/GM+E	3,20	2,80	1,35	1,60	3,8	7,8
DB/GM	2,90	3,10	1,09	1,60	3,8	7,7

DB+E: 100% de dejeito bovino com enzima; DB: 100% de dejeito bovino sem enzima; DB/GM+E: 70% de DB e 30% de GM com enzima; DB/GM: 70% de DB e 30% de GM sem enzima.

N: nitrogênio; P: fósforo; K: potássio.

Os teores médios de nitrogênio apontam uma redução nas concentrações presentes nos efluentes em relação aos afluentes, apenas nos tratamentos que receberam a aplicação do complexo enzimático.

Estes valores não condizem com a literatura, já que o esperado seria o aumento das concentrações dos teores presentes nos efluentes em todos os tratamentos, devido à redução de SV durante o processo de DA, na qual ocorrem perdas de carbono na forma de CH₄ e CO₂, resultando a concentração de outros nutrientes (PRAES *et al.*, 2015).

Fernandes *et al.* (2021), ao aplicar complexo enzimático e amido comercial de milho na DA de dejetos bovinos leiteiros, obteve aumento das concentrações no efluente em relação ao afluente. Assim como Montoro *et al.* (2019), avaliando o efeito da codigestão de tubérculos de batata doce com dejetos bovinos leiteiros confinados.

Os dados dos macronutrientes (N e P) do efluente encontrados neste trabalho, nos quatro tratamentos, são próximos quando comparados com os de Xavier (2009), 3,20% e 1,78%, respectivamente. Essa diferença pode estar relacionada aos diferentes tipos de dieta ofertada aos animais. Xavier e Lucas Júnior (2010) avaliando a DA de dejetos bovinos de vacas lactantes alimentadas com silagem de milho em reatores contínuos, obtiveram teores de 2,64% (N), 1,71% (P) e 2,03% (K).

Costa e Alonso (2017) avaliando a influência da adubação orgânica na forma de biofertilizante de dejetos de gado leiteiro com diferentes doses de aplicação sobre as características produtivas e qualitativas de gramíneas do gênero *Brachiaria Brizantha* capim Xaraés, encontraram valores médios de 4,2% (N), 5,16% (P) e 3,90% (K), nas quatro aplicações realizadas.

Analisando os teores de P e K nos efluentes, nota-se que os tratamentos em CoDA (DB/GM+E e DB/GM), independente ou não da inserção de enzima, obtiveram as maiores médias, indicando que a aplicação do milho aumentou os teores desses nutrientes.

5. CONCLUSÕES

Considerando as condições do presente estudo, observou-se que o emprego da codigestão anaeróbia do dejetos bovino com os resíduos agroindustriais de grãos de milho, independente da adição de enzimas, promoveu acréscimo na produção diária de biogás e nas produções específicas de biogás e metano, se comparado a monodigestão. Em síntese, ficou evidente que os resíduos de grãos de milho são uma boa fonte de carbono para melhorar a produção energética da digestão anaeróbia do dejetos bovino leiteiro.

A aplicação das enzimas em conjunto ao substrato, tanto na monodigestão, quanto na codigestão, não resultou melhorias em relação a produção de biogás. Acredita-se que a dosagem aplicada tenha sido relativamente baixa a ponto de não ativar as enzimas.

A digestão anaeróbia dos substratos, sem a inclusão de enzimas, foi mais eficiente em reduzir os teores de SV no efluente.

Processos em codigestão DB/GM apresentaram maior potencial de produção de biogás, por quilograma de sólidos totais e voláteis adicionados.

