



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA
(ILACVN)**

QUÍMICA - LICENCIATURA

**A QUÍMICA AMBIENTAL E SUA RELAÇÃO COM A AGRICULTURA COMO
FERRAMENTA DE MITIGAÇÃO DO POTENCIAL POLUIDOR DE SUBPRODUTO
GERADO POR BIODIGESTÃO ANAERÓBIA**

SABRINA KERKHOFF

Foz do Iguaçu
2022

**A QUÍMICA AMBIENTAL E SUA RELAÇÃO COM A AGRICULTURA COMO
FERRAMENTA DE MITIGAÇÃO DO POTENCIAL POLUIDOR DE SUBPRODUTO
GERADO POR BIODIGESTÃO ANAERÓBIA**

SABRINA KERKHOFF

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza (ILACVN) da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Licenciado em Química.

Orientador: Prof. Dr. Henrique Cesar de Almeida

Foz do Iguaçu
2022

SABRINA KERKHOFF

**A QUÍMICA AMBIENTAL E SUA RELAÇÃO COM A AGRICULTURA COMO
FERRAMENTA DE MITIGAÇÃO DO POTENCIAL POLUIDOR DE SUBPRODUTO
GERADO POR BIODIGESTÃO ANAERÓBIA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza (ILACVN) da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Licenciado em Química.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Henrique Cesar Almeida
UNILA

Profa. Dra. Janine Padilha Botton
UNILA

Profa. Dra. Paula Andrea Jaramillo Araújo
UNILA

Foz do Iguaçu, 29 de julho de 2022.

TERMO DE SUBMISSÃO DE TRABALHOS ACADÊMICOS

Nome completo do autor(a): _____

Curso: _____

Tipo de Documento	
(.....) graduação	(.....) artigo
(.....) especialização	(.....) trabalho de conclusão de curso
(.....) mestrado	(.....) monografia
(.....) doutorado	(.....) dissertação
	(.....) tese
	(.....) CD/DVD – obras audiovisuais
	(.....) _____

Título do trabalho acadêmico: _____

Nome do orientador(a): _____

Data da Defesa: ____/____/____

Licença não-exclusiva de Distribuição

O referido autor(a):

a) Declara que o documento entregue é seu trabalho original, e que o detém o direito de conceder os direitos contidos nesta licença. Declara também que a entrega do documento não infringe, tanto quanto lhe é possível saber, os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade.

b) Se o documento entregue contém material do qual não detém os direitos de autor, declara que obteve autorização do detentor dos direitos de autor para conceder à UNILA – Universidade Federal da Integração Latino-Americana os direitos requeridos por esta licença, e que esse material cujos direitos são de terceiros está claramente identificado e reconhecido no texto ou conteúdo do documento entregue.

Se o documento entregue é baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não a Universidade Federal da Integração Latino-Americana, declara que cumpriu quaisquer obrigações exigidas pelo respectivo contrato ou acordo.

Na qualidade de titular dos direitos do conteúdo supracitado, o autor autoriza a Biblioteca Latino-Americana – BIUNILA a disponibilizar a obra, gratuitamente e de acordo com a licença pública *Creative Commons Licença 3.0 Unported*.

Foz do Iguaçu, 29 de julho de 2022.

Assinatura do Responsável

DEDICATÓRIA

A minha família, meu esposo e a mim
por ter vencido essa jornada.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me proporcionar saúde e disposição para enfrentar a árdua caminhada para concluir essa graduação.

Ao meu esposo, Rafael Prado que esteve presente desde o início e acompanhou de perto todas as dificuldades. Obrigada pelas palavras e atitudes de conforto nos momentos mais difíceis, e por todo o apoio que me proporcionou para que eu pudesse estudar. Sem você tudo teria sido infinitamente mais difícil!

Aos meus pais, que mesmo sem entender completamente os motivos da realização dessa graduação, me apoiaram e estão felizes por essa conquista. Agradeço especialmente a minha mãe, que em boa parte dessa graduação foi minha rede de apoio.

