

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
CURSO DE ENGENHARIA DE BIOPROCESSOS E BIOTECNOLOGIA  
CAMPUS DOIS VIZINHOS

JÉSSICA DEFILTRO

**AVALIAÇÃO DA COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS PROVENIENTE DE  
RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS EM PROPRIEDADES RURAIS DO  
SUDOESTE DO PARANÁ**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

DOIS VIZINHOS

2020

JÉSSICA DEFILTRO

**AVALIAÇÃO DA COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS PROVENIENTE DE  
RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS EM PROPRIEDADES RURAIS DO  
SUDOESTE DO PARANÁ**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Dois Vizinhos, como requisito parcial para obtenção do título de Engenheira de Bioprocessos e Biotecnologia.

Orientadora: Profa. Dr<sup>a</sup>. Marina Celant De Prá  
Coorientadora: Profa. Dr<sup>a</sup>. Samara Silva de Souza

DOIS VIZINHOS

2020

**JESSICA DEFILTRO**

**AVALIAÇÃO DA COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS PROVENIENTE DE RESÍDUOS  
AGROPECUÁRIOS EM PROPRIEDADES RURAIS DO SUDOESTE DO PARANÁ**

Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado ao curso de bacharelado em Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Dois Vizinhos – UTFPR, como requisito parcial para obtenção do título de engenheiro de bioprocessos e biotecnologia.

Orientadora: Profa. Dra. Marina Celant De Prá  
Coorientadora: Profa. Dra Samara de Silva de Souza

20 de outubro de 2020

---

Marina Celant De Prá  
Doutorado  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

---

Marcelo Bortoli  
Doutorado  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

---

Naiana Cristine Gabiatti  
Doutorado  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

**DOIS VIZINHOS  
2020**

*“A satisfação está no esforço e não apenas na realização final.”*

*(Mahatma Gandhi)*

## RESUMO

DEFILTRO, J. Avaliação da composição do biogás proveniente de resíduos agropecuários em propriedades rurais do Sudoeste do Paraná. 2020. 55 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia – Bacharelado), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, 2020.

O setor agropecuário desponta como uma das atividades de maior expressão no país, exercendo extrema importância socioeconômica. No entanto, é apontado como uma das principais cadeias produtivas responsáveis pela poluição ambiental, isso em virtude da grande quantidade de água e composição dos resíduos gerados durante o seu processo de produção. Os problemas ambientais se intensificaram à medida que foram surgindo os sistemas de produção de animais confinados, os SPACs. Esses sistemas concentram grandes quantidades de animais em pequenas áreas, gerando elevados volumes de efluentes ricos em matéria orgânica e nutrientes, que precisam ser corretamente gerenciados. O uso de sistemas biológicos de tratamento é uma das opções mais eficazes para o gerenciamento de efluentes agropecuários, sendo o processo de biodigestão anaeróbia uma das alternativas que podem viabilizar o tratamento através da geração de recursos com a produção de energia por meio do uso do biogás. A biodigestão anaeróbia é a conversão da matéria orgânica complexa em biogás composto majoritariamente por metano ( $\text{CH}_4$ ), sob condições de anaerobiose por um conjunto de microrganismos atuando em simbiose. Atualmente esses sistemas são bastante utilizados, porém o monitoramento da composição do biogás produzido ainda é muito incipiente nas plantas instaladas, além de que, alguns gases constituintes do biogás como o  $\text{H}_2\text{S}$  são altamente corrosivos, comprometendo a vida útil dos equipamentos e do sistema global de produção. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi analisar e avaliar a composição do biogás proveniente de resíduos agropecuários (avicultura, bovinocultura e suinocultura) de diferentes propriedades rurais da região Sudoeste do Paraná. Primeiramente, foram selecionadas três propriedades rurais detentoras de biodigestores. Posteriormente, foi realizada a caracterização dos efluentes na entrada e na saída dos biodigestores a partir de análises físico-químicas de Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Amônia (N-NH<sub>3</sub>), pH, Alcalinidade, Sólidos Totais, Fixos e Voláteis (ST, SF e SV). Em seguida, amostras do biogás foram coletadas e a composição de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$  e  $\text{H}_2\text{S}$  foi analisada. Os resultados mostraram que os dejetos agropecuários apresentam elevado potencial para geração de biogás, visto que a composição de  $\text{CH}_4$  no biogás analisado foi de 70% para aves e suínos e 65% para bovinos. As concentrações obtidas para  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  e  $\text{NH}_3$  encontram-se baixas e de acordo com a literatura, não causando nenhum dano aparente nas plantas em operação. Com base nos resultados obtidos da caracterização físico-química, o dejetos suíno apresentou a maior redução de DQO (82,72%), seguido pelo dejetos de aves (80,97%) e pelo dejetos bovino (78,08%). Já, para os SV (fração passível de conversão em biogás), os dejetos bovinos apresentam a maior concentração para o afluente, seguido por aves e suínos. Ademais, através dos dados de DQO e SV, pode-se verificar que os dejetos agropecuários apresentam elevada biodegradabilidade, estando sua aplicação bem gerenciada pelo processo de digestão anaeróbia e consequente geração de biogás. Todavia, apesar dos biodigestores não atingirem níveis de remoção suficientes para atender a legislação ambiental vigente quanto ao lançamento dos efluentes, pode-se concluir que as plantas monitoradas por este estudo contam com eficiências satisfatórias de remoção de matéria orgânica, contribuindo assim para a redução do impacto ambiental dos dejetos dos animais na região Sudoeste do PR.

**Palavras-chave:** Dejetos de animais. Biodigestão anaeróbia. Remoção de matéria orgânica. Eficiência energética. Meio Ambiente.

## ABSTRACT

DEFILTRO, J. Evaluation of biogas composition from agricultural waste in rural properties in Southwest of Paraná. 2020. 55 p. Term Paper (Graduation in Bioprocess Engineering and Biotechnology - Bacharelado), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, 2020.

Agriculture emerges as one of the most important Brazilian activities due to its socioeconomic importance. However, it is also identified as one of the main production chains responsible for environmental pollution caused by the water volume and wastewater composition. Environmental problems became more evident as Concentrated Animal Feeding Operation, CAFOs, were implemented. These systems concentrate large quantities of animals in small areas, generating high volume of effluents containing high organic matter and nutrients, which need to be properly managed. Biological treatment systems is one of the most effective options for the agricultural wastewater, with the anaerobic biodigestion process being the most promising alternative in this area. Anaerobic biodigestion is the conversion of complex organic matter into biogas composed mainly of methane ( $\text{CH}_4$ ), under anaerobic conditions and through microorganisms activity working in syntrophy. Currently, these systems are widely used, however the biogas monitoring composition is very incipient in the installed plants; in addition to the fact that some gases, such as  $\text{H}_2\text{S}$ , are highly corrosive, compromising the useful equipment life and the global system. Then, the objective of this work was to analyze and evaluate the biogas composition from agricultural waste (poultry, cattle and swine) from different rural properties in the Southwest of Paraná. First, three rural properties containing biodigesters were mapped and selected. Subsequently, the wastewater characterization in the influent and effluent of the biodigestors was carried out based on physical-chemical analyzes of Chemical Oxygen Demand (COD), Ammoniacal Nitrogen ( $\text{N-NH}_3$ ), pH, Alkalinity and Total, Fixed and Volatile Solids (TS, FS and VS). Biogas samples were collected and the composition of  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$  and  $\text{H}_2\text{S}$  were analyzed. The results showed that agricultural wastes have a high potential for biogas generation, since the  $\text{CH}_4$  composition in the biogas analyzed was 70% for poultry and swine wastewater and 65% for cattle wastewater. The concentrations obtained for  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  and  $\text{NH}_3$  are low and according to the literature, causing no apparent damage to the studied plants in operation. Based on the results obtained from the physical-chemical characterization, swine wastewater showed the greatest COD removal (82.72%), followed by poultry wastewater (80.97%) and bovine wastewater (78.08%). For VS, cattle wastewater has the highest concentration, followed by poultry and swine wastewater. In addition, through COD and VS data, it is possible to see that agricultural waste has high biodegradability, and its application is well managed by the anaerobic digestion process with good biogas generation. Despite the fact that biodigesters do not reach sufficient removal levels to comply the current Brazil's environmental legislation, we can conclude that the studied plants during this work have satisfactory efficiency in organic matter removal, contributing to the reduction of environmental impact caused by animal wastewater in the Southwest region of Paraná.

Keywords: Animal waste. Anaerobic biodigestion. Organic matter removal. Energy efficiency. Environment.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Processo de degradação da matéria orgânica na digestão anaeróbia .....	12
Figura 2 - Diferentes tipos de biodigestores (1. UASB 2. CSTR 3. BLC 4. Fase Sólida) .....	15
Figura 3 - Volume de dejetos da pecuária tratados em biodigestores com uso energético do biogás instalados entre 2010 e 2019 .....	19
Figura 4 - Volume de biogás produzido em biodigestores para tratamento de dejetos da pecuária com uso energético do biogás instalados entre 2010 e 2019 .....	20
Figura 5 - Adaptador desenvolvido para coleta do biogás .....	26
Figura 6 - Potencial de geração de biogás por mesorregião e distribuição desse potencial por atividade .....	27
Figura 7 - Potencial de geração de biogás na pecuária $m^3 \text{ ano}^{-1}$ .....	28
Figura 8 - Mapa do Paraná com a delimitação da mesorregião Sudoeste em vermelho e a localização das propriedades selecionadas representadas pelo ícone verde .....	29
Figura 9 - Mapa da Região Sudoeste do Paraná .....	30

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Concentração de DQO .....	33
Gráfico 2 - Concentração de SV .....	35
Gráfico 3 - Concentração de Alcalinidade (Alc) e pH .....	36
Gráfico 4 - Concentração de N-NH <sub>3</sub> .....	38
Gráfico 5 - Concentração de ST e SF .....	39



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição média dos efluentes agropecuários de acordo com o tipo de animal e do efluente doméstico .....	11
Tabela 2 - Composição média da produção de biogás .....	18
Tabela 3 - TRH e COV .....	31
Tabela 4 - Composição do biogás.....	40

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BLC – Biodigestor de Lagoa Coberta  
CaCO<sub>3</sub> – Carbonato de Cálcio  
CEPEA – Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada  
CH<sub>4</sub> – Metano  
CO – Monóxido de Carbono  
CO<sub>2</sub> – Dióxido de Carbono  
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente  
COV – Carga Orgânica Volumétrica  
CSTR – Reator com Tanque Agitado Continuamente  
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio  
DQO – Demanda Química de Oxigênio  
GEE – Gases de Efeito Estufa  
GLP – Gás Liquefeito de Petróleo  
H<sub>2</sub> – Hidrogênio  
H<sub>2</sub>S – Sulfeto de Hidrogênio  
H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> – Ácido Sulfúrico  
K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> – Dicromato de Potássio  
LABIA – Laboratório de Biotecnologia Ambiental e Alimentos  
MAPA – Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento  
N<sub>2</sub> – Nitrogênio  
N-NH<sub>3</sub> – Nitrogênio Amoniacal  
NTK – Nitrogênio Total Kjeldhal  
NH<sub>3</sub> – Amônia  
NH<sub>4</sub> – Íon Amônio  
NH<sub>4</sub>Cl – Cloreto de Amônio  
O<sub>2</sub> – Oxigênio  
P-Total – Fósforo Total  
pH – Potencial Hidrogeniônico  
PVC – Policloreto de Vinila  
Q – Vazão  
SF – Sólidos Fixos

SO<sub>2</sub> – Dióxido de Enxofre

SPACs – Sistemas de Produção de Animais Confinados

ST – Sólidos Totais

SV – Sólidos Voláteis

TDA – Tratamento de Dejetos Animais

TRH – Tempo de Retenção Hidráulica

UASB – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo

USP – Universidade de São Paulo

V – Volume

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>6</b>
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>9</b>
2.1 O SETOR AGROPECUÁRIO E O MEIO AMBIENTE.....	9
2.2 COMPOSIÇÃO DO EFLUENTE AGROPECUÁRIO .....	10
2.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA .....	12
2.4 BIODIGESTORES .....	14
2.5 BIOGÁS.....	16
2.6 EXPANSÃO DO BIOGÁS NO SUDOESTE DO PARANÁ .....	19
<b>3. OBJETIVOS .....</b>	<b>21</b>
3.1 OBJETIVO GERAL .....	21
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	21
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>22</b>
4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS BIODIGESTORES DAS PROPRIEDADES .....	22
4.2 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES.....	23
4.2.1 Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	23
4.2.2 Determinação de Nitrogênio Amoniacal (N-NH <sub>3</sub> ).....	24
4.2.3 Determinação do Potencial Hidrogeniônico (pH) .....	24
4.2.4 Alcalinidade .....	24
4.2.5 Sólidos Totais, Fixos e Voláteis (ST, SF e SV) .....	25
4.3 ANÁLISE DA COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS .....	25
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>27</b>
5.1 PLANTAS DE BIOGÁS NO SUDOESTE DO PARANÁ .....	27
5.2 CARACTERIZAÇÃO DAS PROPRIEDADES RURAIS .....	29
5.3 EFICIÊNCIA DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS .....	32
5.4 PARÂMETROS DE CONTROLE DOS BIODIGESTORES.....	35
5.5 COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS .....	39
<b>6. CONCLUSÃO.....</b>	<b>6</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>7</b>

## 1. INTRODUÇÃO

O aumento da produtividade dos sistemas pecuários está inevitavelmente atrelado à segurança alimentar (VALE *et al.*, 2019). Estima-se que a crescente demanda por proteína animal global, especialmente nos países em desenvolvimento deve aumentar até 2050, como resultado do crescimento populacional, urbanização e aumento da renda (HERRERO *et al.*, 2009).

O Brasil está entre os maiores produtores e exportadores mundiais de produtos cárneos. Segundo dados do CEPEA (Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada), da Esalq/USP, o Brasil encerrou o ano de 2018 registrando recorde nas exportações de carne bovina *in natura*. O País embarcou cerca de 1,353 milhões de toneladas, gerando um faturamento de US\$ 5,6 bilhões. No mercado suinícola, o Brasil segue como o quarto maior produtor e exportador mundial de carne (ABPA, 2018). Igualmente, o setor avícola é destaque nacional e internacional, sendo que, no âmbito nacional o Estado do Paraná desponta no abate de aves.

Dentre os diferentes Estados do Brasil responsáveis por esses números expressivos, o Paraná é o maior destaque na produção animal, especialmente a mesorregião Sudoeste do Estado. Essa região detém atualmente a maior produção de aves, possui a maior bacia leiteira e o segundo maior rebanho de suínos do Estado (ABPA, 2018). No entanto, essa expansão, sem as devidas ações preventivas culminou em impactos ambientais que com o passar do tempo estão se tornando cada vez mais graves (KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2005).