A técnica de aplicação de enzimas em reatores anaeróbios para aumentar a produção de biogás ainda deve ser mais aprofundada, a fim de se obter resultados positivos e a sua eficiência atestada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABIMILHO. Associação brasileira das indústrias de milho. **Milho: O cereal que enriquece a alimentação humana**, 2015. Disponível em: <<http://www.abimilho.com.br/milho/cereal>>. Acesso em: 27 set. 2020.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA - ANEEL. **Atlas de Energia Elétrica**. 2 ed. 2005. Disponível em: <[http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/atlas/pdf/05-Biomassa\(2\).pdf](http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/atlas/pdf/05-Biomassa(2).pdf)>. Acesso em: 31 maio 2020.
- AKAMINE, L.A. **Co-digestão anaeróbia de dejetos bovino e levedura de cervejaria em diferentes proporções e modelos de biodigestores**. 2017. 97p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Goiás, Anápolis, 2017.
- AKAMINE, L.A. **Uso de reciclo e aquecimento nas cargas diárias de biodigestores abastecidos com dejetos de bovinos e batata doce**. 2021. 89p. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2021.
- AL SEADI, T. **Good practice in quality management of AD residues from biogas production**. International Energy Agency Bioenergy Task 24, Energy from Biological Conversion of Organic Waste, p.1-32, 2002.
- ÁLVAREZ, J.A.; OTERO, L.; LEMA, J. M. A methodology for optimising feed composition for anaerobic co-digestion of agroindustrial wastes. **Bioresource Technology**, Espanha, v.101, n.4, p.1153-1158, 2010.
- ALVIM, F.; NETO, A.G.C. **Alimentos e alimentação para bovinos leiteiros – Parte 1**. ReHAgro, p.2, 2005.
- AMARAL, C.M.C.; AMARAL, L.A.; LUCAS JÚNIOR, J.; NASCIMENTO, A.A.; FERREIRA, D.S.F.; MACHADO, M.R.F. Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.34, n.6, p.1897-1902, 2004.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for examinations of water and wastewater**. 21.ed. Washington: American Water Works Association, 2005. 1368p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19.ed. Washington: APHA, 1995. p. irreg.
- AMON, T.; AMON, B.; KRYVORUCHKO, V.; ZOLLITSCH, W.; MAYER, K.; GRUBER, L. Biogas production from maize and dairy cattle manure - Influence of biomass composition on the methane yield. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.118, p.173-182, 2007.
- ANGELIDAKI, I.; KARAKASHEV, D.; BATSTONE, D.J.; PLUGGE, C.M.; STAMS, A.J.M. Chapter sixteen: Biomethanation and its potential. **Methods Enzymol**, v.494, n.16, p.327-351, 2011.

- ARAÚJO, A.N.C. **Produção de biogás a partir de resíduos orgânicos utilizando biodigestor anaeróbico**. 2017. 32p. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Química) – Universidade Federal de Uberlândia, Faculdade de Engenharia Química, Uberlândia, 2017.
- AUGUSTO, K.V.Z. **Caracterização quantitativa e qualitativa dos resíduos em sistemas de produção de ovos: compostagem e biodigestão anaeróbia**. 2007. 132p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2007.
- AVACI, A.B.; SOUZA, S.N.M.; CHAVES, L.I.; NOGUEIRA, C.E.C.; NIEDZIALKOSKI, R.K.; SECCO, D. Avaliação econômico-financeira da microgeração de energia elétrica proveniente de biogás da suinicultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.17, n.4, p.456-462, 2013.
- AVELLAR, L.H.N. **A valorização dos subprodutos agroindustriais visando a cogeração e a redução da poluição ambiental**. 2001. 111p. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) – Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá, Guaratinguetá, 2001.
- BARBOSA, G.; LANGER, M. Uso de biodigestores em propriedades rurais: uma alternativa à sustentabilidade ambiental. **Unoesc & Ciência - ACSA**, Joaçaba, v.2, n.1, p.87-96, 2011.
- BERTOZZO, F. **Co-digestão anaeróbia de dejetos de bovinos e dois tipos de glicerina bruta**. 2013. 92p. Dissertação (mestre em agronomia/ energia na agricultura). Faculdade de Ciências Agrônomicas, campus Botucatu. Botucatu-SP. 2013.
- BHATNAGAR, N.; RYAN, D.; MURPHY, R.; ENRIGHT, A.-M. Trace element supplementation and enzyme addition to enhance biogas production by anaerobic digestion of chicken Litter. **Energies**, v.13, p.1-13, 2020.
- BHATTACHARYYA, B.C., BANERJEE, R. **Environmental Biotechnology**. New Delhi, New York: Oxford University Press, 2007. 338p.
- BOND, T.; TEMPLETON, M.R. History and future of domestic biogas plants in the developing world. **Energy for Sustainable Development**, v.15, n.4, p.347-354, 2011.
- BRÉMOND, U.; DE BUYER, R.; STEYER, J.P.; BERNET, N.; CARRERE, H. Biological pretreatments of biomass for improving biogas production: an overview from lab scale to full-scale. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.90, p.583-604, 2018.
- BRUNI, E.; JENSEN, A.P.; PEDERSEN, E.S.; ANGELIDAKI, I. Anaerobic digestion of maize focusing on variety, harvest time and pretreatment. **Applied Energy**, v.87, p.2212-2217, 2010.
- CAETANO, L. **Proposição de um sistema modificado para quantificação de biogás**. 1985. 75p. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1985.
- CAMMAROTA, M.C.; FREIRE, D.M.G. A review on hydrolytic enzymes in the treatment of wastewater with high oil and grease content. **Bioresource Technology**, v.97, n.17, p.2195-2210, 2006.

CARLSSON, M.; LAGERKVIST, A.; MORGAN-SAGASTUME, F. The effects of substrate pre-treatment on anaerobic digestion systems: A review. **Waste Management**, v.32, p.1634-1650, 2012.