A toda a minha família, por compreender as minhas ausências nos eventos familiares. Especialmente aos meus afilhados, Ana Julia e Pedro Augusto pelas vezes que não pude estar presente. Agora a dinda terá mais tempo!

Ao meu orientador Prof. Dr. Henrique Cesar de Almeida pela colaboração e apoio no desenvolvimento deste trabalho, bem como a sua dedicação e conhecimentos compartilhados. Muito obrigada por ter proporcionado uma orientação assertiva e facilitadora na execução do trabalho de conclusão de curso.

Ao Centro Internacional de Energias Renováveis (CIBiogás) pela parceria estabelecida no desenvolvimento dessa pesquisa. Agradecimento especial ao Laboratório de Biogás que viabilizou a realização das análises.

Ao Sr. Pedro Colombari que permitiu a coleta das amostras em sua propriedade, assim como todas as informações que foram fundamentais para compor o trabalho.

Ao corpo docente do curso de Química Licenciatura da Unila pelos conhecimentos compartilhados nas disciplinas realizadas durante a graduação. Em especial a prof. Dra. Maria das Graças C. Porto e a prof. Dra Paula A. Jaramillo que dirigiram a coordenação do curso de química durante a minha graduação.

A Jessica Mito e a Franciele Natividade por contribuírem ativamente na fundamentação e no desenvolvimento desse trabalho. Aos meus amigos e colegas, em especial a Emilene de Carvalho Lourenço que encarou esse desafio junto comigo. Agradeço também por todo o apoio dos demais colegas, Guilherme Gomes Pavão, Caroline Diel Abreu, Raquel Rodrigues e todos os demais contribuíram positivamente nessa caminhada.

E finalmente, a todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho e/ou da graduação. MUITO OBRIGADA!

RESUMO

O Brasil é um país com grande potencial no setor agropecuário e isso reflete em aspectos econômicos, sociais e ambientais. Nesse viés a química ambiental se configura como uma ferramenta capaz de mitigar os impactos ambientais de subprodutos provenientes do setor agropecuário. O objetivo do estudo foi avaliar a eficiência de tratamento de biomassa residual de suinocultura por meio de um biodigestor anaeróbico de lagoa coberta, com vistas à caracterizar as propriedades físicas, químicas, biológicas e nutricionais do digestato e estimar a sua aplicação como biofertilizante em cultura de milho e soja. As amostras foram coletadas em uma propriedade rural situada no município de São Miguel do Iguçu (PR). Ao total foram duas coletas realizadas nos meses de março e abril de 2022 em três pontos (P1, P2 e P3). Os resultados demonstraram que a eficiência de remoção do tratamento foi significativa para os parâmetros de DQO (91%), ST (78%), SV (39%), SS (97%) e sulfatos (68%), P (59%) e K (19%). As propriedades do biofertilizante perfizeram DQO ($3.221,0 \pm 524,7 \text{ mg L}^{-1}$), ST ($5,7 \pm 0,4 \text{ g kg}^{-1}$), SV ($464,4 \pm 19,5 \text{ g kg}^{-1}$), SF ($535,6 \pm 19,5 \text{ g kg}^{-1}$), SS ($15,5 \pm 7,8 \text{ mL L}^{-1}$), alcalinidade ($6.997,0 \pm 94,8 \text{ mg L}^{-1}$), sulfatos ($334,5 \pm 33,2 \text{ mg L}^{-1}$), coliformes totais ($1,6 \times 10^5 \pm 6,4 \times 10^4 \text{ UFC g}^{-1}$), coliformes termotolerantes ($2,9 \times 10^5 \pm 2,1 \times 10^4 \text{ UFC g}^{-1}$), N total ($1.660,0 \pm 28,3 \text{ mg L}^{-1}$), P total ($65,0 \pm 0,0 \text{ mg L}^{-1}$), K total ($1.145,0 \pm 21,2 \text{ mg L}^{-1}$), Ca ($221,5 \pm 0,1 \text{ mg L}^{-1}$) e Mg ($73,9 \pm 0,0 \text{ mg L}^{-1}$). Os cálculos de adubação das culturas utilizando o biofertilizante em substituição ao respectivo adubo mineral apontaram que para o milho o volume de biofertilizante demandado para suprir a nutricionalmente a cultura foi de $87,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para o N, $403,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para o P e $76,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para o K. Analogamente, para a soja o volume de biofertilizante demandado foi de $302,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para o P e $117,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para o K. Portanto, o volume de biofertilizante a ser aplicado para suprir a demanda da cultura de milho e soja conforme prevê a Lei do Mínimo foi de $403,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e $302,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ respectivamente. O estudo concluiu que o sistema de tratamento por biodigestão anaeróbica foi capaz de promover satisfatoriamente o tratamento dos dejetos provenientes da atividade de suinocultura e que as estimativas de aplicação do biofertilizante em substituição aos respectivos fertilizantes minerais são uma alternativa plausível na propriedade estudada, considerando a sua produção de biofertilizante e a disponibilidade de maquinário. Embora, sugere-se a possibilidade de uma adubação mista com vistas a aliar as vantagens do biofertilizante e dos adubos minerais e reduzir os efeitos das desvantagens pertinentes a cada uma das técnicas de adubação.