As adversidades ambientais provenientes das atividades agropecuárias se intensificaram à medida que foram sendo adotados os Sistemas de Produção de Animais Confinados (SPACs). Esse modelo de produção concentra um grande número de animais em pequenas áreas, objetivando uma diminuição de custos produtivos e adequação nos procedimentos sanitários (KUNZ; MIELE; STEINMETZ, 2009). Entretanto, há um excesso de águas residuárias geradas decorrentes das atividades produtivas e, associadas à inadequação de manejo e armazenagem incidem no lançamento errôneo dos efluentes em corpos receptores, comprometendo a água de consumo humano e animal (AMARAL *et al.*, 2005). Além disso, a disposição final do efluente agropecuário no solo como biofertilizante demanda grandes áreas agrícolas e, quando dispostos em quantidades elevadas sobrecarregam o solo, contribuindo para o acúmulo de metais pesados e ocasionando desequilíbrio na capacidade de absorção de nutrientes do solo e da planta (NETO, 2006).

Visto a dependência da economia brasileira ao setor agropecuário, quando na falta de área para biofertilização, é fundamental a busca por tecnologias/biotecnologias eficientes de tratamento desses efluentes. Quando lançados sem um correto gerenciamento, os dejetos podem acarretar graves impactos ambientais, devido às elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes. Os principais agravantes estão relacionados ao crescimento de microrganismos, a eutrofização de águas superficiais, a introdução de antibióticos e desinfetantes em comunidades da microbiota do solo, ao potencial de disseminação de patógenos, além da presença de maus odores e do aparecimento de vetores de contaminação como insetos e roedores, entre outros problemas (HRIBAR, 2010).

O maior responsável por esse elevado potencial poluidor dos dejetos animais é a elevada concentração de matéria orgânica que os mesmos possuem. Em média as concentrações de DQO variam em torno de  $30.000 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  (VIVAN *et al.*, 2010), já os efluentes domésticos em geral, apresentam aproximadamente  $1.000 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  (OLIVEIRA, 2006). Nota-se, a partir dos diferentes valores de DQO que o efluente doméstico apresenta poder poluente muito inferior ao dos efluentes gerados pelas atividades agropecuárias, sendo necessário um correto gerenciamento.

Dentre as tecnologias existentes para remoção desse poluente, o uso de biodigestores anaeróbios é uma importante alternativa a ser considerada (HENN, 2005). Os biodigestores são biorreatores que, através da ação de microrganismos específicos em um processo de digestão anaeróbia, degradam a matéria orgânica poluente e como resultado dessa degradação, produzem biogás (HENN, 2005; GASPAR, 2003). A principal vantagem de sua aplicação está na utilização do biogás produzido como fonte de energia elétrica ou térmica dentro da própria propriedade geradora (OLIVEIRA; PAGANINI; RIBEIRO, 2013).

O biogás é um gás constituído majoritariamente de metano ( $\text{CH}_4$ ) 60%, contendo também concentrações de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) 35%, e 5% de outros gases como sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ), amônia ( $\text{NH}_3$ ) e monóxido de carbono ( $\text{CO}$ ) (COLUNA, 2016). Apesar de o metano possuir um elevado poder calorífico e ser objeto de produção, os demais gases constituintes podem prejudicar a qualidade do biogás quando presentes em elevadas concentrações. Deste modo, a purificação do biogás apresenta-se como uma importante melhoria desta tecnologia, visto que, gases como  $\text{H}_2\text{S}$  são altamente corrosivos e tóxicos, além de que, a combustão do  $\text{H}_2\text{S}$  com o biogás resulta na produção de dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ) o qual causa severos problemas ambientais, como a chuva ácida (MAAT; HOGENDOORN; VERSTEEG, 2005).

De forma genérica, a utilização de biodigestores para o tratamento de resíduos

agropecuários destaca-se como uma alternativa eficiente, sustentando uma prática de gerenciamento ambiental correta visando à paralela produção de energia. Porém, é de grande importância conhecer a composição do biogás que está sendo produzido. Obter esse conhecimento pode além de evitar futuros problemas nas unidades produtoras – como a corrosão de equipamentos e a dificuldade de queima – também aprimorar o processo produtivo – otimizando os biodigestores visando aumentar a produção de gás.

Portanto, este trabalho visa contribuir, em especial às propriedades rurais da região Sudoeste do Paraná, avaliando a composição do biogás de diferentes atividades agropecuárias detentoras de biodigestores. Com isso, agregando redução de custos aos empregadores dessa tecnologia, haja vista que, a grande maioria das companhias fornecedoras de biodigestores não proporciona assessoria no período pós venda, deixando muitas vezes o produtor a deriva, visto a falta de conhecimento técnico que apesar de simples, é necessário para a operação desses sistemas.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 O SETOR AGROPECUÁRIO E O MEIO AMBIENTE

A intensificação das cadeias produtivas levou ao desenvolvimento de um padrão de produção homogêneo em todo o mundo. Essa padronização da atividade concentra grande número de animais em áreas limitadas, a fim de minimizar os custos de produção e aperfeiçoar a produtividade, buscando padrões de qualidade da matéria-prima exigidos pelo mercado internacional (BERNET; BÉLINE, 2009).

Neste contexto, a agropecuária brasileira cresceu significativamente nos últimos anos, apresentando-se como uma atividade de extrema importância econômica e social no país (PASTRANA, 2015). Essa condição tornou o Brasil um dos maiores produtores do mundo, acoplando nessa atividade um de seus pilares de desenvolvimento (DE PRÁ, 2017). Na atualidade o país encontra-se entre as mais importantes áreas do mundo com sistemas de produção pecuária, devido as grandes extensões com abundantes áreas em pastagens (STEINFELD; WASSENAAR; JUTZI, 2006).

A produção agropecuária foi intensificada com a implantação de sistemas de operações concentradas de alimentação animal, os SPACs. Esse modelo de produção é considerado altamente produtivo e detém aspectos sanitários controláveis. No entanto, esse crescimento trouxe consequências ambientais negativas devido ao aumento do número de animais por unidade de área, gerando grandes quantidades de efluentes e contaminantes que podem estar presentes em medicamentos ou na alimentação dos animais (BURKHOLDER *et al.*, 2007).

A pecuária, portanto, assim como outras atividades é potencial geradora de resíduos. Entretanto, é um setor de extrema importância para o país, visto sua considerável participação na economia. Deste modo, é fundamental a busca por equilíbrio entre o desenvolvimento econômico e o meio ambiente, de forma a conciliar a produção e minimizar impactos provenientes dessa cadeia produtiva (TAGLIANI; CONCATO, 2015).

O setor agropecuário gera grandes volumes de efluentes, principalmente em sistemas de confinamento. Essa produção elevada é fortemente vinculada ao uso de água na lavagem de equipamentos e instalações. Em consequência, promove a liberação de consideráveis volumes de águas residuais, a qual contém elevadas concentrações de matéria orgânica e



nutrientes, contribuindo para a geração de um efluente potencialmente poluente (MAPA, 2018).

O consumo médio de água utilizado em sistemas de produção de suínos é de aproximadamente 810 L animal<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup> (PALHARES, 2011). Na produção de frango de corte o consumo mensal por animal chega a 8,58 L (BELLAYER, 2003). Já na produção de bovinos confinados são estimados cerca de 1.550 L por animal ao mês (MANSO; FERREIRA, 2007).

O efluente agropecuário é composto principalmente de urina, fezes, resíduos de medicamentos/antibióticos, resíduos de ração e microrganismos patogênicos. Considerando essas características, é de extrema importância que esse material seja adequadamente tratado antes da disposição final (VIANCELLI *et al.*, 2012). Sabe-se que os parâmetros necessários para o correto gerenciamento dos dejetos exigidos pela legislação ambiental estão se tornando cada vez mais restritivos, de modo a evitar possíveis contaminações no meio ambiente. No Brasil, os limites estabelecidos para as condições e padrões de lançamento desse tipo de efluente são regidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), órgão de esfera federal. A Resolução nº 430, de 13 de Maio de 2011 dispõe sobre as condições de lançamento de efluentes, a qual complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de Março de 2005 do CONAMA.

## 2.2 COMPOSIÇÃO DO EFLUENTE AGROPECUÁRIO

Os efluentes agropecuários, em geral, apresentam altos níveis de matéria orgânica (incluindo compostos de difícil degradação) (MEERS *et al.*, 2008). Podem conter ainda grande quantidade de substâncias farmacêuticas (antibióticos), devido a maior concentração de medicamentos administrada em um número considerável de animais confinados a pequenos espaços (SANTOS *et al.*, 2019). A Tabela 1 apresenta uma relação entre a composição do efluente e o tipo de animal, comparando efluentes agropecuários e domésticos.

Tabela 1 - Composição média dos efluentes agropecuários de acordo com o tipo de animal e do efluente doméstico

Variáveis (kg dejetos/1000 kg de animal vivo)	Tipo de animal <sup>1</sup>			Efluente Doméstico
	Gado de leite	Frango de corte	Suíno	
Dejeto total	86,0 kg	85,0 kg	84,0 kg	*
Sólidos Totais	12,0 kg	22,0 kg	11,0 kg	720 mg L <sup>-1</sup>
Sólidos Voláteis	10,0 kg	12,0 kg	8,50 kg	200 mg L <sup>-1</sup>
DBO	1,60 kg	*	3,1 kg	190 mg L <sup>-1</sup>
DQO	11,0 kg	16,0 kg	8,40 kg	430 mg L <sup>-1</sup>
pH	7,0 kg	*	7,5 kg	*
N-NTK	0,45 kg	1,1 kg	0,52 kg	*
N-NH <sub>3</sub>	0,079 kg	*	0,29 kg	*
P-Total	0,094 kg	0,3 kg	0,18 kg	7 mg L <sup>-1</sup>

<sup>1</sup>Todos os valores em peso úmido

\*Não analisado

Fonte: Adaptado de Kunz; Bortoli; Higarashi (2008); Metcalf; Eddy (2003).

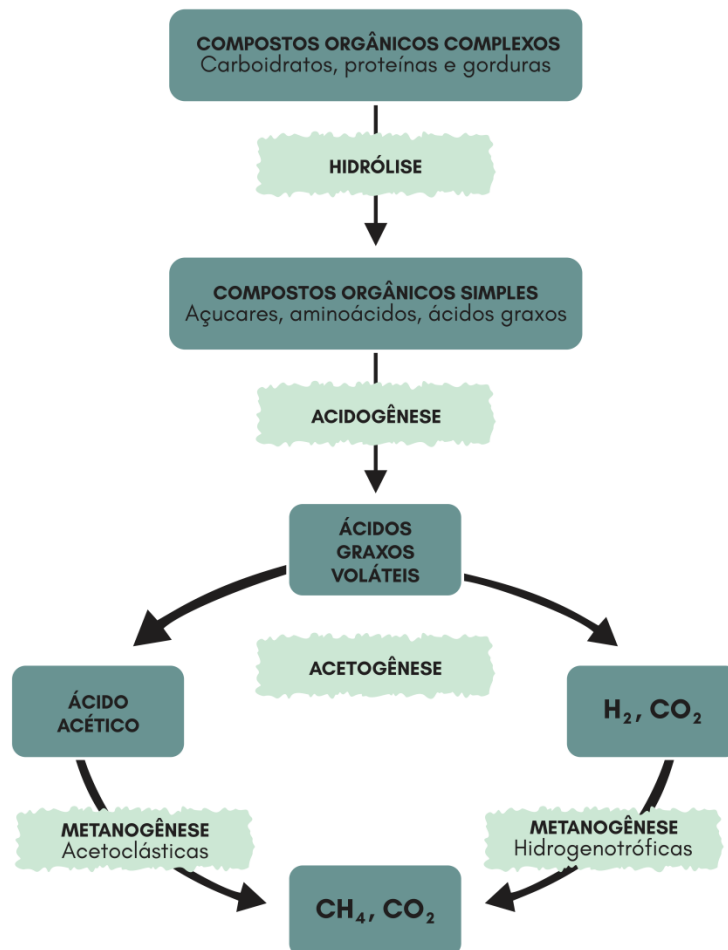
Em vista disso, já não se pode mais omitir ou desconsiderar a impactação negativa ambiental causada pelos efluentes agropecuários. Uma vez que, a prática comumente utilizada para a destinação desses dejetos é a armazenagem em lagoas ou tanques abertos, com posterior aplicação no solo como biofertilizante (VIVAN *et al.*, 2010). Porém, o elevado volume de efluente produzido geralmente ultrapassa a capacidade de suporte do solo, sobrecarregando-o e não atendendo as recomendações do órgão vigente responsável, tornando necessária a busca por alternativas de tratamento (KUNZ; MIELE; STEINMETZ, 2009).

Dentre os métodos de gerenciamento disponíveis atualmente, os sistemas biológicos baseados na digestão anaeróbia são os mais utilizados. Isso é decorrente da elevada biodegradabilidade da matéria orgânica que é composto o efluente. A decomposição dos dejetos é um método biológico que acontece de maneira natural, sendo considerado um excelente substrato para os microrganismos atuantes no processo de digestão anaeróbia (KUNZ; BORTOLI; HIGARASHI, 2008).

### 2.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia é um processo metabólico complexo que demanda condições estritamente anaeróbias e, depende da ação conjunta de um consórcio de microrganismos para transformar material orgânico em  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ . A conversão da matéria orgânica ao produto final se dá em quatro fases, sendo elas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (KUNZ *et al.*, 2019). A Figura 1 esquematiza as etapas da digestão anaeróbia.

Figura 1 - Processo de degradação da matéria orgânica na digestão anaeróbia



Fonte: Adaptado de Rapport *et al* (2008, p. 2).

Na etapa da hidrólise, a matéria orgânica insolúvel e compostos de alta massa molecular, como lipídios, proteínas e polissacarídeos, sofrem degradação à substâncias

orgânicas solúveis, como aminoácidos e ácidos graxos. Esse processo de degradação ocorre pela ação de enzimas extracelulares excretadas pelas bactérias hidrolíticas. A velocidade de degradação na fase hidrolítica é dependente do substrato envolvido. Substratos constituídos de matéria orgânica complexa tornam o processo de decomposição mais lento. Essa etapa é considerada de grande importância na velocidade global de degradação, podendo ser um fator limitante da velocidade da digestão anaeróbia (GERARDI, 2003).

Na acidogênese, os componentes formados na fase hidrolítica são consumidos por diferentes bactérias anaeróbias facultativas gerando ácidos orgânicos de cadeia curta como o ácido butírico, ácido propiônico e ácido acético (TABATABAEI *et al.*, 2010).

A terceira etapa do processo de digestão anaeróbia é considerada crítica ao processo, sendo conduzida por um grupo de bactérias denominadas acetogênicas. Essas bactérias estabelecem consórcios sintróficos com as arqueas metanogênicas e as bactérias homoacetogênicas. A fase é caracterizada pela conversão de ácidos de cadeia longa a ácidos simples (fórmico e acético), coexistindo a produção de hidrogênio e dióxido de carbono. O consumo de hidrogênio e dióxido de carbono pelo grupo das homoacetogênicas destina-se a produção de acetato. A simbiose entre os diferentes organismos microbianos possibilita que ambos apresentem crescimento, assegurando a viabilidade de produção de acetato a partir de ácidos orgânicos (APPELS *et al.*, 2008).

A etapa final, metanogênese, ocorre em condições totalmente anaeróbias. As arqueas metanogênicas atuantes nessa etapa são divididas de acordo com suas vias metabólicas em acetoclásticas e hidrogenotróficas. As arqueas acetoclásticas convertem acetato a metano, enquanto as hidrogenotróficas convertem hidrogênio e dióxido de carbono a metano (HANS; KUMAR, 2018).