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

CARNEIRO, D.R.C. **Viabilidade técnica e económica de uma unidade centralizada de co-digestão anaeróbia de resíduos orgânicos**. 2013. 149p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Universidade Do Porto - Faculdade De Engenharia – FEUP, Portugal, 2013.

CARRERE, H.; ANTONOPOULOU, G.; AFFES, R.; PASSOS, F.; BATTIMELLI, A.; LYBERATOS, G.; FERRER, I. Review of feedstock pretreatment strategies for improved anaerobic digestion: From lab-scale research to full-scale application. **Bioresource Technology**, v.199, p.386-397, 2016.

CASSINI, S.T. **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de Biogás**. 1.ed. Vitória: PROSAB/FINEP, 2003. 196p.

CAVINATO, C.; FATONE, F.; BOLZONELLA, D.; PAVAN, P. Thermophilic anaerobic co-digestion of cattle manure with agro-wastes and energy crops: Comparison of pilot and full-scale experiences. **Bioresource Technology**, v.101, p.545-550, 2009.

CHERNICHARO, C.A. de L. **Reatores Anaeróbios**. 2 ed ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFMG, 2007. 380p.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. **Estimativa indica aumento na produção de grãos na safra 2021/22, com previsão em 288,61 milhões de toneladas**. 2021. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/ultimas-noticias/4316-estimativa-indica-aumento-na-producao-de-graos-na-safra-2021-22-com-previsao-em-288-61-milhoes-de-toneladas>>. Acesso em: 18. dez 2021.

COSTA, L.V.; MOGHRABI, J.A.; SAGULA, A.L.; JUNIOR, J.L. Tratamento anaeróbico da água residuária de frigorífico com uso de biodigestores: utilização de remediadores biológicos para produção de biogás. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering**, v.7, n.2, p.77-85, 2013.

COSTA, L.V.C. da.; ALONSO, R.A. Caracteres agronômicos de *B. brizantha* ev. *Xaraés* (MG5), sob diferentes doses de biofertilizante de dejetos bovinos leiteiros. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering**, v.11, n.4, p.400-411, 2017.

CREMONEZ, P.A.; TELEKEN, J.G.; FEIDEN, A.; ROSSI, E.; SOUZA, S.M.; TELEKEN, J.; DIETER, J.; ANTONELLI, J. Biodigestão anaeróbia de polímero orgânico de fécula de mandioca. **Revista de Ciências Agrárias**, Lisboa, v.39, n.1, p.122-133, 2016.

DELAZARE, T. **Desnitrificação de esgoto Sanitário tratado a nível secundário através de biofiltros submersos utilizando comparativamente Metanol e Metano como fonte de Carbono**. 2004. 174p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2004.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources**. Weinheim: Wiley-VCH, 2008. 450p.

DIAS, P.C. **Tratamento da fração líquida de estrume bovino em reator anaeróbio híbrido em escala piloto**. 2017. 106p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

DIVYA, D.; GOPINATH, L.R.; MERLIN CHRISTY, P. A review on current aspects and diverse prospects for enhancing biogas production in sustainable means. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.42, p.690-699, 2015.

DONOSO-BRAVO, A., & FDZ-POLANCO, M. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and grease trap: Assessment of enzyme addition. **Process Biochemistry**, v.48, n.5-6, p.936-940, 2013.

DROSG, B. Process monitoring in biogas plants. [S.l.]: **IEA Bioenergy Disclaimer**, 2013. 38p.

EDWIGES, T. **Biodigestão anaeróbia de resíduos vegetais provenientes de central de abastecimento**. 2017. 79p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2017.

EMBRAPA. Empresa brasileira de pesquisa agropecuária. **Produção de milho orgânico na agricultura familiar**, Brasília, 2006. Disponível em: <<http://www.ciorganicos.com.br/wp-content/uploads/2013/09/milorg.pdf>>. Acesso em: 27 set. 2020.

EPE - Empresa de Pesquisa Energética. **Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2021**. 2021. Disponível em: <<https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes/dadosabertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-160/topico-168/EPEFactSheetAnuario2021.pdf>>. Acesso em: 27 agosto 2021.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **FAO STAT - Livestock Primary**. 2019. Disponível em: <<https://www.fao.org/faostat/en/#data/QL>>. Acesso em: 18 dez. 2021.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Livestock's long shadow – Environmental issues and options**. 2006. Disponível em: <<https://www.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf>>. Acesso em: 18 dez. 2021.

FERNANDES, A.; BRANCO, P.M.P.; AKAMINE, L.A.; SOUSA, J.A.S.; LUCAS JUNIOR, J. Efeitos de biorremediador sobre o processo de biodigestão anaeróbia de dejetos bovinos. **Revista Ibero-americana de Ciências Ambientais**, v.12, n.6, p.472-482, 2021.