Palavras-chave: fertilizantes; biofertilizante; suínos; biodigestor; agropecuária.

RESUMEN

Brasil es un país con gran potencial en el sector agrícola y eso se refleja en aspectos económicos, sociales y ambientales. En este sentido, la química ambiental se configura como una herramienta capaz de mitigar los impactos ambientales de los subproductos del sector agrícola. El objetivo del estudio fue evaluar la eficiencia del tratamiento de la biomasa residual porcina mediante un digestor anaeróbico en un estanque cubierto, para caracterizar las propiedades físicas, químicas, biológicas y nutricionales del digestato y estimar su aplicación como biofertilizante en maíz y soja. Las muestras fueron recolectadas en una propiedad rural ubicada en el municipio de São Miguel do Iguaçu (PR). En total, se realizaron dos recogidas en marzo y abril de 2022 en tres puntos (P1, P2 y P3). Los resultados mostraron que la eficiencia de remoción del tratamiento fue significativa para los parámetros de DQO (91%), ST (78%), SV (39%), SS (97%) y sulfatos (68%), P (59%) y K (19%). Las propiedades del biofertilizante fueron DQO ($3.221,0 \pm 524,7 \text{ mg L}^{-1}$), ST ($5,7 \pm 0,4 \text{ g kg}^{-1}$), SV ($464,4 \pm 19,5 \text{ g kg}^{-1}$), SF ($535,6 \pm 19,5 \text{ g kg}^{-1}$), SS ($15,5 \pm 7,8 \text{ mL L}^{-1}$), alcalinidad ($6.997,0 \pm 94,8 \text{ mg L}^{-1}$), sulfatos ($334,5 \pm 33,2 \text{ mg L}^{-1}$), coliformes totales ($1,6 \times 10^5 \pm 6,4 \times 10^4 \text{ UFC g}^{-1}$), coliformes termotolerantes ($2,9 \times 10^5 \pm 2,1 \times 10^4 \text{ UFC g}^{-1}$), N ($1.660,0 \pm 28,3 \text{ mg L}^{-1}$), P ($65,0 \pm 0,0 \text{ mg L}^{-1}$), K total ($1.145,0 \pm 21,2 \text{ mg L}^{-1}$), Ca ($221,5 \pm 0,1 \text{ mg L}^{-1}$) y Mg ($73,9 \pm 0,0 \text{ mg L}^{-1}$). Los cálculos de fertilización de cultivos utilizando el biofertilizante en lugar del respectivo fertilizante mineral mostraron que para el maíz, el volumen de biofertilizante requerido para abastecer nutricionalmente al cultivo fue de $87,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para N, $403,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para P y $76,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para K. De igual forma, para soja el volumen de biofertilizante demandado fue de $302,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para P y $117,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para K. Por lo tanto, el volumen de biofertilizante a aplicar para suplir la demanda de la cosecha de maíz y soja, según lo previsto en la Ley Mínima, fue de $403,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ y $302,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ respectivamente. El estudio concluyó que el sistema de tratamiento de biodigestión anaeróbica logró promover satisfactoriamente el tratamiento de los estiércoles de la actividad porcina y que las estimaciones de aplicación de biofertilizantes en sustitución de los respectivos fertilizantes minerales son una alternativa plausible en el predio estudiado, considerando su producción de biofertilizantes y la disponibilidad de maquinaria. Sin embargo, se sugiere la posibilidad de una fertilización mixta con el fin de combinar las ventajas de los biofertilizantes y los fertilizantes minerales y reducir los efectos de las desventajas propias de cada una de las técnicas de fertilización.