Como visto, o processo de digestão anaeróbia degrada compostos orgânicos a produtos de interesse, como o biogás. Por sua vez, os efluentes agropecuários, em sua composição, apresentam elevadas concentrações de matéria orgânica biodegradável. Deste modo, exibem potencialidade para a realização da digestão anaeróbia, visto que para ocorrer esse processo é necessária matéria orgânica biodegradável, característica essa, que estes efluentes apresentam.

## 2.4 BIODIGESTORES

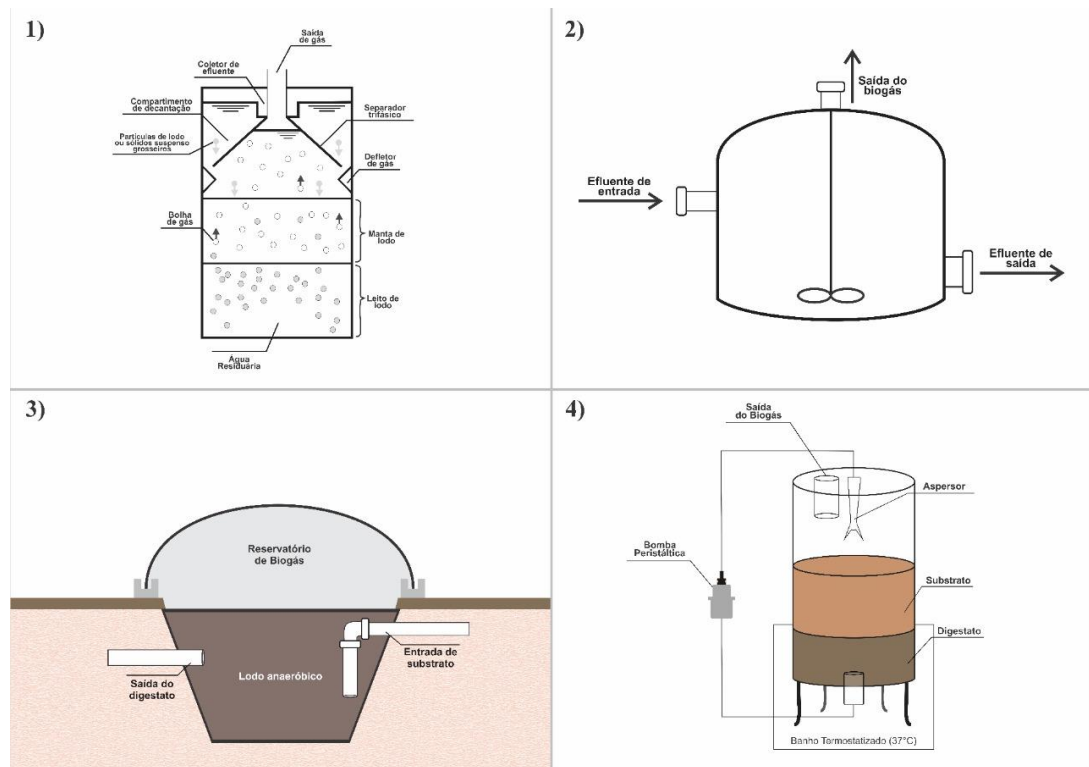
Para a realização do processo de digestão anaeróbia são necessários equipamentos adequados que assegurem condições específicas de operação. Esses equipamentos são unidades operacionais conhecidas comumente como biodigestores. O processo de biodigestão é realizado por um consórcio de microrganismos atuantes em simultaneidade e sob anaerobiose estrita.

A utilização de biodigestores intensificou-se nos últimos anos devido à redução de custos de implantação e manutenção (KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2005). Atualmente, são ferramentas fundamentais para o tratamento dos resíduos da agropecuária, contribuindo para a minimização de problemas ambientais (DEGANUTTI *et al.*, 2002). Os sistemas de biodigestão são considerados meios viáveis de reduzir emissões de gases de efeito estufa (GEE), além de produzir energia limpa para o consumo dentro da propriedade geradora (FLESCHE; DESJARDINS; WORTH, 2011), convertendo dejetos animais de problemas à solução.

O biodigestor é uma câmara vedada, na qual acontece um processo bioquímico denominado de digestão anaeróbia (SAGULA, 2012). O abastecimento dessas câmaras é proveniente dos dejetos animais (matéria orgânica), decomposto na ausência de oxigênio, reduzindo os compostos orgânicos dos resíduos em CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> pelo processo de digestão anaeróbia (FLESCHE; DESJARDINS; WORTH, 2011). Dentre as vantagens em utilizar biodigestores, destacam-se: o aproveitamento dos dejetos animais que outrora tinham destinação imprópria, o controle de odores, a redução de GEE, a segurança em termos de saúde pública evitando a proliferação de microrganismos, entre outros benefícios (SAGULA, 2012).

Vários são os modelos e tipos de biodigestores desenvolvidos para realizar o processo de digestão anaeróbia. Dentre os diversos modelos existentes, os mais encontrados no Brasil são: biodigestor de lagoa coberta (BLC), biodigestor tipo UASB (do inglês, *Upflow Anaerobic Sludge Blanke*), biodigestor CSTR (do inglês, *Continuous Stirred Tank Reactor*) e biodigestor em fase sólida (KUNZ *et al.*, 2019). A Figura 2 apresenta, através de um fluxograma resumido, os diferentes tipos de biodigestores supramencionados.

Figura 2 - Diferentes tipos de biodigestores (1. UASB 2. CSTR 3. BLC 4. Fase Sólida)



Fonte: Adaptado de Kunz *et al* (2019); Adaptado de Pereira (2017).

Os BLC são tanques escavados no solo, impermeabilizados e cobertos com materiais poliméricos sintéticos como o policloreto de vinila (PVC). É considerado um biodigestor de fácil construção, operação, e baixo nível tecnológico, não possuindo sistemas de agitação e controle de aquecimento, operando em regime de alimentação semicontínuo. Comumente refere-se a esse modelo como “canadense” ou “biodigestor de lona” (BRONDANI, 2010).

Biodigestores do tipo UASB possuem como característica o fluxo ascendente do afluente por uma manta de lodo até o topo do reator, onde há um separador trifásico (KUNZ *et al.*, 2019). Outra característica importante do processo é sua habilidade de desenvolver uma biomassa de alta atividade (CHERINCHARO, 2007). Esse sistema de tratamento possui facilidades operacionais e hidrodinâmicas mais eficientes que os demais, além de apresentar boa adaptação ao clima brasileiro e produção de biogás com elevada concentração de gás metano, quando comparado com os demais (BELLI *et al.*, 2001).

Já os biodigestores CSTR são capazes de processar com rapidez dejetos suínos, bovinos e avícolas, dentre outros. Esse modelo apresenta maior capacidade de conversão da matéria orgânica em CH<sub>4</sub> que biodigestores tradicionais, porém, é de complexa confecção (BORTOLI; KUNZ; SOARES, 2009). O CSTR é internacionalmente muito utilizado no setor

agropecuário uma vez que, os substratos são úmidos e apresentam facilidade de mistura (PROBIOGÁS, 2015).

Os biodigestores em fase sólida são geralmente alimentados em regime de batelada, contendo entre 20 e 40% de sólidos, apresentando alta concentração de CH<sub>4</sub> no biogás. A digestão em fase sólida possui algumas características, como, menor volume do biodigestor, substratos com maior concentração de sólidos, entretanto, a produtividade de biogás é menor quando comparada à produção via úmida (KUNZ *et al.*, 2019).

As principais diferenças entre os biodigestores estão no tipo de entrada do substrato, que podem ser em batelada, contínuo, ou uma mistura dos dois tipos. Os biodigestores variam ainda sua conformação, podendo ser tubular, tanque, tambor, entre outras formas. Além de possuírem ou não sistemas de aquecimento e agitação do substrato (BORBA; SOUZA; SCHAEFFER, 2012), conforme ilustrado na Figura 2.

Apesar dos diversos modelos de biodigestores existentes atualmente, vale salientar que cada planta em escala real deve ser analisada de maneira individual, devido às condições técnicas e econômicas disponíveis que variam de produtor para produtor, bem como a característica do efluente, o que implicará no modelo utilizado podendo tornar mais viável a tecnologia. No entanto, é necessário uma análise criteriosa da composição do efluente e o potencial de produção de biogás, obedecendo aos limites tecnológicos de cada biodigestor, visto que operam de maneira diferente.

## 2.5 BIOGÁS

O uso energético do biogás no Brasil vem sendo realizado há cerca de 40 anos, quando foi iniciado e integrado no modelo da “revolução verde” nos anos 1970. O biogás, além de ser um subproduto da biodigestão de resíduos orgânicos, é também um produto energético. Apesar de apresentar a mesma composição química do gás natural, difere-se deste por ter origem em processos naturais de decomposição/biodegradação, uma vez que o gás natural é proveniente de fontes não renováveis. Assim, cabe ressaltar que o biogás é uma fonte estratégica de energia acoplada à sustentabilidade de processos que o produzem (BLEY JUNIOR, 2015).

Conforme já mencionado, o biogás é uma mistura gasosa formada a partir da biodegradação da matéria orgânica pela ação de um conjunto de microrganismos em anaerobiose, podendo utilizar diversos tipos de efluentes e resíduos. Entretanto, quando essa

fração gasosa é emitida diretamente para a atmosfera sem prévios tratamentos contribui para o aumento do efeito estufa global, deixando de lado o aproveitamento energético desse recurso e ainda, causando um impacto ambiental (WINQUIST *et al.*, 2019).

Trata-se de um gás composto principalmente por CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S. A eficiência energética do biogás pode ser analisada a partir de seu poder calorífico, o qual é diretamente relacionado à percentagem de CH<sub>4</sub> presente na composição do biogás (LINS; MITO; FERNANDES, 2015). O poder calorífico do biogás é de aproximadamente 5500 kcal m<sup>-3</sup>, assim, cada m<sup>3</sup> de biogás equivale ao valor energético de aproximadamente 0,45 kg de GLP, 0,55 L de óleo diesel, 1,1 L de gasolina, 0,58 L de querosene, 1,5 kg de lenha, 0,74 kg de carvão mineral, 0,8 kg de carvão vegetal ou ainda a 1,43 kWh (ANTONIO *et al.*, 2008). Ainda, como o biogás é produzido junto ao local de consumo, deve apresentar elevado aproveitamento energético, podendo ser usado como fonte de energia térmica e elétrica, diminuindo custos das propriedades rurais e aumentando a sustentabilidade nos processos produtivos.

A composição do biogás e a eficiência do processo de biodigestão anaeróbia são afetadas por uma série de fatores que vão desde as condições ambientais e de operação, natureza do substrato, até as características do biodigestor (SOARES; FEIDEN; TAVARES, 2017). O pH é considerado um aspecto importante, alterações do mesmo afetam sensivelmente os microrganismos, normalmente, a faixa para o desenvolvimento das atividades microbianas é próxima à neutralidade, com nível ideal entre 6,5 e 7,5 (MEYSTRE, 2007).

Outro fator importante são os nutrientes, a presença de concentrações adequadas de macro e micronutrientes são fundamentais para o êxito de processos de biodigestão (BOHRZ, 2010). Elementos como nitrogênio e fósforo são essenciais em sistemas biológicos, já outros como o enxofre quando em quantidades elevadas colaboram com o crescimento excessivo de bactérias redutoras de sulfatos, que convertem os sais de enxofre em H<sub>2</sub>S, gás tóxico e poluente. Alguns micronutrientes como o ferro, cobalto, zinco, níquel, cobre e selênio, são considerados essenciais, estimulando o processo anaeróbio (SALOMON, 2007). A temperatura também é um parâmetro interferente, influenciando diretamente o processo de digestão anaeróbia, variações bruscas de temperatura ocasionam desequilíbrio no sistema quando não à morte dos microrganismos. A digestão anaeróbia se faz mais efetiva na faixa mesofílica, onde a temperatura ideal é em torno de 37 °C (SOUZA, 2001). Ainda, tratando-se de fatores influenciáveis, têm-se os sistemas de agitação, biodigestores que operam nessas condições permitem um maior contato entre os microrganismos e o substrato, evitando as



chamadas “zonas mortas”, que são resultado da sedimentação do lodo e podem interferir na capacidade útil do reator (BOHRZ, 2010).

Salienta-se que a produção de biogás é constante sob condições tropicais de temperatura, sendo que em períodos frios a atividade biológica diminui, quando não é paralisada. Assim, é necessário um bom desempenho dos sistemas de biodigestão, garantindo alta remoção da matéria orgânica e conversão desta em biogás. Ressalta-se deste modo, a importância do projeto dos biodigestores, que devem ser elaborados de acordo com parâmetros que assegurem condições operacionais adequadas, conciliando as variáveis necessárias de anaerobiose, buscando equilíbrio de processo (DAL MAGO, 2009).

O biogás constitui e sustenta uma cadeia de suprimentos relativamente complexa, sendo um centro gerador da economia constituída em seu entorno. Sua produção e aplicação energética demandam, consomem e geram resultados econômicos (BLEY JUNIOR, 2015). Desta forma, conhecer a composição do biogás é extremamente importante, visto que as pequenas parcelas de outros gases constituintes do biogás influenciam diretamente no produto final. No entanto, não foram encontrados dados na literatura relacionados à composição do biogás quando da alteração do substrato, como por exemplo, biogás a partir de cama de aves, bovinos ou suínos, que compreendem o enfoque deste trabalho. E, considerando que a região Sudoeste do Paraná apresenta grande potencial na área agropecuária, muito resíduo e efluente são produzidos oferecendo matéria-prima para a produção de energia térmica ou elétrica a partir do biogás. A Tabela 2 descreve a composição média da produção de biogás.

Tabela 2 - Composição média da produção de biogás

Componente	Porcentagem (%)
Metano (CH <sub>4</sub> )	55 – 70
Dióxido de Carbono (CO <sub>2</sub> )	27 – 45
Nitrogênio (N <sub>2</sub> )	3 – 5
Hidrogênio (H <sub>2</sub> )	1 – 10
Oxigênio (O <sub>2</sub> )	0,1
Monóxido de Carbono (CO)	0,1
Sulfeto de Hidrogênio (H <sub>2</sub> S)	Traços

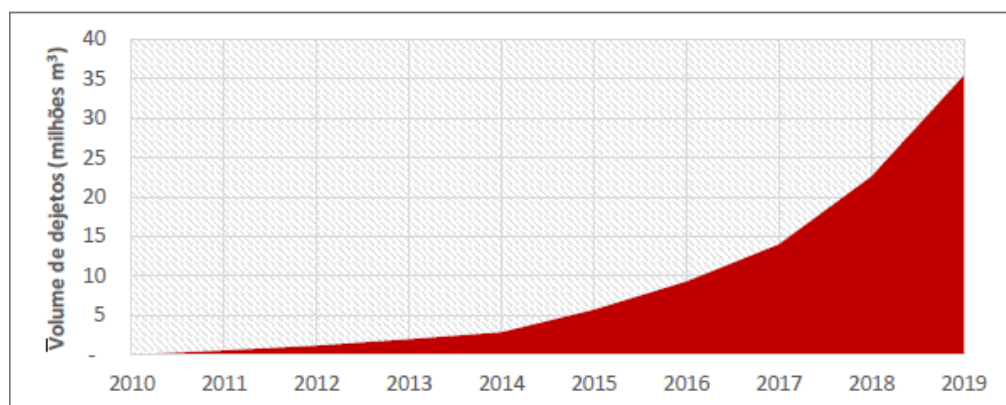
Fonte: Adaptado de Oliveira (2004).