FERREIRA, Y.F.; LEÃO, K.P.; CASSANO, F.A.; OLIVEIRA, L.H. Biodiesel: potencializador da performance brasileira no mercado energético internacional. **Revista Jovens Pesquisadores**, v.3, n.2, p.55-70, 2006.

FERREIRA, D.F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.35, n.6, p.1039-1042, 2014.

FERREIRA, V.A.; TAMBOUGI, E.B. Fontes de energia renováveis geradas por meio dos dejetos de animais domésticos. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, Curitiba, v.10, n.5, p.47-57, 2016.

FORESTI, E. **Notas da aula de Processos e Operações em Tratamento de Resíduos SHS-705**. 1998. Pós Graduação em Hidráulica e Saneamento na Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 1998.

FRANÇA JÚNIOR, A.T. **Análise do aproveitamento energético do biogás produzido numa estação de tratamento de esgoto**. 2008. 148p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2008.

FRIGON, J.C.; GUIOT, S.R. Biomethane production from starch and lignocellulosic crops: a comparative review. **Biofuels Bioproducts and Biorefining**, v.4, n.4, p.447-458, 2010.

FRITSCH, M.; HARTMEIER, W.; CHANG, J.S. Enhancing hydrogen production of *Clostridium butyricum* using a column reactor with square-structured ceramic fittings. **International Journal of Hydrogen Energy**, v.33, n.22, p.6549-6557, 2008.

GARCIA, J.L.; PATEL, B.K.C.; OLLIVIER, B. Taxonomic, phylogenetic, and ecological diversity of methanogenic Archaea. **Anaerobe**, v.6, n.4, p.205-226, 2000.

GASPAR, R.M.B.L. **Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais com ênfase na agregação de valor: um estudo de caso na região de Toledo – PR**. 2003. 119 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

GERALDI, C.A.Q.; PEREIRA, N.C.; FRARE, L.M.; KLASSEN, T. Análise econômico-financeira de um novo processo de produção de derivados de milho. **Engevista**, Rio de Janeiro, v.14, n.2, p.185-195, 2012.

GERHARDT, M.; PELENC, V.; BÄUML, M. Application of hydrolytic enzymes in the agricultural biogas production: Results from practical applications in Germany. **Biotechnology Journal**, v.2, n.12, p.1481-1484, 2007.

GOMES, F.O. de C.; CAPPI, N. Redução de Sólidos de Dejetos de Poedeiras em Biodigestores Operados com Diferentes Tempos de Retenção Hidráulica. In: Periódicos UEM. **Anais...** Encontro de Iniciação Científica, v.1, n.1. 2011.

HAANDEL, A.C.V.; LETTINGA, G. Tratamento anaeróbico de esgotos: um manual para regiões de clima quente. In: Tratamento anaeróbico de esgotos: um manual para regiões de clima quente. Epgraf, Campina Grande, 1994.

HOLANDA, J.M.F.A.; LAZARINI, E.; SANCHES, I.R. Produção de matéria seca e composição bromatológica de milho e soja hidropônicos em palha de arroz e N em cobertura. **Research, Society and Development**, v.10, n.6, p.1-11, 2021.

HOSSEINI, S.E.; WAHID, M.A. Development of biogas combustion in combined heat and power generation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.40, p.868-875, 2014.

IAL. INSTITUTO ADOLFO LUTZ. **Métodos Químicos e Físicos para Análises de Alimentos**. 3. 1ª ed. São Paulo: Débora D. Estrella Rebocho, 1985. 1020p.

IAL. INSTITUTO ADOLFO LUTZ. **Métodos físico-químicos para análise de alimentos**. 4.ed. Disponível em:
<http://www.ial.sp.gov.br/resources/editorinplace/ial/2016_3_19/analisedealimentosial_2008.pdf?attach=true>. Acesso em: 12 fev. 2020.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa da pecuária municipal**. 2021. Disponível em:
<<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html?=&t=destaques>>. Acesso em: 18 dez. 2021.

ICLEI - Brasil - Governos Locais pela Sustentabilidade. **Manual para aproveitamento do biogás**: volume dois, efluentes urbanos. 2010. 77p. Escritórios de projetos no Brasil, São Paulo, 2010.

JENKINS, S.R.; MORGAN, J.M.; ZHANG, X. Measuring the usable carbonate alkalinity of operating anaerobic digesters. **Journal WPCF**, Nova Jersey, v.63, n.1, p.28-34, 1991.

JUNQUEIRA, J.B. **Biodigestão anaeróbia e compostagem com dejetos de bovinos confinados e aplicação do biofertilizante e do composto em área cultivada com *Panicum maximum* JACQ., CV Tanzânia**. 2011. 103p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia- Área de Concentração em Produção Animal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2011.