Palabras clave: fertilizantes; biofertilizante; cerdo; biodigestor; agricultura.

ABSTRACT

Brazil is a country with great potential in the agricultural sector and this reflects in economic, social and environmental aspects. In this bias, environmental chemistry is configured as a tool capable of mitigating the environmental impacts of by-products from the agricultural sector. The objective of the study was to evaluate the efficiency of treatment of residual swine biomass by means of an anaerobic digester in a covered pond, in order to characterize the physical, chemical, biological and nutritional properties of the digestate and to estimate its application as a biofertilizer in culture of corn and soybeans. The samples were collected on a rural property located in the municipality of São Miguel do Iguaçu (PR). In total, there were two collections carried out in March and April 2022 at three points (P1, P2 and P3). The results showed that the treatment removal efficiency was significant for the parameters of COD (91%), ST (78%), SV (39%), SS (97%) and sulfates (68%), P (59%) and K (19%). The biofertilizer properties were COD ($3,221.0 \pm 524.7 \text{ mg L}^{-1}$), ST ($5.7 \pm 0.4 \text{ g kg}^{-1}$), SV ($464.4 \pm 19.5 \text{ g kg}^{-1}$), SF ($535.6 \pm 19.5 \text{ g kg}^{-1}$), SS ($15.5 \pm 7.8 \text{ mL L}^{-1}$), alkalinity ($6,997.0 \pm 94.8 \text{ mg L}^{-1}$), sulfates ($334, 5 \pm 33.2 \text{ mg L}^{-1}$), total coliforms ($1.6 \times 10^5 \pm 6.4 \times 10^4 \text{ CFU g}^{-1}$), thermotolerant coliforms ($2.9 \times 10^5 \pm 2.1 \times 10^4 \text{ CFU g}^{-1}$), N ($1,660.0 \pm 28.3 \text{ mg L}^{-1}$), P ($65.0 \pm 0.0 \text{ mg L}^{-1}$), K ($1,145.0 \pm 21.2 \text{ mg L}^{-1}$), Ca ($221.5 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$) and Mg ($73.9 \pm 0.0 \text{ mg L}^{-1}$). The calculations of fertilization of crops using the biofertilizer in place of the respective mineral fertilizer showed that for corn, the volume of biofertilizer required to nutritionally supply the crop was $87.5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ for N, $403.5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ for P and $76,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ for K. Similarly, for soybean the volume of biofertilizer demanded was $302.6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ for P and $117,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ for K. Therefore, the volume of biofertilizer to be applied to supply the demand of the corn and soybean crop, as provided for in the Minimum Law, was $403.5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ and $302.6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ respectively. The study concluded that the anaerobic biodigestion treatment system was able to satisfactorily promote the treatment of manure from the swine farming activity and that the estimates of biofertilizer application in substitution of the respective mineral fertilizers are a plausible alternative in the studied property, considering its biofertilizer production and the availability of machinery. However, the possibility of a mixed fertilization is suggested in order to combine the advantages of biofertilizer and mineral fertilizers and reduce the effects of the disadvantages pertinent to each of the fertilization techniques.