## 2.6 EXPANSÃO DO BIOGÁS NO SUDOESTE DO PARANÁ

A matriz energética brasileira é composta, na maior parte, por fontes não renováveis, com um percentual de 59%, no entanto, o país apresenta uma participação significativa em fontes renováveis, com 41% do total da matriz. O incentivo às políticas de desenvolvimento de fontes renováveis como a da biomassa, por exemplo, vem ganhando destaque. No estado do Paraná o uso do biogás para aplicação energética, mesmo que em fase inicial e em processo lento, está alavancando. O estado já apresenta casos de sucesso na operação de plantas de biogás, como a Fazenda Colombari localizada no município de São Miguel do Iguçu – PR e, o Condomínio Ajuricaba em Marechal Cândido Rondon – PR, as quais fazem uso e aproveitamento de dejetos oriundos da pecuária como forma de geração de energia para o autoconsumo (FIEP, 2016).

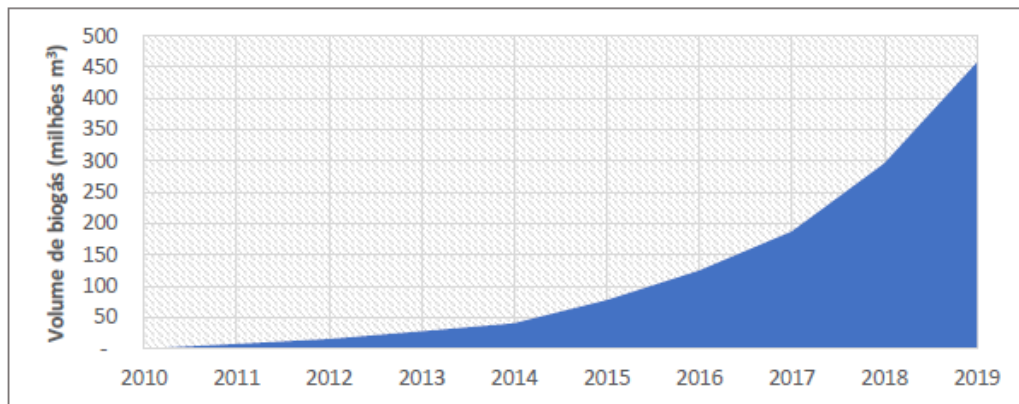
A maior parte das plantas de biogás do Brasil faz uso de substratos oriundos da agropecuária, representando 80% das plantas em operação no país. Em particular, a cadeia produtiva do biogás vem se consolidando na pecuária para geração distribuída de energia elétrica, devido a grande disponibilidade de substrato e a contínua busca na redução de custos de produção e mitigação de agravantes ambientais (CIBIOGÁS, 2020). A Figura 3 apresenta o crescimento do volume de dejetos da pecuária tratados e, na Figura 4 o volume de biogás produzido.

Figura 3 - Volume de dejetos da pecuária tratados em biodigestores com uso energético do biogás instalados entre 2010 e 2019



Fonte: MAPA (2019).

Figura 4 - Volume de biogás produzido em biodigestores para tratamento de dejetos da pecuária com uso energético do biogás instalados entre 2010 e 2019



Fonte: MAPA (2019).

A região Sudoeste do Paraná apresenta grande potencial em energia renovável, principalmente em decorrência do setor agropecuário altamente produtivo, que gera grandes quantidades de biomassa. Deste modo, o biogás apresenta-se como uma fonte energética renovável da região. A energia proveniente do biogás é oriunda de propriedades rurais que atuam no setor agropecuário a partir da criação de aves, bovinos e suínos, em sua grande maioria.

Visto o grande potencial agropecuário que a região Sudoeste apresenta para a geração de biogás, devido às elevadas quantidades de efluentes produzidos em razão da alta produtividade é necessário à busca por tecnologias a fim de expandir essa cadeia energética. Como consequência, diminuindo impactos ambientais e trazendo benefícios aos produtores rurais que possuem sistemas de geração de biogás em suas propriedades. Bem como, aprimorar plantas de biogás já existentes, objetivando a melhora da qualidade do biogás, resultando em menos custo e mais rendimento.

### 3. OBJETIVOS

#### 3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a composição do biogás proveniente de diferentes resíduos agropecuários em propriedades rurais do Sudoeste do Paraná, analisando e relacionando os parâmetros operacionais do processo de digestão anaeróbia.

#### 3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Selecionar três propriedades geradoras de biogás, sendo uma a partir de resíduos da avicultura, uma da bovinocultura e outra da suinocultura no Sudoeste do Paraná detentoras de biodigestores;
- Realizar a coleta e a caracterização físico-química do efluente das propriedades selecionadas;
- Analisar a composição e qualidade do biogás gerado *in loco* nas propriedades selecionadas;
- Diagnosticar possíveis melhorias nas condições operacionais dos biodigestores e sua influência no processo global;
- Comparar os resultados das análises de cada propriedade, verificando a capacidade de conversão energética do gás.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

Os experimentos foram conduzidos no Laboratório de Biotecnologia Ambiental e Alimentos (LABIA) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, Campus Dois Vizinhos, Paraná, Brasil.

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS BIODIGESTORES DAS PROPRIEDADES

Conforme já mencionado, o processo de digestão anaeróbia depende da ação conjunta de um consórcio de microrganismos atuando em sintrofia em condições específicas de crescimento. Com isso, têm-se condições operacionais importantes que devem ser monitoradas e conhecidas para o correto funcionamento dos biodigestores. Neste estudo, alguns parâmetros de importância ao processo de digestão anaeróbia foram levantados com o objetivo de auxiliar a análise e discussão dos resultados obtidos. São eles: a configuração do biodigestor em funcionamento nas plantas, o tempo de retenção hidráulica (TRH) e a carga orgânica volumétrica (COV).

O TRH é o tempo médio em que o substrato permanece no interior do biodigestor para que ocorra o processo de biodigestão de maneira adequada (KUNZ *et al.*, 2019). O TRH foi calculado através da Equação 1.

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

Onde:

$TRH$  = Tempo de retenção hidráulica (d)

$V$  = Volume do biodigestor ( $m^3$ )

$Q$  = Vazão de alimentação ( $m^3 d^{-1}$ )

A COV representa a quantidade de matéria orgânica que pode ser aplicada ao biodigestor em um determinado intervalo de tempo. Assim, uma COV adequada proporciona condições satisfatórias ao crescimento dos microrganismos, garantindo maior estabilidade do

processo anaeróbio. Do mesmo modo, uma COV inadequada pode levar a sobrecarga ou a subutilização do biodigestor (KUNZ *et al.*, 2019). A COV foi calculada através da Equação 2.

$$COV = \frac{SV}{TRH} \quad (2)$$

Onde:

$COV$  = Carga orgânica volumétrica ( $\text{KgSV m}^{-3} \text{d}^{-1}$ )

$SV$  = Concentração de sólidos voláteis presentes no substrato ( $\text{Kg m}^{-3}$ )

$TRH$  = Tempo de retenção hidráulica (d)

## 4.2 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES

Os efluentes agropecuários coletados foram provenientes de três propriedades rurais da região Sudoeste do Paraná, de acordo com a atividade específica exercida, sendo uma propriedade geradora de resíduos da avicultura, uma da bovinocultura e outra da suinocultura.

Amostras dos efluentes agropecuários foram coletadas na entrada e na saída do biodigestor para caracterização. A coleta das amostras foi realizada uma vez, devido à pandemia do Covid-19, no mês de Julho de 2020. Como o processo de digestão anaeróbia é mediado por um consórcio de microrganismos em simbiose e, cada grupo operando em condições específicas, a caracterização dos dejetos de cada propriedade rural foi realizada a partir de análises físico-químicas de Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Amoniacal ( $\text{N-NH}_3$ ), Potencial Hidrogeniônico (pH), Alcalinidade e Sólidos Totais, Fixos e Voláteis (ST, SF e SV) todas conforme metodologia proposta no *Standard Methods* (APHA, 2017) e realizadas em triplicata.

### 4.2.1 Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Utilizou-se o método de refluxo fechado colorimétrico em espectrofotômetro, leitura em comprimento de onda de 600 nm, conforme metodologia 5220 D proposta no *Standard Methods* (APHA, 2017). O princípio da técnica consiste na oxidação das amostras em solução

fortemente ácida, com um excesso de dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ ), resultando na mudança de cromo do estado hexavalente ao estado trivalente, sendo ambas as espécies de cromo absorvidas na região visível do espectro e podendo ser medidas em um espectrofotômetro.

#### 4.2.2 Determinação de Nitrogênio Amoniacal (N-NH<sub>3</sub>)

A análise de nitrogênio amoniacal foi realizada com eletrodo de íon seletivo segundo procedimento descrito no *Standard Methods*, 4500-NH<sub>3</sub> D (APHA, 2017) pelo método potenciométrico. A técnica consiste em um eletrodo seletivo para amônia que usa uma membrana permeável a gases para separar a solução da amostra a partir de uma solução interna de eletrodo de cloreto de amônio (NH<sub>4</sub>Cl). A amônia dissolvida (NH<sub>3(aq)</sub> e NH<sub>4</sub>) é convertida a NH<sub>3(aq)</sub> por elevação do pH para acima de 11 com uma base forte, NaOH (10 mol L<sup>-1</sup>). NH<sub>3(aq)</sub> se difunde através da membrana e altera o pH da solução interna que é detectado por um eletrodo de pH. O nível fixo de cloreto na solução interna é detectado por um eletrodo de íon seletivo de cloreto que serve como eletrodo de referência.

#### 4.2.3 Determinação do Potencial Hidrogeniônico (pH)

A medição foi realizada por meio de pHmetro digital, marca Alfakit, modelo AT - 315, previamente calibrado com solução tampão de pH 4,0, 7,0 e 10 conforme indicado pelo *Standard Methods*, método 4500-H<sup>+</sup> B (APHA, 2017). Posteriormente à calibração, foram aferidos os valores de pH por meio da inserção do eletrodo nas amostras até obter um valor estável.

#### 4.2.4 Alcalinidade

Para a determinação de alcalinidade, foi utilizado o método de titulação potenciométrica seguindo metodologia proposta no *Standard Methods* 2320 B (APHA, 2017). Este método é aplicável à determinação da presença de carbonatos e bicarbonatos em sistemas de tratamento de águas e águas residuais.

A alcalinidade é expressa na forma de concentração de carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) e, foi determinada através da titulação da amostra com solução padrão de ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ), onde o valor de alcalinidade foi obtido pela Equação 3.

$$Alc = M.E. \frac{50000}{D} \quad (3)$$

Onde:

$Alc$  = Alcalinidade ( $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ )

$D$  = Volume de amostra (mL)

$E$  = Volume de titulante gasto (mL)

$M$  = Concentração de solução de ácido sulfúrico ( $\text{mol L}^{-1}$ )

$50.000$  = Coeficiente de ajuste da unidade de medida

#### 4.2.5 Sólidos Totais, Fixos e Voláteis (ST, SF e SV)

A análise foi realizada segundo procedimento descrito no *Standard Methods*, 2540 D e 2540 E (APHA, 2017). As amostras foram secas em estufa a  $105^\circ\text{C}$  (ST), calcinadas em mufla a  $550^\circ\text{C}$  (SF) e, os SV foram determinados pelo cálculo da diferença entre os ST e SF.

### 4.3 ANÁLISE DA COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS

Para a realização da análise da composição dos gases constituintes do biogás utilizou-se o Kit comercial “Análise de Biogás” da empresa Alfakit, Florianópolis – SC, desenvolvido em parceria com a Embrapa Suínos e Aves. Essa metodologia possibilita analisar a eficiência energética dos biodigestores quanto à produção de gás metano ( $\text{CH}_4$ ) e demais parcelas de outros gases como, dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) com um limite de detecção de 20 a 1020 ppmV e amônia ( $\text{NH}_3$ ) com um limite de detecção de 15 a 1310 ppmV.

Para a coleta do biogás, foi desenvolvido um adaptador a fim de garantir que a coleta do gás seja apenas do biogás, sendo livre da contaminação do oxigênio ou outros gases presentes na atmosfera que possam apresentar resultados indesejáveis como um falso positivo ou negativo durante a análise.



Figura 5 - Adaptador desenvolvido para coleta do biogás



Fonte: Aatoria própria (2020).

As amostras de biogás foram coletadas nas propriedades rurais em *bags* específicas logo na saída do biodigestor. O tempo médio estabelecido para a duração do diagnóstico foi de aproximadamente 30 minutos, sendo a coleta de amostragem realizada uma vez, juntamente com a coleta do dejetos para caracterização físico-química.

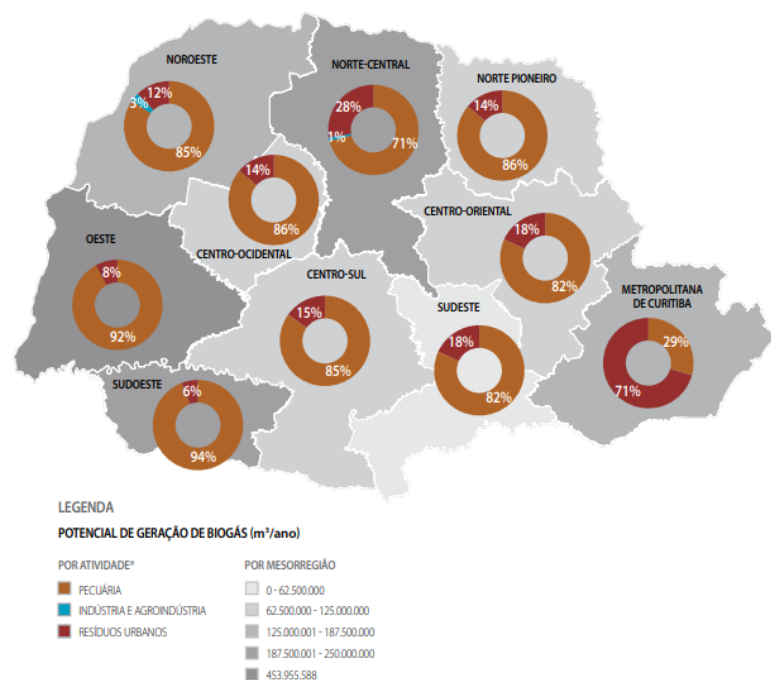
## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 PLANTAS DE BIOGÁS NO SUDOESTE DO PARANÁ

Atualmente, existem no Brasil 371 plantas de biodigestores em operação. Deste total, o Paraná detém 64 plantas, representando 17% do total do país. O volume de dejetos tratados é de  $1.486.992 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ , com um volume de biogás produzido de  $21.841.836 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ . Além do grande potencial existente no estado, a elevada concentração de sistemas de biodigestão com aproveitamento energético se deve ao incentivo fornecido por projetos de pesquisa fomentados na região e pela criação da CIBiogás, em meados de 2008 (MAPA, 2019).