KALAMARAS, S.D.; KOTSOPOULOS, T.A. Anaerobic co-digestion of cattle manure and alternative crops for the substitution of maize in South Europe. **Bioresour Technol**, v.172, p.68-75, 2014.

KARLSSON, T. **Manual básico de biogás**. Lajeado, Rio Grande do Sul: Univates, 2014. 69p.

KOTHARI, R.; PANDEY, A.K.; KUMAR, S.; TYAGI, V.V.; TYAGI, S.K. Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.39, p.174-195, 2014.

KUMAR, K.V.; SRIDEVI, V.; RANI, K.; SAKUNTHALA, M.; KUMAR, C.S. A review on production of biogas, fundamentals, applications its recent enhancing techniques. **Chemical Engineering**, v.57, p.14073-14079, 2013.

KUMAR, P.; BARRETT, D.M.; DELWICHE, M.J.; STROEVE, P. Methods for pretreatment of lignocellulosic biomass for efficient hydrolysis and biofuel production. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v.48, p.3713-3729, 2009.

LEITE, S.A.F. **Investigação da biodigestão anaeróbia de efluente de suinocultura e casca de arroz**. 2019. 161p. Tese (Doutorado em Engenharia Química), Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2019.

LI, Y.Y.; LI, Y.Y.; ZHANG, D.F.; LI, G.X.; LU, J.X.; LI, S.Y. Solid state anaerobic codigestion of tomato residues with dairy manure and corn stover for biogás production. **Bioresource Technology**, v.217, p.50-55, 2016.

LIEBETRAU, J.; FRIEHE, J.; WEILAND, P.; SCHREIBER, A. Operação de Usinas de Biogás. Cap. 5. **In:** Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), Guia prático do Biogás – Geração e Utilização. 5. ed. 2010, p. 85-114.

LIMA, D.M.F.; RODRIGUES, J.A.D.; BOE, K.; ALVARADO-MORALES, M.; ELLEGAARD, L.; ANGELIDAKI, I. Anaerobic modeling for improving synergy and robustness of a manure co-digestion process. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v.33, n.4, p.871-883, 2016.

LUCAS JÚNIOR, J. de. **Estudo comparativo de biodigestores modelo indiano e chinês**. 1987. 114p. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1987.

LUCAS JR., J.; AMORIM, A.C. Manejo de dejetos: fundamentos para a integração e agregação de valor. **In:** ZOOTEC, 2005. **Anais...** Campo Grande, UEMS, 2005. 33p.

MACHADO, C.R. **Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de exposição ao ar**. 2011. 51p. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura), Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu. 2011.

MACHADO, C.R. **Avaliação da produção de biogás de dejetos de bovinos sob diferentes tempos de exposição ao ar**. 2008. 40 f. Monografia (Trabalho de Graduação em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.

MAGALHÃES, A P.T. **Biogás: um projeto de saneamento urbano**. São Paulo: Nobel, 1986, 120p.

MAGDALENA, J.; BALLESTEROS, M.; GONZÁLEZ-FERNANDEZ, C. Efficient anaerobic digestion of microalgae biomass: proteins as a key macromolecule. **Molecules**, v.23, n.5, p.1-16, 2018.

MATOS, A.T. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. Viçosa: EDUFV, 2014. 241p.

METCALF, E.; EDDY, M. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 3.ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1771p.

MIRANDA, A.P. **Suínos em diferentes fases de crescimento alimentados com milho ou sorgo: desempenho, digestibilidade e efeitos na biodigestão anaeróbia**. 2009. 123p. Tese (Doutorado em Zootecnia), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, UNESP, Jaboticabal, 2009.

MOLLER, H.B; SOMMER, S.G; AHRING, B.K. Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. **Biomass and Bioenergy**, v.26, n.5, p.485-495, 2004.

MONTORO, S.B.; LUCAS, J.; SANTOS, D.F.L.; COSTA, M.S.S.M. Anaerobic co-digestion of sweet potato and dairy cattle manure: A technical and economic evaluation for energy and biofertilizer production. **Journal of Cleaner Production**, v.226, p.1082-1091, 2019.

MOURA, J.P. de. **Estudo de casos das rotas tecnológicas para produção de biogás e da influência da composição química de dejetos de matrizes suínas na qualidade do biogás gerada por biodigestor**. 2012. 122p. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica), Universidade Federal de Pernambuco, 2012.

NETO, E.D.D.; ALVARENGA, L.H.; COSTA, L. DE M.; NASCIMENTO, P.H.; SILVEIRA, R.Z.; LEITE, L.H DE M. Implementação e avaliação de um biodigestor de produção descontínua. **Revista eletrônica E-xacta**, v.3, n.2, p.36-43, 2010.

NOGUEIRA, R.G.S. **Inclusão de cana-de-açúcar triturada em biodigestores abastecidos com dejetos de bovinos de corte confinado**. 2013. 77 p. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu, 2013.