Keywords: fertilizers; biofertilizer; swine; biodigester; agriculture.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Cadeia Produtiva do Biogás	18
Figura 2. Esquema de um biodigestor modelo lagoa coberta.	20
Figura 3. Ciclo do Nitrogênio	24
Figura 4 - Croqui da propriedade São Pedro Colombari	29
Figura 5 - Variação das Concentrações de N, K e P no Tratamento por Biodigestão	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Descrição dos pontos de coleta e parâmetros analisados	30
Tabela 2 - Parâmetros Químicos de um Latossolo Vermelho Eutroférico.	32
Tabela 3 – Adubação para o Nitrogênio e o Teor de Matéria Orgânica do Solo	33
Tabela 4 – Interpretação da Disponibilidade de Fósforo e o Teor de Argila no Solo..	34
Tabela 5 - Teores de P para Adubação do Milho	35
Tabela 6 - Interpretação da Disponibilidade de Potássio e a CTC do Solo	35
Tabela 7 - Teores de Potássio para Adubação do Milho.....	36
Tabela 8 - Teores de P para Adubação da Soja	37
Tabela 9 - Teores de K para Adubação da Soja	38
Tabela 10 - Resultados dos Parâmetros Físico-Químicos.....	39
Tabela 11 - Eficiência de Remoção para os Parâmetros Físico-Químicos	39
Tabela 12 - Resultados do Teste "t" Student para os Parâmetros Físico-Químicos ..	42
Tabela 13 - Resultados dos Parâmetros Nutricionais.....	43
Tabela 14 - Eficiência de Remoção para os Parâmetros Nutricionais	43
Tabela 15 - Resultados do Teste "t" Student para os Parâmetros Nutricionais	44
Tabela 16 - Propriedades Químicas e Físicas do Digestato	45
Tabela 17 - Propriedade Microbiológicas do Digestato	46
Tabela 18 - Propriedades Nutricionais do Digestato.....	47
Tabela 19 - Estimativas para a Adubação Nitrogenada do Milho	51
Tabela 20 - Estimativas para a Adubação Fosfatada do Milho	52
Tabela 21 - Estimativas para a Adubação Potássica do Milho	53
Tabela 22 - Estimativas para a Adubação Fosfatada da Soja	54
Tabela 23 - Estimativas para a Adubação Potássica da Soja.....	54

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

EUA	Estados Unidos da América
ADP	Adenosina difosfato
Al/AP	Relação de ácidos orgânicos voláteis e a alcalinidade
ATP	Adenosina trifosfato
BLC	Biodigestor de lagoa coberta
CC	Ciclo completo
CIBIOGÁS	Centro Internacional de Energias Renováveis
COV	Carga orgânica volumétrica
CR	Crechário
CTC	Capacidade de troca de cátions
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DNA	Ácido desoxirribonucleico
DQO	Demanda química de oxigênio
g	Grama
ha	Hectare
ILACVN	Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza
kg	Quilograma
kWh	Quilowatt-hora
L	Litro
m ³	metro cúbico
MAPA	Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento
mg	Miligrama
MO	Matéria orgânica
MWh	Megawatt-hora
pH	Potencial hidrogeniônico
PIB	Produto Interno Bruto
RNA	Ácido ribonucleico
SF	Sólidos fixos
SFT	Superfosfato triplo
SS	Sólidos sedimentáveis
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
UCT	Unidade de crescimento e terminação
UFC	Unidade Formadora de Colônia
UNILA	Universidade Federal da Integração Latino-Americana
UPD	Unidade produtora de leitões desmamados
UPL	Unidade produtora de leitões