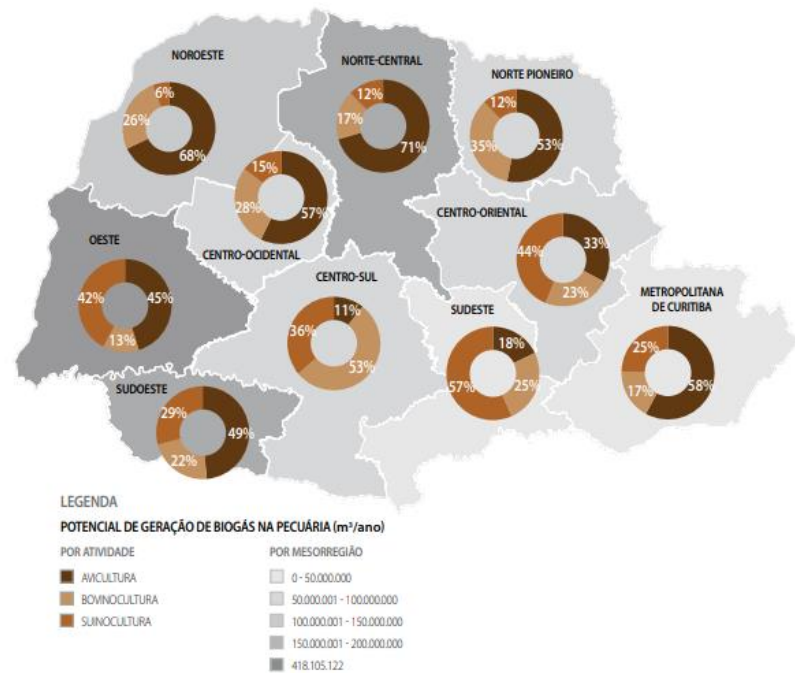
Neste panorama, o Paraná tem posição privilegiada, visto a relevância do estado na pecuária brasileira. A Figura 6 demonstra o potencial de geração de biogás por mesorregião e distribuição por atividade (pecuária, indústria e agroindústria e resíduos urbanos). As atividades pecuárias com maior expressão no estado são a avicultura, bovinocultura e suinocultura, conforme demonstrado na Figura 7. Em virtude disso, as seleções das propriedades para o desenvolvimento do projeto operam na linha de produção supracitada, dado que, compilando as informações bibliográficas levantadas essas são as mais relevantes.

Figura 6 - Potencial de geração de biogás por mesorregião e distribuição desse potencial por atividade



Fonte: FIEP, 2016.

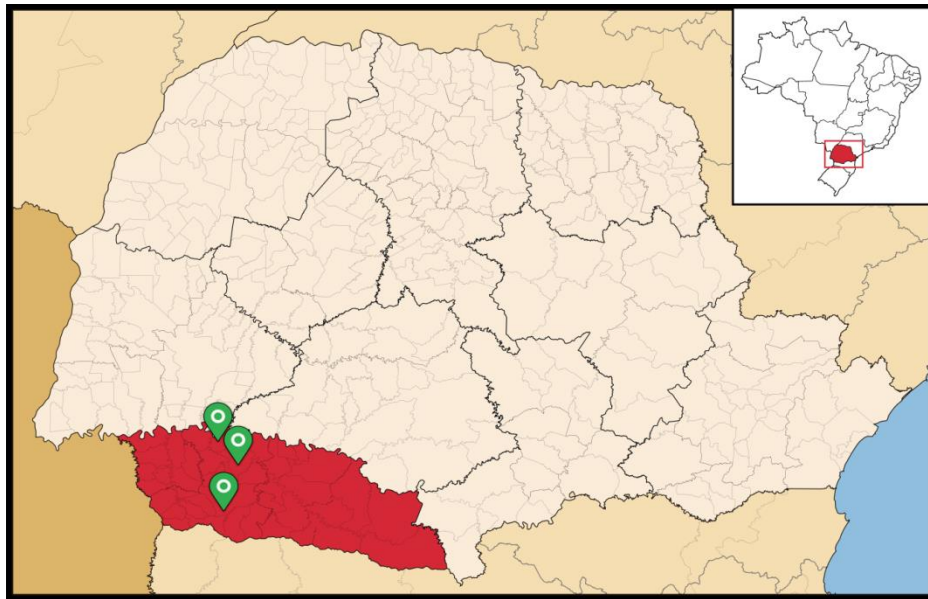
Figura 7 - Potencial de geração de biogás na pecuária  $m^3 \text{ ano}^{-1}$



Fonte: FIEP, 2016.

Para a seleção das três propriedades geradoras de biogás, sendo uma a partir de resíduos da avicultura, uma da bovinocultura e outra da suinocultura no Sudoeste do Paraná detentoras de biodigestores alguns fatores foram levados em consideração, são eles: três diferentes municípios objetivando assim maior representatividade da região Sudoeste, aspectos de logística, propriedades previamente conhecidas e, as três propriedades possuem conexão à rede elétrica. A Figura 8 representa o estado do Paraná, apresentando a delimitação da região Sudoeste e a localização das respectivas propriedades escolhidas.

Figura 8 - Mapa do Paraná com a delimitação da mesorregião Sudoeste em vermelho e a localização das propriedades selecionadas representadas pelo ícone verde

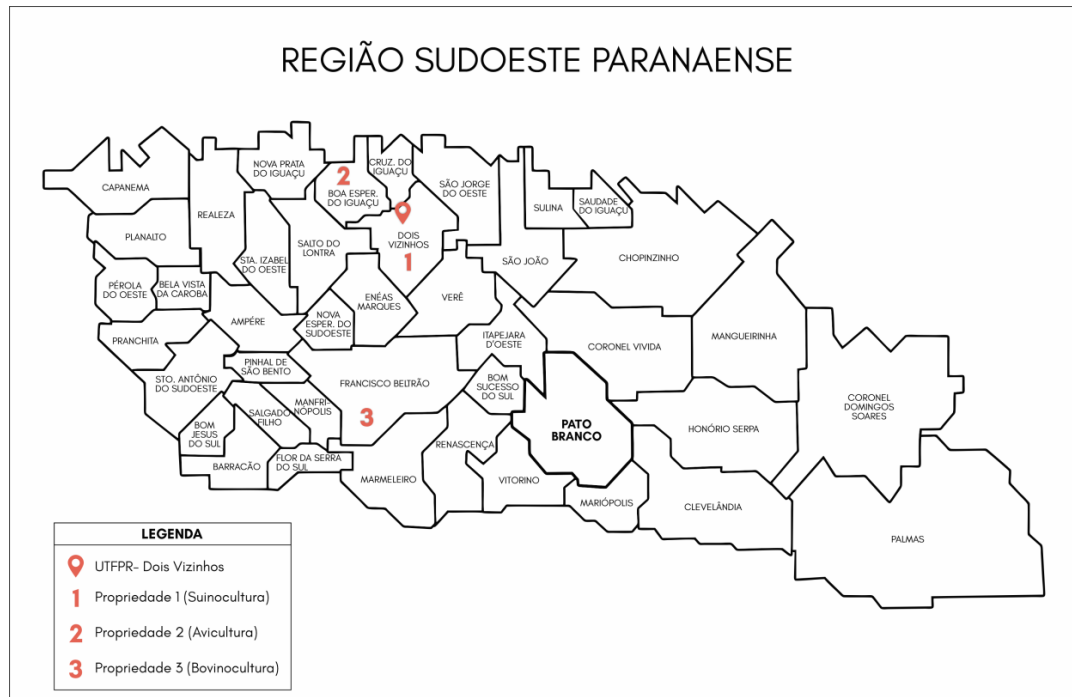


Fonte: Autoria própria (2020).

## 5.2 CARACTERIZAÇÃO DAS PROPRIEDADES RURAIS

A Figura 9 apresenta o mapa da região Sudoeste do Paraná indicando a localização das propriedades escolhidas, sendo: (i) propriedade 1, localizada no município de Dois Vizinhos cuja atividade produtiva é a de suínos; (ii) propriedade 2, situada no município de Boa Esperança do Iguaçu, cuja atividade produtiva é a de aves e (iii) propriedade 3, localizada no município de Francisco Beltrão, cuja atividade produtiva é a de bovinos.

Figura 9 - Mapa da Região Sudoeste do Paraná



Fonte: Autoria própria (2020).

A propriedade cuja atividade produtiva é a de aves (Figura 9, número 2) situa-se no município de Boa Esperança do Iguaçu. A propriedade possui capacidade para alojar 127.200 aves por lote, sendo realizados 8 lotes por ano. A planta de biogás conta com o modelo de biodigestor do tipo CSTR, com agitação. O mesmo possui capacidade para armazenar um volume (V) de 1650 m<sup>3</sup>.

Já a propriedade cuja atividade produtiva é a de bovinos (Figura 9, número 3) está localizada no município de Francisco Beltrão. O modelo de biodigestor implantado é do tipo CSTR, o qual é caracterizado pela homogeneização do substrato devido à presença de sistema de agitação, garantindo melhor desempenho do substrato para a biodigestão (AMARAL, 2017). A propriedade conta com um plantel de 100 animais confinados no sistema *compost barn*. O biodigestor possui capacidade de armazenamento de um volume (V) de 650 m<sup>3</sup>, com uma vazão de alimentação (Q) de 10 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>.

A propriedade cuja atividade produtiva é a de suínos (Figura 9, número 1) está localizada no município de Dois Vizinhos. O modelo de biodigestor encontrado na propriedade é do tipo BLC, o mesmo é caracterizado pelo baixo nível tecnológico, não possuindo sistema de agitação e nem de aquecimento sendo de fácil construção e operação (KUNZ *et al.*, 2019). A propriedade conta com um total de 1000 matrizes. A vazão de alimentação (Q) é de 22,8 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> com um volume (V) de armazenamento de 1008 m<sup>3</sup>.

A tabela 3 apresenta os resultados dos parâmetros TRH e COV das propriedades analisadas neste estudo.

Tabela 3 - TRH e COV

Tipo de substrato	Modelo de biodigestor	TRH (d)	COV (KgSV m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )
Aves	CSTR	*	*
Bovinos	CSTR	65	1,22
Suínos	BLC	44	0,15

\*Dados não conhecidos pelo produtor

Fonte: Autoria própria (2020).

No processo de digestão anaeróbia, os SV são bastante utilizados para avaliação da capacidade de geração de biogás, pois são associados à fração biodegradável da matéria orgânica. A COV em SV para dejetos agropecuários varia de 0,5 a 1,5 KgSV m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> para biodigestores de baixa carga – como os BLCs – e, de 1,5 a 3,5 KgSV m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> para biodigestores de alta carga – como os CSTRs (KUNZ *et al.*, 2014).

Conforme a Tabela 3, os dejetos bovinos tratados por um biodigestor CSTR, apresentaram um TRH de 65 d e uma COV de 1,22 KgSV m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>. Para Kunz *et al* (2019), esse modelo de biodigestor possui capacidade para elevada COV, de 1 a 4 KgSV m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>. Já, o TRH mínimo descrito pelo autor é de 15 a 20 d, podendo sofrer variações em função do substrato. No mesmo contexto, Amaral (2017), em sua pesquisa, estudando o processo de digestão anaeróbia em reator CSTR tratando dejetos suíno, com o objetivo de avaliar a influência de parâmetros operacionais de TRH e COV, observou que um TRH de 20 d e uma COV de 1,06 KgSV m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> resultam em maior produtividade na planta de biogás. Para tornar o uso da tecnologia de biodigestores CSTR economicamente viável, devido ao seu alto custo de implantação quando comparado a outros biodigestores como o BLC, por exemplo, tem-se a necessidade de um substrato com elevada concentração de SV, como é o caso dos dejetos bovinos (Gráfico 2) que neste estudo apresentaram a maior concentração de SV quando comparado aos demais substratos. Neste caso, como uma das alternativas viáveis para aumentar a eficiência do processo sugere-se reduzir o TRH, aumentando assim a COV, visto que se apresentou baixa em relação à capacidade que um biodigestor CSTR é capaz de suportar, ou ainda, aumentar o plantel de animais.

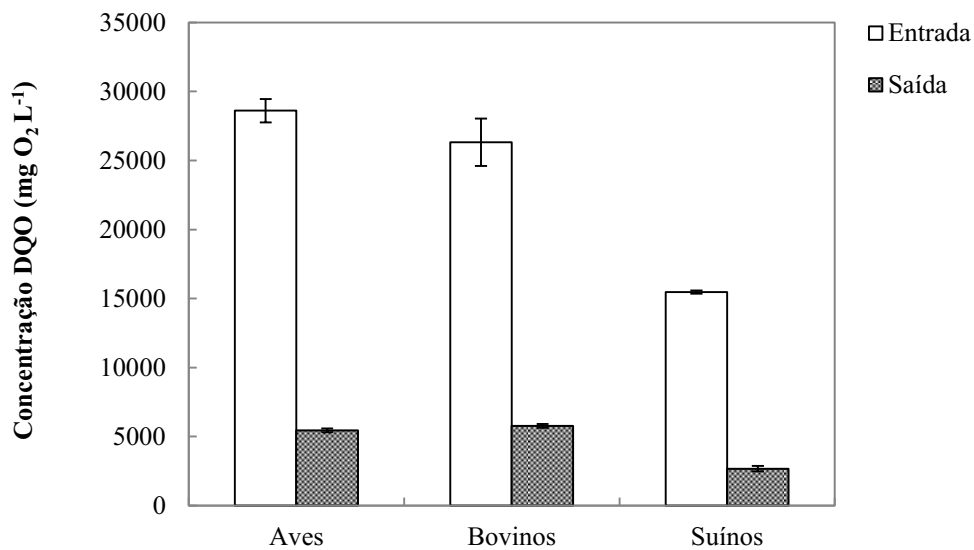
Para o dejetos suíno, tratado por um biodigestor do tipo BLC, o TRH foi de 44 d e a COV foi de  $0,15 \text{ KgSV m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  (Tabela 3). Para Lins (2017), em seu estudo, sobre o efeito da COV sobre a produção de biogás utilizando dejetos suíno em diferentes configurações de reatores anaeróbios, obteve para o experimento com BLC uma COV de  $0,5 \text{ KgSV m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  e um TRH de 34 d, os quais apresentaram os melhores resultados de produtividade de biogás. De acordo com Kunz *et al* (2019), o modelo de biodigestor BLC, geralmente é usado para tratar substratos que apresentam baixa concentração de sólidos e uma baixa COV, entre 0,3 a  $0,5 \text{ KgSV m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , tal informação corrobora com os dados encontrados neste estudo, onde o dejetos suíno apresentou a menor concentração de SV (Gráfico 2) bem como, a menor concentração de ST e SF (Gráfico 5). Para obter uma produção de biogás economicamente viável, deve-se buscar a maior concentração de SV possível, dessa forma, o manejo adequado das unidades deve ser levado em consideração, evitando a diluição dos dejetos através de excesso d'água na limpeza das instalações, água desperdiçada pelos bebedouros e até mesmo água de chuva (OLIVEIRA *et al.*, 2005).

### 5.3 EFICIÊNCIA DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS

A análise de DQO, normalmente é realizada para estimar a matéria orgânica (carbono) disponível na amostra. Do mesmo modo, a análise de SV, se refere à matéria biodegradável disponível no substrato com potencial para geração de biogás. A razão SV/ST relaciona o teor de SV e ST presente em uma amostra, essa relação infere no quanto biodegradável é o substrato e, sendo biodegradável, paralelamente apresentam capacidade para produção de biogás. Os resultados e interpretação referente a estes parâmetros serão apresentados na sequência.