NUNES, J.A. Tratamento biológico de águas residuárias. 3. ed. Aracaju: J. Andrade, 2012. 92p.

OLIVA-MERENCIO, D.; PEREDA-REYES, I.P.; ULRIKE SCHIMPF, U.; KOEHLER, S.; SILVA, A.J. Cellulase effect on anaerobic digestion of maize silage under discontinuous operation. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.35, n.5, p.951-958, 2015.

OLIVEIRA, S.V.W.B. **Estudo de viabilidade de aplicação do biogás no ambiente urbano**. FUNDACE, Universidade de São Paulo, Faculdade de Economia e Administração, Ribeirão Preto – SP, 2009.

OLIVER, A.P.M. **Manual de Treinamento em Biodigestão - Energia e Desenvolvimento**. 23p. 2ª ed. Instituto Winrock Internacional, Salvador, 2008.

ORDOÑEZ, J.A. **Proteínas**. In: Tecnologia dos alimentos e processos. Porto Alegre: Artmed, v.1, p.55-56, 2007.

ORRICO, A.C.A.; LOPES, W.R.T.; MANARELLI, D.M.; ORRICO JUNIOR, M.A.P.; SUNADA, N.S. Codigestão anaeróbia dos dejetos de bovinos leiteiros e óleo de descarte. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.36, n.3, p.537-545, 2016.

ORRICO JUNIOR, M.A.P.; ORRICO, A.C.A.; LUCAS JUNIOR J. Influência da relação volumoso: concentrado e do tempo de retenção hidráulica sob biodigestão anaeróbia de dejetos de bovino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.30, n.3, p.386-394, 2010.

OWAMAH, H.I.; IZINYON, O.C. The effect of organic loading rates (OLRs) on the performances of food wastes and maize husks co-digestion in continuous mode. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v.11, p.71-76, 2015.

PASSOS, F.; HOM-DIAZ, A.; BLANQUEZ, P.; VICENT, T.; FERRER, I. Improving biogas production from microalgae by enzymatic pretreatment. **Bioresource Technology**, v.199, p.347–351, 2016.

PECORA, V. **Implantação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento do esgoto residencial da USP - Estudo de Caso**. 2006. 152p. Dissertação (Mestrado em Energia) - Programa Interunidades da Universidade de São Paulo - PIPGE. São Paulo, 2006.

PENG, J.; SONG, Y.; WANG, Y.; YUAN, P.; LIU, R. Spatial succession and metabolic properties of functional microbial communities in an anaerobic baffled reactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v.80, p.60-65, 2013.

PRAES, M.F.F.M.; LUCAS JUNIOR, J.; ORRICO, A.C.A.; ORRICO JUNIOR, M.A.P.; HERMES, R.G.; SORBARA, J.O.B.; DUARTE, K.F.; SCHWINGEL, A.W.; SGAVIOLI, S.; DOMINGUES, C.H.F.; SUNADA, N.S. Biogas production: litter from broilers receiving direct-fed microbials and an enzyme blend. **Scientia Agricola**, v.73, n.5, p.406-411, 2015.

RABELO, E.A. **Palhas de milho e de feijão como co-substratos na digestão anaeróbia de esterco bovino leiteiro**. 2018. 47p. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade de Brasília, Brasília, 2018.

REETZ, H. F. **Fertilizantes e seu uso Eficiente**. Paris: International Fertilizer Industry Association, 2016. 179 p. Tradução: Alfredo Scheid Lopes. Edição em português, ANDA, São Paulo, Brasil, 2017.

REICHERT, G.A. Aplicação da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos: Uma Revisão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23. **Anais...** ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande – MS. 2005.

RICO, C.; RICO, J.L.; TEJERO, I., MUNÓZ, N.; GÓMEZ, B. Anaerobic digestion of the liquid fraction of dairy manure in pilot plant for biogas production: Residual methane yield of digestate. **Waste Management**, v.31, n.9-10, p.2167-2173, 2011.

RICO, J.L.; GARCIA, H.; RICO, B.; TEJERO, I. Characterisation of solid and liquid fractions of dairy manure with regard to their component distribution and methane production. **Bioresource Technology**, v.98, n.5, p.971-979, 2007.

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

RIPP, P.G. **Produção de biogás a partir de diferentes sistemas de criação de bovinocultura de leite**. 2019. 26p. Monografia (Especialista em Tecnologias da Cadeia Produtiva do Biogás) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2019.

RODRIGUEZ, C.; ALASWAD, A.; BENYOUNIS, K.Y.; OLABI, A.G. Pretreatment techniques used in biogas production from grass. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.68, n.2, p.1193-1204, 2017.