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	12
2 REFERÊNCIAL TEÓRICO.....	14
2.1 A QUÍMICA AMBIENTAL E A AGROPECUÁRIA	14
2.2 A AGROPECUÁRIA E A ECONOMIA	15
2.3 ATIVIDADE SUINÍCOLA.....	17
2.4 TRATAMENTO DA BIOMASSA RESIDUAL POR BIODIGESTORES.....	18
2.4.1 Definição e Cadeia Produtiva do Biogás	18
2.4.2 Modelos de Biodigestores	20
2.4.3 Etapas do Tratamento por Biodigestores.....	21
2.4.4 Parâmetros de Avaliação do Tratamento por Biodigestores	22
2.5 ADUBAÇÃO DE CULTURAS AGRÍCOLAS	23
2.5.1 Fertilizantes Minerais.....	25
2.5.2 Biofertilizantes	26
3 METODOLOGIA	28
3.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA PROPRIEDADE RURAL.....	28
3.2 AMOSTRAGEM E ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS.....	29
3.2.1 Variação Temporal e Pontos de Coleta.....	29
3.2.2 Análises Químicas, Físicas e Biológicas.....	30
3.3 AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO POR BIODIGESTOR.....	31
3.3.1 Eficiência de Remoção	31
3.3.2 Análise Estatística.....	32
3.4 ADUBAÇÃO DAS CULTURAS DE MILHO E SOJA	32
3.4.1 Cálculos de Adubação para o Milho	33
3.4.1.1 Adubação Nitrogenada.....	33
3.4.1.2 Adubação Fosfatada	34
3.4.1.3 Adubação Potássica.....	35
3.4.2 Cálculos de Adubação para a Soja.....	37
3.4.2.1 Adubação Nitrogenada.....	37
3.4.2.2 Adubação Fosfatada	37
3.4.2.3 Adubação Potássica.....	38

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	39
4.1 AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO PROCESSO DE BIODIGESTÃO	39
4.2 AVALIAÇÃO NUTRICIONAL DO PROCESSO DE BIODIGESTÃO	42
4.3 PROPRIEDADES DO DIGESTATO	45
4.3.1 Físicas e Químicas	45
4.4.2 Microbiológicas	46
4.4.3 Nutricionais	47
4.5 ADUBAÇÃO NA CULTURA DE MILHO.....	51
4.5.1 Adubação Nitrogenada	51
4.5.2 Adubação Fosfatada	52
4.5.3 Adubação Potássica	52
4.6 ADUBAÇÃO NA CULTURA DE SOJA	53
4.6.1 Adubação Fosfatada	53
4.6.2 Adubação Potássica	54
4.7 CONSIDERAÇÕES SOBRE AS RECOMENDAÇÕES DE ADUBAÇÃO	54
5 CONCLUSÕES.....	56
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	57

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é um país com grande potencial no setor agropecuário. A produção agrícola (em milhões de toneladas) de milho e soja do país é expressiva, posicionando-o entre os maiores produtores mundiais. O mesmo ocorre com a pecuária, uma vez que a produção de carne (bovina, suína e aves) também ocupa as primeiras posições do ranking mundial (FAOSTAT, 2020; ARAGÃO e CONTINI, 2022). No Estado do Paraná essa tendência ao setor agropecuário também é observada, uma vez que a produção de milho no estado representa 12% da produção brasileira, e para a soja a porcentagem é de 15%. No que tange a pecuária, o estado representa 16% da produção nacional (IBGE, 2017; IPARDES, 2020).

A região oeste do Paraná acompanha o cenário estadual e nacional, consolidando-se como uma região de grande potencial agropecuário. Entre as atividades agropecuárias mais expressivas destacam-se a suinocultura e a produção de milho e soja (IPARDES, 2020). Esse potencial produtivo do setor agropecuário reflete na economia, uma vez que reverbera no Produto Interno Bruto (PIB) (CEPEA, 2020; IPARDES, 2020). Porém, o reflexo da agropecuária não se restringe ao aspecto econômico, uma vez que o meio ambiente é parte integrante do sistema produtivo. Desse modo, os impactos ambientais são inerentes às atividades agropecuárias (MARTINS FILHO et al. 2018).