O Gráfico 1 apresenta a concentração de DQO obtida na entrada e saída dos biodigestores. Pode-se verificar que a atividade produtiva avícola apresentou o maior valor de DQO ( $28.610,96 \pm 6,87 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ), seguido pela atividade bovinícola ( $26.317,80 \pm 12,14 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) e, suinícola ( $15.461,38 \pm 4,04 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ). Em termos de redução de DQO, o estudo mostrou uma melhor eficiência para os dejetos suínos, com 82,72% de eficiência, seguido de dejetos de aves (80,97%) e dejetos bovinos (78,08%).

Gráfico 1 - Concentração de DQO



Fonte: Autoria própria (2020).

De acordo com o estudo de Vivan *et al* (2010), o qual caracterizou-se dejetos suínos, foram obtidos valores de entrada e saída de 41.889 e 23.545 mg L<sup>-1</sup> para DQO, respectivamente, valores acima do observado nesse estudo. Wenzel *et al* (2014) obtiveram valores de entrada e saída dos biodigestores respectivamente, de 8.649 e 2.351 mg L<sup>-1</sup>, valores próximos aos obtidos nesse estudo. De uma forma geral, a composição química e física dos efluentes está associada ao tipo de manejo adotado e aos aspectos nutricionais, apresentando desta forma variações na concentração dos elementos componentes (PERDOMO, 2001).

No mesmo contexto, Garcia *et al* (2008), caracterizando dejetos da bovinocultura, encontrou a média de 18.484 e 4.343 mg L<sup>-1</sup> de DQO, para entrada e saída, respectivamente. Enquanto, Vidal (2015) apresentou em seus estudos valores próximos a 30.000 e 13.000 mg L<sup>-1</sup>.

Para dejetos avícolas, Moreno *et al* (2020) obteve a média de 25.061 mg L<sup>-1</sup> para DQO em análise inicial, com uma redução de 42,8 mg L<sup>-1</sup> ao final do tratamento. Parzianello (2011), caracterizando dejetos de cama de aviário encontrou uma concentração de DQO de 30.212 mg L<sup>-1</sup>, entretanto, o autor não realizou análise de DQO após o processo de biodigestão. Neste caso, os resultados se assemelham ao encontrado na literatura.

O Gráfico 2 apresenta a concentração de SV dos dejetos caracterizados neste estudo. Conforme já mencionado, a razão SV/ST indica o grau de biodegradabilidade do substrato.



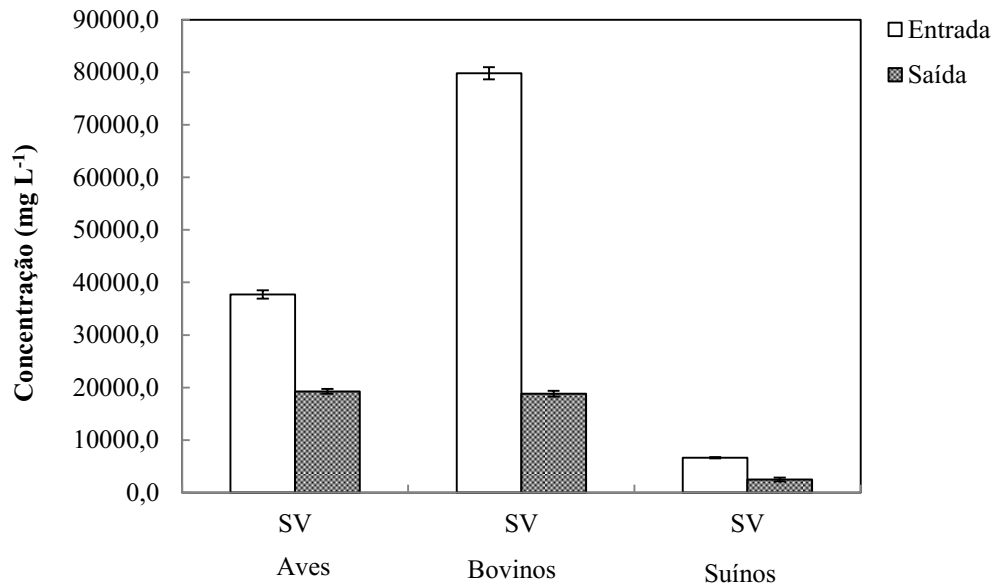
Para esta razão, é importante salientar que quanto menor o seu valor, menor é a quantidade de SV presente na amostra (ROCHA; COSTA, 2016). Neste estudo, o dejetos bovino apresentou relação  $SV/ST = 0,85$  e  $0,70$  para entrada e saída do biodigestor, respectivamente, indicando maior biodegradabilidade quando comparado aos demais substratos. No mesmo contexto, os dejetos suínos apresentaram uma relação  $SV/ST = 0,66$  e  $0,57$  para entrada e saída e, o dejetos de aves com uma relação  $SV/ST = 0,63$  e  $0,54$  para entrada e saída do biodigestor, respectivamente.

Conforme o gráfico, os dejetos bovinos apresentam a maior concentração de SV, seguido por aves e suínos. Em termos de eficiência, o dejetos bovinícola obteve a maior remoção, com 76,42%, após, com 62,31% de remoção o dejetos suinícola e, uma remoção de 48,91% para o dejetos avícola. A remoção de SV é de suma importância, pois, representa a capacidade de conversão da matéria orgânica em biogás. Para Oliveira; Higarashi (2006), o bom desempenho de um biodigestor em relação à produção de biogás está associado à concentração de SV existente no substrato, sendo os SV diretamente responsáveis pela produção de biogás, assim, quanto maior a concentração de SV maior será a capacidade de geração de biogás. Assim, em termos quantitativos de potencial, pode-se concluir que respectivamente, o maior valor está atrelado aos efluentes da bovinocultura, seguido das aves e dos suínos.

Ainda, em relação à eficiência dos biodigestores, cabe ressaltar que cada modelo de biodigestor apresenta configurações específicas e os mesmos diferem neste aspecto. Assim, biodigestores do tipo CSTR apresentam diferenciais tecnológicos superiores quando comparados a um BLC, o que pode explicar a maior eficiência de remoção do dejetos bovino, além de que, biodigestores CSTR são mais indicados para o tratamento de substratos com maior composição de ST.

De acordo com o site da agência de Mapeamento e Análise das Fontes das Energias Renováveis no Sudoeste do Paraná, a partir de estudos realizados na região, afirma que a mesma apresenta potencial em energia renovável, especialmente a partir da geração de biogás, isso em decorrência do setor agropecuário altamente produtivo. Tal dado corrobora com o presente estudo, como podemos observar a partir dos resultados encontrados dos diferentes substratos analisados, além de que, o fomento a pesquisa local, incentiva à busca pela diversificação da matriz energética brasileira, proporcionando desta forma maior segurança energética nacional.

Gráfico 2 - Concentração de SV



Fonte: Autoria própria (2020).

#### 5.4 PARÂMETROS DE CONTROLE DOS BIODIGESTORES

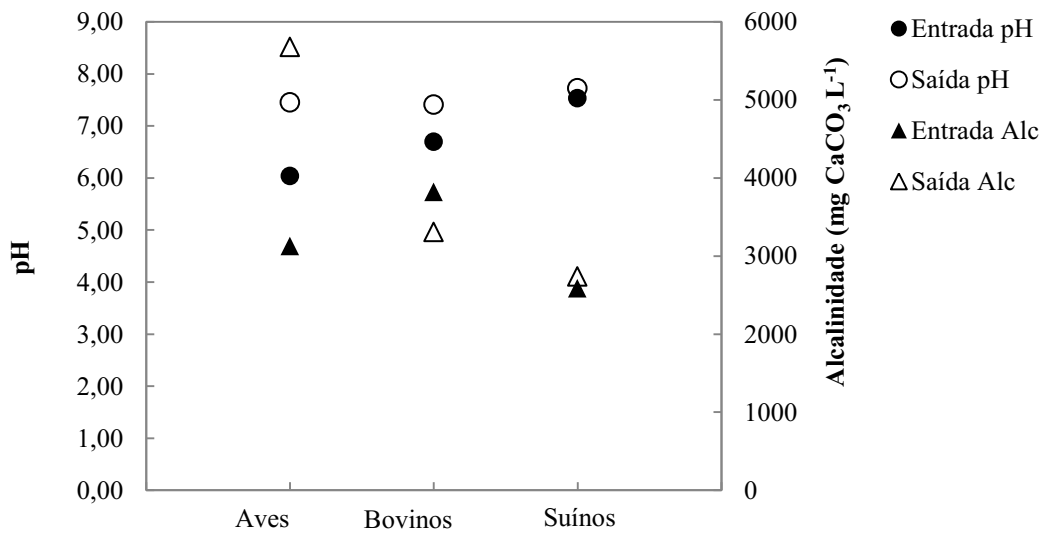
Com base na caracterização físico-química dos efluentes, foi possível determinar alguns parâmetros representativos do processo de biodigestão anaeróbia. Os dados foram analisados buscando alternativas satisfatórias quanto ao desenvolvimento dessa tecnologia nas propriedades rurais do Sudoeste Paranaense.

O Gráfico 3 exhibe os resultados experimentais obtidos a partir da análise de pH. Para este parâmetro, os valores de pH, tanto para o afluente quanto efluente mostraram-se dentro da faixa recomendada pela literatura para biodigestores, entre 6 e 8 (DAL MAGO, 2009). Oliveira e Higarashi (2006) obtiveram valores médios de pH para o afluente de 7,8 e 7,2 para o efluente, observando um biodigestor abastecido com dejetos suínos. De Andrade (2018) em sua pesquisa, encontrou valores médios do parâmetro supracitado de 7,8 para o afluente e 7,7 para o efluente respectivamente, analisando dejetos da suinocultura.

No mesmo contexto, em estudo tratando dejetos bovinos, Garcia *et al* (2008) encontrou valores médios de pH para a entrada e saída do biodigestor de 7,4 e 8,6. Esses resultados, porém, diferem dos obtidos no presente estudo, com valores de 6,7 e 7,41 para afluente e efluente. O estudo de Batti (2018) apresentou pH de entrada e saída próximos a 8,0. Khalid *et al* (2011) em estudos voltados a digestão anaeróbia concluíram que a faixa de pH ótimo para esse tipo de processo está em torno de 7,0.

Para Moreno *et al* (2020) em sua pesquisa visando aumentar a produção de metano de cama de frango na digestão anaeróbia usando nanopartículas de magnetita obteve-se valores médios de pH 7,0 para o afluente e 7,7 para o efluente, valores estes do grupo controle. No estudo de De Oliveira *et al* (2003) ao avaliar a cama de frango tratada ou não com diferentes aditivos encontraram valores de pH próximo a 7,6. Os autores não realizaram a verificação deste parâmetro ao final do tratamento.

Gráfico 3 - Concentração de Alcalinidade (Alc) e pH



Fonte: Autoria própria (2020).

O consórcio de microrganismos atuantes na digestão anaeróbia é bastante diversificado e, cada grupo tem uma faixa diferente de pH considerado ótimo (KUNZ *et al.*, 2019). Deste modo, o pH afeta diretamente a atividade de biodigestão, visto que os microrganismos não toleram ambientes ácidos ou alcalinos (LIU *et al.*, 2012). Segundo Kunz *et al* (2019) a maioria dos problemas encontrados em processos anaeróbios pode ser atribuída ao acúmulo de ácidos voláteis e, conseqüentemente, a redução do pH. Essa queda do pH é normalmente combatida pelas metanogênicas, buscando manter o sistema em equilíbrio, ou seja, o meio neutro.

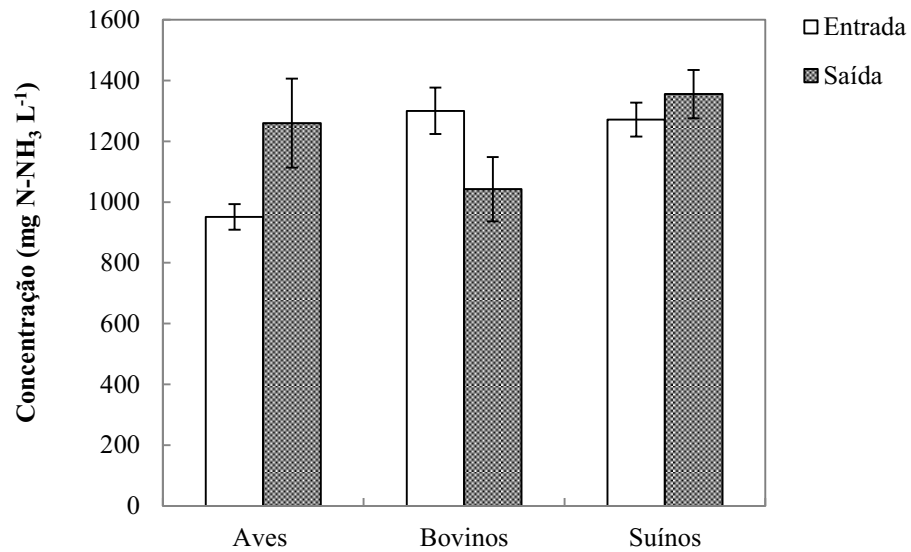
O pH e a alcalinidade são fatores que estão interligados (Gráfico 3). A alcalinidade de um processo anaeróbio representa a capacidade do meio de neutralizar ácidos, assim, mantendo o pH próximo à faixa exigida pelos microrganismos (VEEKEN *et al.*, 2000). Neste estudo, os valores de alcalinidade para o dejetos suíno na entrada e saída do biodigestor foi de 2.586,67 e 2.736,67 mg de C<sub>a</sub>CO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> respectivamente. Para os dejetos avícolas, os valores

obtidos para entrada e saída foram 3.126,67 e 5.680 mg de  $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ , respectivamente. Para os dejetos bovinos, os valores obtidos para entrada e saída foram de 3.820 e 3.306,67 mg de  $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ , respectivamente.

Segundo Metcalf; Eddy (2003) a concentração encontrada comumente para a alcalinidade situa-se na faixa de 3.000 a 5.000 mg de  $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ . Já para Anastácio (2010), valores de alcalinidade entre 2.500 e 5.000 mg de  $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$  são satisfatórios para garantir um adequado poder de tamponamento e estabilidade do sistema. Deste modo, os resultados apresentados no Gráfico 3 encontram-se de acordo com a literatura.

O Gráfico 4, apresenta os dados obtidos através da análise de  $\text{N-NH}_3$ . Em síntese, a amônia não é degradada pela digestão anaeróbia, como podemos observar nos resultados expressos no Gráfico 4, o qual exibe concentrações de  $\text{N-NH}_3$  variando entre 900 a 1.400 mg  $\text{N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$  para a entrada e saída dos biodigestores, respectivamente. No entanto, considerando o uso do digestato como biofertilizante, neste estudo, a presença da amônia pode ser considerada fonte de nitrogênio no processo de adubação. Considerando o papel essencial do N para o desenvolvimento das plantas e atrelado ao fato das propriedades em estudo estarem associadas ao manejo de culturas anuais, este efluente poderá ser utilizado como biofertilizante sem a necessidade de gastos extras com complementação de outras formas nitrogenadas.