- ROHSTOFFE, F.N. **Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização**. Ministério da Nutrição, Agricultura e Defesa do Consumidor da Alemanha, 2010. 233p.
- ROMANO, R.T.; ZHANG, R.; TETER, S.; MCGARVEY, J.A. The effect of enzyme addition on anaerobic digestion of Jose Tall Wheat Grass. **Bioresource Technology**, v.100, n.20, p.4564-4571, 2009.
- ROMERO-GÜIZA, M.S.; J. MATA-ALVAREZ; J.; VILA; J.M.; CHIMENOS, S. Astals The role of additives on anaerobic digestion: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.58, p.1486-1499, 2016.
- ROUBAUD, A.; FAVRAT, D. Improving performances of a lean burn cogeneration biogas engine equipped with combustion prechambers. **Fuel**, v.84, n.16, 2001-2007, 2005.
- SAADY, N.M.C.; MASSÉ, D.I. Starting-up low temperature dry anaerobic digestion of cow feces and wheat straw. **Renewable Energy**, v.88, p.439-444, 2016.
- SALOMON, K.R. **Avaliação técnico-econômica e ambiental da utilização do biogás proveniente da biodigestão da vinhaça em tecnologias para geração de eletricidade**. 2007. 219p. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2007.
- SALOMOM, K.R.; FILHO, G.L.T. **Biomassa**. 1.ed. Itajubá: CERPCH, 2007. 36p.
- SANT'ANNA JR, G.L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. 2ed. Interciência, 2011. 424p.
- SANTI, L. **Influência da adição de enzimas e microrganismos sobre a digestão anaeróbia de dejetos bovinos e suínos**. 2013. 57p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2013.
- SANTIBÁÑEZ, C.; VARNERO, M. T.; BUSTAMANTE, M. Residual glycerol from biodiesel manufacturing, waste or potential source of bioenergy: a review. **Chilean Journal of Agricultural Research**, v.71, n.3, p.469-475, 2011.
- SANTOS, T. M. B. **Balço energético e adequação do uso de biodigestores em galpões de frangos de corte**. 2001. 167p. Tese (Doutorado em Produção Animal) -Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2001.
- SANTOS, P. **Guia técnico de biogás**. Portugal: Centro para a Conservação de Energia, 2000. 117p.
- SCHATTAUER, A.; WEILAND, P. **Handreichung Biogasgewinnung und-nutzung**. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (Ed.), Gulzow. 2004. 233p.
- SEIDEL, E.P.; GONÇALVES JUNIOR, A.C.; VANIN, J.P.; STREY, L.; SCHWANTES, D.; NACKE, H. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. **Acta Scientiarum Technology**, v.32, n.2, p.113-117, 2010.

ŞENOL, H.; AÇIKEL, Ü.; DEMİR, S.; ODA, V. Anaerobic digestion of cattle manure, corn silage and sugar beet pulp mixtures after thermal pretreatment and kinetic modeling study. **Fuel**, v.263, n.1, p.1-9, 2019.

SGANZERLA, E. **Biodigestores: uma solução**. Porto Alegre. Agropecuária, 1983. 86p.

SGORLON, J.G.; RIZK, M.C.; BERGAMASCO, R.; TAVARES, C.R.G.; Avaliação da DQO e da Relação C/N Obtidas no Tratamento Anaeróbio de Resíduos Fruti-hortícolas. **Acta Scientiarum Technology**, v.33, n.4, p.421-424, 2011.

SHAH, F.A.; MAHMOOD, Q.; SHAH, M.M.; PERVEZ, A.; ASAD, S.A. Microbial ecology of anaerobic digesters: The key players of anaerobiosis. **International Journal of Chemical Engineering**, London, v.2014, p.1-21, 2014.

SILVA, M.S. **Biodigestão anaeróbia no saneamento rural**. Lavras: UFLA/FAEPE, 71p. (Textos Acadêmicos). 2001.

SILVA, C.A.B.V. **Limpeza e Purificação de Biogás**. 2009. 91p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 2009.

SOUZA, S.N.M.; PEREIRA, W.C.P.; PAVAN, A.A. Custo da eletricidade gerada em conjunto motor gerador utilizando biogás da suinocultura. In: ENCONTRO DE ENERGIA NO MEIO RURAL, 5, **Anais...** 2004, Campinas.

SPEDEA, J.; JOHANSSON, M.A.; ODNELL, A.; KARLSSON, M. Enhanced biomethane production rate and yield from lignocellulosic ensiled forage ley by in situ anaerobic digestion treatment with endogenous cellulolytic enzymes. **Biotechnology for Biofuels**, v.10, n.129, p.1-13, 2017.

STAISS, C.; PEREIRA, H. Biomassa Energia Renovável na Agricultura e no Setor Florestal Instituto Superior de Agronomia, **Revista Agros**, Portugal, v.13, n.1, p.21-28, 2001.