Soares *et al* (2010) em estudos de caracterização físico-química de efluentes suínos obtiveram valores de  $\text{N-NH}_3$  para o afluente de 1.736 mg  $\text{L}^{-1}$ , e, 2.247 mg  $\text{L}^{-1}$  para o efluente. Nunes *et al* (2011), analisando as propriedades físico-químicas do dejetos suíno encontraram valores de 865 mg  $\text{L}^{-1}$  de  $\text{N-NH}_3$ . De Campos *et al* (2002), tratando dejetos bovinos obtiveram valores médios de  $\text{N-NH}_3$  de 688 mg  $\text{L}^{-1}$  no afluente e, 586 mg  $\text{L}^{-1}$  para o efluente. Em sistemas naturais para tratamento de resíduos líquidos de bovinocultura de leite, Da Silva (2013) apresentou uma concentração média de  $\text{N-NH}_3$  de 1.468 mg  $\text{L}^{-1}$  para o afluente. Oviedo-Rondón (2008) em estudo sobre tecnologias para mitigar o impacto ambiental da produção de frangos de corte, caracterizando o dejetos avícola, obteve valores de 3.500 mg de  $\text{N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ . Assim, os resultados obtidos nesse trabalho corroboram com os dados encontrados na literatura, com valores até inferiores aos estudos citados.

Gráfico 4 - Concentração de N-NH<sub>3</sub>

Fonte: Autoria própria (2020).

O Gráfico 5, apresenta as concentrações de ST e SF na entrada e saída dos biodigestores deste estudo. A fração de ST corresponde à matéria sólida, ou seja, a matéria que permanece após a retirada da umidade conforme procedimentos padrão para este tipo de análise e, os SF correspondem à parte inorgânica dos ST.

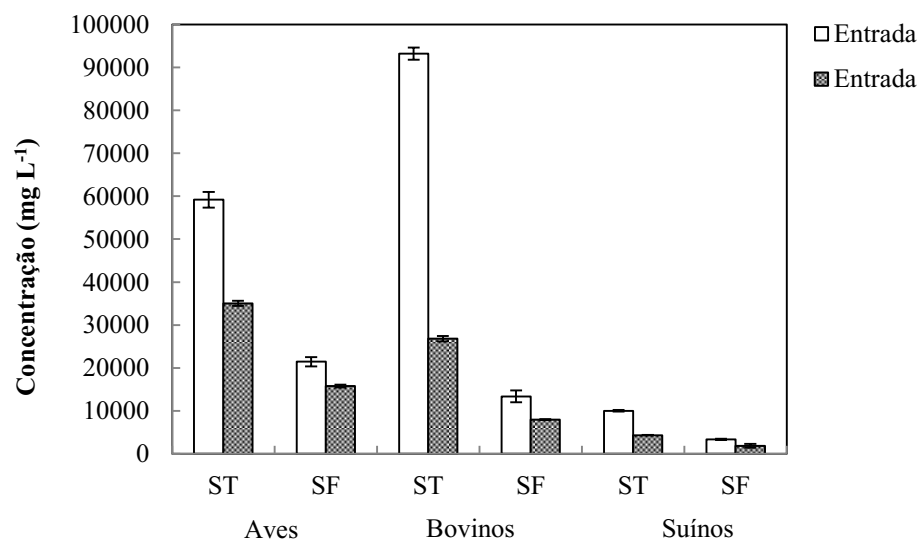
Com base nos resultados apresentados no Gráfico 5, pode-se concluir que a atividade produtiva bovínica apresentou a maior concentração de ST na entrada do biodigestor, com uma redução de 71,21% ao final do processo. Em seguida, a atividade suínica, com 56% de eficiência na remoção de ST e, a atividade avícola, com 40,75% ao final do tratamento.

Kostaneski (2018) em sua pesquisa no tratamento de dejetos da suinocultura obteve valores médios de ST para o afluente de 11.601 mg L<sup>-1</sup> e, para o efluente uma média de 5.149 mg L<sup>-1</sup>. Ainda, conforme o autor, a concentração de SF em mg L<sup>-1</sup> foi de 3.808 e 2.234 para afluente e efluente, respectivamente. Com base nos resultados obtidos, conforme demonstra o Gráfico 5, é possível constatar que os valores encontrados estão de acordo com a literatura.

No mesmo contexto, Mendonça (2009), em estudos tratando efluentes oriundos da bovinocultura de leite obteve teores médios de ST de 62.000 e 29.000 mg L<sup>-1</sup> para afluente e efluente. Correlacionando com os dados obtidos neste estudo, os valores de ST para a entrada do biodigestor, diferem, os quais apresentam uma concentração de 93.176,7 mg L<sup>-1</sup>, no entanto, corroboram com os valores da saída, que foram de 26.818,9 mg L<sup>-1</sup>.

Em suma, a eficiência global do processo de digestão anaeróbia e a produção de biogás de boa qualidade dependem dos parâmetros operacionais nos biodigestores anaeróbios. Portanto, é de fundamental importância o conhecimento dos parâmetros supramencionados, uma vez que se encontram diretamente relacionados ao equilíbrio do sistema. Desta forma, manter a conformidade do processo de tratamento ocasiona uma produção de biogás mais uniforme, além da qualidade final do efluente tratado.

Gráfico 5 - Concentração de ST e SF



Fonte: Autoria própria (2020).

## 5.5 COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS

Os resultados obtidos da composição gasosa do biogás estão apresentados na Tabela 4. O biogás, conforme já mencionado, é constituído de vários gases, destacando-se o CH<sub>4</sub>, o qual é o gás de interesse e deve apresentar maior percentual na composição do biogás bruto em relação aos demais constituintes. Deste modo, a qualidade do gás produzido na biodigestão anaeróbia está diretamente ligada à quantidade de CH<sub>4</sub> presente na mistura gasosa (LIMA; PASSAMANI, 2012). O gás CH<sub>4</sub> é um gás combustível de elevado poder calorífico, característica esta que o torna objeto de produção e interesse.

Tabela 4 - Composição do biogás

Substrato	Componentes			
	CH <sub>4</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	H <sub>2</sub> S (ppm)	NH <sub>3</sub> (ppm)
Aves	70	30	0,83	6,48
Bovinos	65	35	0,07	4,6
Suíños	70	30	0,53	2,76

Fonte: Autoria própria (2020).

Neste estudo, a maior concentração de CH<sub>4</sub> encontrada foi de 70% para o biogás oriundo dos efluentes da avicultura e da suinocultura, e 65% para o biogás proveniente dos efluentes da bovinocultura. Já, para o CO<sub>2</sub> a concentração foi de 30% para o biogás obtido da avicultura e suinocultura, e 35% para o biogás dos efluentes da bovinocultura. O teor de H<sub>2</sub>S encontrado foi de 0,83, 0,07 e 0,53 ppm para aves, bovinos e suínos, respectivamente. Devido a sua capacidade corrosiva, o H<sub>2</sub>S é considerado um componente indesejável no biogás, uma vez que pode danificar as instalações e equipamentos durante o processo de biodigestão. Assim, sua baixa porcentagem nas plantas estudadas se mostrou bastante positiva, evitando custos extras com reparos ou manutenções. Em relação ao gás NH<sub>3</sub>, os valores obtidos foram de 6,48, 4,60 e 2,76 ppm para aves, bovinos e suínos, respectivamente. Assim, pode-se concluir que a concentração de NH<sub>3</sub> no biogás do presente estudo encontra-se em baixa porcentagem.

Da Costa; Junior (2007) avaliou o potencial de produção de biogás de dejetos suínos por meio do processo de biodigestão anaeróbia, e encontrou teores de CH<sub>4</sub> superior a 70% nas duas primeiras semanas de funcionamento do biodigestor e, valores inferiores a 30% de CO<sub>2</sub> no mesmo período. Os autores, porém, não relatam sobre a presença de H<sub>2</sub>S e NH<sub>3</sub>. Apesar disso, tais resultados corroboram com os dados obtidos no presente trabalho (Tabela 3), indicando que a planta de suínos está operando de forma satisfatória.

No mesmo contexto, De Resende *et al* (2015), estudando dejetos bovinos para produção de biogás e biofertilizante por biodigestão anaeróbia, obteve uma produção média de 60% de CH<sub>4</sub>. Karlsson *et al* (2014), no Manual Básico de Biogás contextualiza que, o dejetos bovino, geralmente, apresenta potencial de produção de biogás menor quando comparado ao de aves e suínos, o que se deve ao fato de que, grande parte da matéria orgânica disponível no dejetos é degradada por esses ruminantes na fase digestiva e convertida em CH<sub>4</sub>. Isso justifica o porquê, dentre as plantas estudadas neste trabalho, a propriedade de bovinos apresentou os menores valores de CH<sub>4</sub> (65%, Tabela 3).

Na geração de biogás utilizando cama de aviário e manipueira, Suzuki (2012), demonstrou que a quantidade de cama de frango utilizada nos tratamentos influencia de maneira considerável a produção de biogás, assim, quanto maior o percentual do dejetos maior foi a produção de biogás. Ainda, conforme o autor, o grupo controle foi composto somente por cama de aviário, tal tratamento apresentou uma produção média de 66,88% de CH<sub>4</sub> e 30,73% de CO<sub>2</sub>, corroborando com os dados obtidos por este trabalho.

Por muito tempo o biogás foi considerado apenas como um subproduto com baixo aproveitamento energético, obtido por meio da decomposição anaeróbia. No entanto, em tempos em que o combate às mudanças climáticas vem ganhando cada vez mais importância, bem como o surgimento de problemas ambientais cada vez mais agravantes, levaram a mudanças nesse cenário. A procura por fontes energéticas sustentáveis e ambientalmente corretas ocasionaram o aumento do interesse por fontes alternativas de energia, como o biogás, por exemplo, o qual vem se destacando como uma opção interessante e economicamente viável que vem ganhando destaque na matriz energética brasileira para fontes mais limpas (SALOMON, 2007).

De maneira geral, o setor do biogás vem se consolidando na pecuária para a geração de energia elétrica, visto à grande disponibilidade de efluentes dessa cadeia produtiva, bem como à procura por sistemas de gerenciamento correto desses resíduos com uma visão econômica de redução de custos de produção e, sob uma perspectiva ambiental. Dessa forma, a diversificação da matriz energética brasileira traz muitos benefícios ao país, possibilitando vantagens ambientais, sociais e econômicas por meio dessa fonte de energia disponível em grande escala, principalmente na mesorregião Sudoeste do Paraná (MARIANI; FERNANDES, 2019).



## 6. CONCLUSÃO

Os dados de caracterização físico-química dos efluentes estão de acordo com as informações disponíveis na literatura e com atividade satisfatória de produção. No entanto, notou-se uma carência de monitoramento das plantas instaladas na região, com falta de informações essenciais para o correto gerenciamento dos biodigestores e do processo de digestão anaeróbia. Atrelar o conhecimento técnico com o trabalho de campo pode trazer ainda mais benefícios para as propriedades, aumentando o potencial de produção de biogás e reduzindo ainda mais os custos com energia elétrica.

Por fim, através da correlação dos resultados experimentais obtidos da composição do biogás dos diferentes substratos agropecuários, pode-se afirmar que a cadeia produtiva de biogás apresenta elevado potencial para a geração de energia elétrica e contribuição energética renovável no cenário brasileiro. Visto que, a composição de  $\text{CH}_4$  no biogás analisado foi de 70% para aves e suínos e 65% para bovinos. Desta forma, espera-se contribuir para um melhor desenvolvimento dessa tecnologia nas propriedades rurais do Sudoeste paranaense, aliando o conhecimento técnico da comunidade acadêmica com a prática e necessidade da sociedade em geral visando à obtenção de resultados satisfatórios.

## REFERÊNCIAS

- ABPA. Relatório anual da Associação Brasileira de Proteína Animal. **Associação Brasileira de Proteína Animal**, 2018.
- AMARAL, L. A. et al. Água utilizada em suinocultura como fator de risco a saúde humana e animal. **Ars Veterinária**, 2005.
- AMARAL, A. C. do. Digestão anaeróbia de dejetos suínos: potencial bioquímico de metano e a influência de estratégias operacionais. Tese (Doutorado) – Universidade estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, 2017.
- ANASTÁCIO, M. C. F. (2010) Produção de energia na forma de biogás a partir de resíduos animais para o desenvolvimento rural. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Porto, Porto.
- ANTONIO, M. et al. BIODIGESTORES RURAIS NO CONTEXTO DA ATUAL CRISE DE ENERGIA ELÉTRICA BRASILEIRA E NA PERSPECTIVA DA SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL. 2008.
- APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23 ed. Washington: American Public Health Association, 2017.
- APPELS, L. et al. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion**, v. 34, p. 755–781, 2008.
- BATTI, J. C. B. Digestão anaeróbia de dejetos de vaca leiteira: um estudo do uso de cinzas de casca de arroz para aumentar a produção de biogás. Engenharia de Energia da Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Araranguá, Santa Catarina, Brasil, 2018.
- BELLAVER, C. **Sistemas de Produção de Frangos de Corte**. Embrapa Suínos e Aves, ISSN 1678.8850, 2003.
- BELLI, P. F. et al. Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 5. Campina Grande Jan./Abr. 2001.
- BERNET, N.; BÉLINE, F. Bioresource Technology Challenges and innovations on biological treatment of livestock effluents. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5431–5436, 2009.
- BOHRZ, G. I. Geração de metano em lagoa anaeróbia: um estudo de caso em abatedouro de bovinos. 2010. 153 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Santa Maria, 2010.
- BORBA, A. P.; SOUZA, J.; SCHAEFFER, L. Ferramentas computacionais aplicadas em processos de fabricação de plantas de biodigestão. In: INOVA MUNDI. 2012. Novo Hamburgo. Novo Hamburgo: Feevale, 2012. p. 1-4.
- BORTOLI, M.; KUNZ, A.; SOARES, H. M. Comparativo entre reatores UASB e biodigestores para geração de biogás no tratamento de dejetos de suínos. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS, GERAÇÃO DE ENERGIA A PARTIR DE RESÍDUOS DE ANIMAIS, 2009, Florianópolis. Florianópolis: Siger, 2009. p. 37-42.

BLEY JUNIOR, C. BIOGÁS - A Energia Invisível. **BIOGÁS - A Energia Invisível**, São Paulo, 2ª ed. rev. e ampl. p.1-231, 2015.

BRONDANI, J. C. Biodigestores e biogás, balanço energético, possibilidades de utilização e mitigação do efeito estufa. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

BURKHOLDER, J. et al. Impacts of Waste from Concentrated Animal Feeding Operations on Water Quality. n. 2, p. 308–312, 2007.

CEPEA (CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA). Disponível em: <https://www.cepea.esalq.usp.br/br/releases/boi-perspec-2019-apos-exportacao-recorde-em-2018-setor-aposta-em-demanda-interna-em-2019.aspx>

CIBIOGÁS. CENTRO INTERNACIONAL DE ENERGIAS RENOVÁVEIS, 2019. BIOGASMAP. Disponível em: <https://mapbiogas.cibiogas.org/>

CIBIOGÁS. Nota Técnica: Nº 002/2010 – Panorama do Biogás no Brasil em 2019. Foz do Iguaçu, Abril de 2020.

CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores anaeróbios. v. 5. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2007.

CONAMA (Brasil). Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 16 maio 2011.

COLUNA, N. M. E. Análise Do Potencial Energético Dos Resíduos Provenientes Da Cadeia Agroindustrial Da Proteína Animal No Estado De São Paulo. p. 142, 2016.

DA COSTA, L. V. C.; JUNIOR, J. D. L. Produção de metano a partir de dejetos de suínos. XII Encontro Latino Americano de Iniciação Científica e VIII Encontro Latino Americano de Pós-Graduação – Universidade do Vale do Paraíba. 2007.

DA SILVA, E. M. Sistemas naturais para tratamento de resíduos líquidos de bovinocultura de leite. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola. Campinas, São Paulo, 2013.

DAL MAGO, A. Avaliação de biodigestores com o uso de dejetos de suínos, em Braço do Norte e em Concórdia. p. 152. Florianópolis, SC: Universidade Federal de Santa Catarina, 2009.

DE ANDRADE, M. P. Eficiência de biodigestores canadenses no tratamento de dejetos de suínos em diferentes fases de produção. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras - MG, 2018.

DE CAMPOS, A. T. et al. Tratamento biológico aeróbio e reciclagem de dejetos de bovinos em sistema intensivo de produção de leite. Ciênc. agrotec. Lavras, v. 26, n. 2, p. 426-438, mar./abr., 2002.

DEGANUTTI, R. et al. Biodigestores rurais: modelo indiano, chinês e batelada. In: 40º Encontro de Energia Meio Rural. São Paulo, 2002. Faculdade de Arquitetura, Artes e

Comunicação. UNESP. São Paulo, 2002.

DE OLIVEIRA, M. C. et al. Teor de matéria seca, pH e amônia volatilizada da cama de frango tratada ou não com diferentes aditivos. *R. Bras. Zootec.*, v. 32, n. 4, p. 951-954, 2003.

DE PRÁ, M. C. DESENVOLVIMENTO E VALIDAÇÃO DE PROTÓTIPO DE REATOR PARA APLICAÇÃO DO PROCESSO DE DESAMONIFICAÇÃO UTILIZANDO DIGESTATO DA SUINOCULTURA. 2017.

DE RESENDE, J. A. et al. Dejetos bovinos para produção de biogás e biofertilizante por biodigestão anaeróbia . Circular Técnica. Juiz de Fora. Minas Gerais. 2015.

FIEP, Federação das Indústrias do Estado do Paraná. Oportunidades da Cadeia Produtiva de Biogás para o Estado do Paraná – Curitiba: Senai/PR. 2016.

FLESCHE, T. K.; DESJARDINS, R. L.; WORTH, D. Fugitive methane emissions from an agricultural biodigester. *Biomass and Bioenergy*, v. 35, n. 9, p. 3927–3935, 2011.

GARCIA, H. R. C. et al. (2008). Flocculants effect in biomass retention in a UASB reactor treating dairy manure. *Bioresource Technology*, vol. 99, p. 6028-6036.

GASPAR, R. M. B. L. Propriedades Rurais Com Ênfase Na Agregação De Valor: Um Estudo De Caso Na Região De Toledo-PR. p. 106, 2003.

GERARDI, M. H. **The microbiology of anaerobic digesters**. Wastewater microbiology series. New York: Ed. Wiley-Interscience, 2003.

HANS, M.; KUMAR, S. ScienceDirect Biohythane production in two-stage anaerobic digestion system. *International Journal of Hydrogen Energy*, v. 44, n. 32, p. 17363–17380, 2018.

HENN, A. Avaliação de dois sistemas de manejo de dejetos em uma pequena propriedade produtora de suínos: condição de partida. **Centro Tecnológico**. Mestrado. p. 157 f, 2005.

HERRERO, M. et al. Livestock, livelihoods and the environment: understanding the trade-offs. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 1, n. 2, p. 111–120, 2009.

HRIBAR, C. Understanding Concentrated Animal Feeding Operations and Their Impact on Communities. p. 1–22, 2010.

KARLSSON, T. et al. Manual Básico de Biogás. Lajeado: Ed. da Univates, p. 69, 2014.

KHALID, A. et al. The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*, v. 31, n. 8, p. 1737–1744, 2011.

KOSTANESKI, P. C. Comparação da eficiência de lagoas de estabilização e biodigestores no manejo e tratamento de dejetos em empreendimentos da suinocultura no município de Toledo – PR. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia na Agricultura) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, 2018.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. de. **TECNOLOGIAS DE MANEJO E TRATAMENTO DE DEJETOS DE SUÍNOS ESTUDADAS NO BRASIL**. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, 2005.

- KUNZ, A.; OLIVEIRA, L. D.; PICCININ, L. S. Manual de Análise do Biogás. Florianópolis: Alfakit, 2007.
- KUNZ, A.; BORTOLI, M.; HIGARASHI, M. M. **Avaliação do manejo de diferentes dejetos líquidos de suínos.** Acta Ambiental Catarinense, v. 5, p. 7-19, 2008.
- KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Bioresource Technology Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5485–5489, 2009.
- KUNZ, A. et al. Gestão Ambiental na Agropecuária. v. 2, Brasília – DF: Embrapa, 2014.
- KUNZ, A. et al. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato.** Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019.
- LIMA, A. C. G.; PASSAMANI, F. C. Avaliação do potencial energético do biogás produzido no reator UASB da ETE-UFES. Universidade Federal do Espírito Santo – Vitória, 2012.
- LINS, L. P.; MITO, J. Y. L.; FERNANDES, D. M. The Average Composition of the Biogas Different Types of Biomass. p. 5–8, 2015.
- LINS, M. A. Efeito da carga orgânica volumétrica sobre a produção de biogás utilizando-se dejetos de suíno em diferentes configurações de reatores anaeróbios. Dissertação (Mestrado) - Universidade estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, 2017.
- LIU, H. et al. **Acidogenic fermentation of proteinaceous sewage sludge: effect of pH.** Water Res., 46 (3) (2012), pp. 799 – 807.
- MAAT, H. T.; HOGENDOORNB, J. A.; & VERSTEEG, G. F. (2005). The removal of hydrogen sulfide from gas streams using an aqueous metal sulfate absorbent Part I. The absorption of hydrogen sulfide in metal sulfate solutions. **Separation and Purification Technology**, v. 43, 183-197.
- MANSO, K. R. J.; FERREIRA, O. M. F. **Confinamento de Bovinos:** Estudo do Gerenciamento dos Resíduos. Goiânia, 2007.
- MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Pecuária de baixa emissão de carbono: Tecnologias de produção mais limpa e aproveitamento econômico dos resíduos da produção de bovinos de corte e leite em sistemas confinados.** Secretaria de Mobilidade Social, do Produtor Rural e do Cooperativismo. Brasília: MAPA, 2018.
- MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. NOTA TÉCNICA: Diagnóstico da expansão da adoção da tecnologia de Tratamento de Dejetos Animais (TDA) no território brasileiro entre 2010 e 2019. Brasília – Dezembro, 2019.
- Mapeamento e Análise das Fontes das Energias Renováveis no Sudoeste do Paraná. Disponível em: <http://mapeamento.agenciasudoeste.org.br/>
- MARIANI, L.; FERNANDES, G. O alto potencial de produção e uso fará do biogás a próxima fronteira da energia renovável do Brasil? Caderno opinião. FGV, 2019.
- MEERS, E. et al. **Aplicação de um pântano construído em larga escala para tratamento terciário de esterco de pocilga: monitorando resultados,** 2008.

METCALF & EDDY. Wastewater engineering: treatment, and reuse. New York: Metcalf & Eddy, Inc., 4 th. Ed., 2003, 1819 p.

MENDONÇA, E. F. Tratamento anaeróbio de efluentes oriundos da bovinocultura de leite em biodigestor tubular. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia Agrícola, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Cascavel, PR, 2009.

MEYSTRE, J. A. Partida de um reator UASB, em escala piloto, para tratamento de efluente doméstico: estudo de caso para a região da Serra da Mantiqueira. 2007. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Energia) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2007.

MORENO, G. S. A. et al. Enhancing methane yield of chicken litter in anaerobic digestion using magnetite nanoparticles. *Renewable Energy*, 2020.

NETO, E. A. T. **Relatório de Pesquisa**. BIOFERTILIZANTES: Caracterização Química, Qualidade Sanitária e Eficiência em Diferentes Concentrações na Cultura da Alface. v. 2006, p. 7–9, 2006.

NUNES, M. A. G. et al. APLICAÇÃO DE EFLUENTE TRATADO DE SUINOCULTURA PARA DILUIÇÃO DE DEJETO SUÍNO E REMOÇÃO DE NITROGÊNIO POR DESNITRIFICAÇÃO. *Eng. Agríc., Jaboticabal*, v. 31, n. 2, p. 388-398, mar./abr. 2011.

OLIVEIRA, P. A. V. de. Produção e aproveitamento do biogás. Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos: Manual de boas práticas. Concórdia: Gestão Integrada de Ativos Ambientais, 2004. Cap. 4, p. 42-55.

OLIVEIRA, P. A. V. et al. Uso dos resíduos de sistema de crescimento e terminação de suínos para a produção de biogás. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 12., 2005, Fortaleza, CE. Anais... Fortaleza: Associação Brasileira dos Veterinários Especialistas em Suínos, Fortaleza, CE, 2005. p. 512-513.

OLIVEIRA, S. M. A. C. Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos (Performance and reliability analysis of sewage treatment plants). Belo Horizonte. 2006.

OLIVEIRA, P. A. V.; HIGARASHI, M. M. GERAÇÃO E UTILIZAÇÃO DE BIOGÁS EM UNIDADES DE PRODUÇÃO DE SUÍNOS. Projeto de Controle da Degradação Ambiental Decorrente da Suinocultura em Santa Catarina; Programa Nacional do Meio Ambiente II – PNMA II do Ministério do Meio Ambiente. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006.

OLIVEIRA, M. D. A.; PAGANINI, N. C.; RIBEIRO, R. M. OS BENEFÍCIOS DO BIODIGESTOR EM MELHORIA DA QUALIDADE DE VIDA NA ZONA RURAL. VIII EPCC. Encontro Internacional de Produção Científica. 2013.

OVIDO-RONDÓN, E. O. Tecnologias para mitigar o impacto ambiental da produção de frangos de corte. *R. Bras. Zootec.*, v. 37, Suplemento Especial p. 239-252, 2008.

PALHARES, J. C. P. Pegada hídrica dos suínos abatidos nos Estados da Região Centro- Sul do Brasil. p. 309–314, 2011.

- PARZIANELLO, J. E. Avaliação da biodigestão anaeróbia da mistura de resíduos avícolas e lácteos. 2011. Monografia (Bacharelado em Química Industrial) – Curso de Química, Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Pato Branco, 2011.
- PASTRANA, M. E. O. ANÁLISE DA PECUÁRIA BOVINA BRASILEIRA COMO SUBSIDIO PARA A CRIAÇÃO DE UM ÍNDICE DE DESENVOLVIMENTO. 2015.
- PEREIRA, L. A. S. P. S. D. S. ESTUDO, MODELAGEM E CARACTERIZAÇÃO DE PROCESSOS DE BIODIGESTÃO COM MONITORAMENTO E CONTROLE DA TEMPERATURA. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Ciências Térmicas, 2017.
- PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M.; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 9, 2001. Gramado. Anais. Embrapa Suínos e Aves, 2001. p. 11-17.
- PROBIOGÁS, Projeto Brasil – Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético do Biogás no Brasil. Ministério das Cidades, Brasília, 2015.
- RAPPORT, J. et al. Current Anaerobic Digestion Technologies Used for Treatment of Municipal Organic Solid Waste. n. March, 2008.
- ROCHA, R. D. C. da.; COSTA, A. M. T. da. CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS BOVINOS E SUÍNOS: AVALIAÇÃO DA DQO E SV/ST DE ACORDO COM O DELINEAMENTO COMPOSTO CENTRAL. 2016.
- SAGULA, A. L. BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE CAMA DE FRANGO EM CODIGESTÃO COM CALDO DE CANA-DE-AÇÚCAR. 2012.
- SALOMON, K. R. Avaliação técnico-econômica e ambiental da utilização do biogás proveniente da biodigestão da vinhaça em tecnologias para geração de eletricidade. 2007. 219 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal de Itajubá, Instituto de Engenharia Mecânica, Itajubá, 2007.
- SANTOS, F. et al. Potential of constructed wetland for the removal of antibiotics and antibiotic resistant bacteria from livestock wastewater. **Ecological Engineering**, v. 129, n. January, p. 45–53, 2019.
- SOARES, M. T. S. et al. Caracterização físico-química de efluentes líquidos de granjas suínas tratados em biodigestor. 5<sup>o</sup> Simpósio sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal. Corumbá – MS, 2010.
- SOARES, C. M. T.; FEIDEN, A.; TAVARES, S. G. Fatores que influenciam o processo de digestão anaeróbia na produção de biogás Factors that influence the anaerobic digestion process in biogas production. **Revista Nativa**, v. 5, p. 522–528, 2017.
- SOUZA, C. F. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos: obtenção de dados e aplicação no desenvolvimento de um modelo dinâmico de simulação da produção de biogás. 2001. 140 f. Tese (Doutorado em Zootecnia - Produção Animal) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2001.
- STEINFELD, H.; WASSENAAR, T.; JUTZI, S. Livestock production systems in developing countries : status , drivers , trends. n. September 2006.

SUZUKI, A. B. P. Geração de Biogás Utilizando Cama de Aviário e Manipueira. Cascavel, 60 p. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Energia na Agricultura). Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. 2012.

TABATABAEI, M. et al. Importance of the methanogenic archaea populations in anaerobic wastewater treatments. v. 45, p. 1214–1225, 2010.

TAGLIANI, N.; CONCATO, A. C. A PECUÁRIA E SUA INFLUÊNCIA IMPACTANTE AO MEIO AMBIENTE. p. 1–5, 2015.

VALE, P. et al. The Expansion of Intensive Beef Farming to the Brazilian Amazon. **Global Environmental Change**, v. 57, n. June, p. 101922, 2019.

VEEKEN, A. et al. (2000) Effect of pH and VFA on hydrolysis of organic solid waste. *Journal of Environmental Engineering*, v. 126, n. 2, p. 1076-1081.

VIANCELLI, A. et al. Culturing and molecular methods to assess the infectivity of porcine circovirus from treated effluent of swine manure. **Research in Veterinary Science**, v. 93, p. 1520-1524, 2012.

VIDAL, A. G. Produção de biogás em reator anaeróbico de alta taxa alimentado com a fração líquida de esterco bovino peneirado. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2015.

VIVAN M. et al. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v. 15, n. 3, p. 320-325, 2010.

WENZEL, B. M. et al. Avaliação do desempenho de um Biodigestor canadense modificado no Tratamento de dejetos de suínos. **ENGEVISTA**, Niterói, v. 16, n. 4, p. 329-338, dez. 2014.

WINQUIST, E. et al. Is biogas an energy or a sustainability product? - Business opportunities in the Finnish biogas branch. **Journal of Cleaner Production**, v. 233, p. 1344–1354, 2019.