SUZUKI, A.B.P. **Geração de biogás utilizando cama de aviário e manipueira**. 2012. 60p. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

TAKEMOTO, S.Y. **Pré-tratamentos de lodos biológicos gerados nos processos de lodos ativados para o aumento da sua biodegradabilidade através de hidrólise enzimática, térmica e alcalina**. 2006. 134p. Tese (Doutorado em Engenharia Química), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

TEGHAMMAR, A.; KARIMI, K.; SÁRVÁRI HORVÁTH, I.; TAHERZADEH, M.J. Enhanced biogas production from rice straw, triticale straw and softwood spruce by NMMO pretreatment. **Biomass and Bioenergy**, v.36, p.116-120, 2012.

TEJADA, M.; RODRÍGUEZ-MORGADO, B.; GÓMEZ, I.; FRANCO-ANDREUA, L.; BENÍTEZC, C.; PARRADO, J. Use of biofertilizers obtained from sewage sludges on maize yield. **European Journal of Agronomy**, v.78, p.13-19, 2016.

- TOLLER, M. A transformação de resíduos agroindustriais através de biodigestores: uma gestão sócio-ambiental. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, Curitiba, v.5, n.1, p.42-50, 2016.
- TOLMASQUIM, M.T. Perspectivas e Planejamento do Setor energético no Brasil. **Energia, Estudos Avançados**, São Paulo, v.26, n.74, 2012.
- TUFANER, F.; AVÇAR, Y. Effects of co-substrate on biogas production from cattle manure: a review. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v.13, n.9, p.2303-2312, 2016.
- UDA, C.F.; PUTAROV, N.B.; BAVELLONI, P.L.; MARCOLINO, V.A. Extração e caracterização do grão de amido de batata, batata-doce e mandioca. **Revista Uningá**, [S.l.], v.17, n.1, 2008.
- VIDAL, B.C.; DIEN, B.S.; TING, K.C.; SINGH, V. Influence of feedstock particle size on lignocellulose conversion-a review. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v.164, n.8, p.1405-1421, 2011.
- VIDAL, A.G. **Produção de biogás em reator anaeróbio de alta taxa alimentado com fração líquida de esterco bovino peneirado**. 2015. 76p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.
- VIEIRA, A.D.; MIRANDA, V.C.; ALVES, A.F.; TAVARES, A.T. Avaliação agrônômica de clones de batata doce com potencial para produção de etanol. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, Guarapuava, v.8, n.1, p.69-74, 2015.
- WANG, F.; CHEN, L.; ZHAO, L.N.; REN, C. The progress and prospects of rural biogas production in China. **Energy Policy**, Amsterdã, v.51, p.58-63, 2012.
- WEBER, R.; ZENATTI, D.C.; FEIDEN, A.; TIETZ, C.M. Produção de biogás com relação ao teor de sólidos voláteis dos dejetos de bovinocultura de leite. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v.3, p.43-55, 2014.
- XAVIER, C.A.N.; LUCAS JUNIOR, J. Parâmetros de dimensionamento para biodigestores batelada operados com dejetos de vacas leiteiras com e sem uso de inóculo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.30, n.2, p.212-223, 2010.
- XAVIER, C.A.N. **Caldo de cana-de-açúcar na biodigestão anaeróbia com dejetos de vacas em lactação sob diferentes dietas**. 104p. Tese (Doutorado em Zootecnia- Área de Concentração em Produção Animal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2009.
- YU, Q.; LIU, R.; LI, K.; MA, R. A review of crop straw pretreatment methods for biogas production by anaerobic digestion in China. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.107, p.51-58, 2019.

ZANETTE, A.L. **Potencial de aproveitamento energético do biogás no Brasil**. 2009. 104p. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

ZARKADAS, I.S.; SOFIKITI, A.S.; VOUDRIAS, E.A.; PILIDIS, G.A. Thermophilic anaerobic digestion of pasteurized food wastes and dairy cattle manure in batch and large volume laboratory digesters: focusing on mixing ratios. **Renewable Energy**, v.80, p.432-440, 2015.

ZHANG, C.; XIAO, G.; PENG, L.; SU, H.; TAN, T. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. **Bioresource Technology**, v.129, p.170-176, 2013.

ZHANG, L.; LOH, K.-C.; ZHANG, J. Enhanced biogas production from anaerobic digestion of solid organic wastes: Current status and prospects. **Bioresource Technology Reports**, v.5, p.280-296, 2018.

ZHENG, Y.; PAN, Z.; ZHANG, R.; EL-MASHAD, H.M.; PAN, J.; JENKINS, B.M. Anaerobic digestion of saline creeping wild ryegrass for biogas production and pretreatment of particleboard material. **Bioresource Technology**, v.100, n.4, p.1582-1588, 2009.