A suinocultura é reconhecidamente uma atividade com grande potencial poluidor devido aos seus efluentes e resíduos detentores de elevada carga orgânica. Enquanto a produção de grãos (milho e soja) imprime impactos diretos ao solo e indiretos aos corpos d'água, principalmente em relação à contaminação por agrotóxicos e fertilizantes (ZANUNCIO et al. 2020; IPCC et al. 2007). Nesse viés, a química ambiental configura-se como uma ferramenta para a mitigação dos impactos ambientais, uma vez que o desenvolvimento de estudos e tecnologias, associados à boas práticas de manejo é essencial para a atenuação dos impactos ambientais pertinentes à agropecuária. Afinal, sabe-se que o desenvolvimento sustentável corrobora com aspectos sociais, econômicos e ambientais (AITA et al. 2014; MARTINS FILHO et al. 2018; ZAMBIASI et al. 2018).

A obrigatoriedade de tratamento dos dejetos suínos é prevista em lei e uma das possibilidades é o uso de biodigestores. Esse sistema efetua o tratamento da biomassa residual por meio do processo de biodigestão anaeróbica, sendo que os produtos compreendem o biogás e o digestato (SEDEST, 2020; CARDOSO et al. 2015; DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2011). A cadeia produtiva do biogás permite o aproveitamento de ambos

os produtos da biodigestão anaeróbica. O biogás pode ser utilizado na geração de energia térmica, elétrica ou até mesmo na forma de biometano após um processo de purificação mais rigoroso. O digestato possui potencial de aplicação como biofertilizante, embora dependa de análises físico, químicas e biológicas atestando a sua segurança para o uso agrônomo (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2011; LOBATO, 2011; JENDE et al. 2015; BECHER, 2016; SILVA e MEZZARI et al. 2019; WILKEN et al. 2019).

A aplicação do digestato como biofertilizante corrobora com o princípio da sustentabilidade, uma vez que transforma a biomassa residual dotada de potencial poluidor em um produto passível de reintegração no processo produtivo, gerando benefícios econômicos, sociais e ambientais (NICOLOSO et al. 2019; ALMEIDA, 2020).

Na esfera ambiental, o biofertilizante é capaz de promover benefícios ao solo, como o aumento nos teores de matéria orgânica, melhoria na estrutura e porosidade, estimulação da microbiota, proteção da umidade, liberação dos nutrientes lentamente, contribuindo com o reservatório residual de macro e micronutrientes, melhora da mobilidade dos nutrientes, auxílio na retenção de cátions como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+} e o aumento da resistência das plantas aos ataques de pragas e doenças (CHEN, 2006; NICOLOSO et al. 2019; AGUIAR et al. 2017; ZANUNCIO et al. 2020). Na esfera econômica e social, o biofertilizante agrega valor a biomassa residual, de modo que a sua obtenção viabiliza a substituição parcial ou total do uso de fertilizantes minerais em culturas agrícolas, principalmente quando se trata de pequenas propriedades rurais. Isso evidencia que os fertilizantes minerais constituem uma parcela significativa nos custos de produção (SAVEGNAGO e FERRI, 2014; AGUIAR et al. 2017; NICOLOSO et al. 2019).

Portanto, o estudo se justifica pela premissa de aliar conhecimentos relativos à química ambiental aplicados ao setor agropecuário, atuando como uma ferramenta de mitigação do potencial poluidor de subproduto gerado por biodigestão anaeróbica. Evidenciando que este setor produtivo possui grande relevância na conjuntura social da região estudada. Sendo assim, o objetivo do estudo foi avaliar a eficiência de tratamento de biomassa residual de suinocultura por meio de um biodigestor anaeróbico de lagoa coberta, com vistas a caracterizar as propriedades físicas, químicas, biológicas e nutricionais do digestato e estimar a sua aplicação como biofertilizante em cultura de milho e soja.

2 REFERÊNCIAL TEÓRICO

2.1 A QUÍMICA AMBIENTAL E A AGROPECUÁRIA

A química ambiental é uma vertente da química que inicialmente restringia-se ao monitoramento de espécies químicas. Com o passar do tempo, a química ambiental evoluiu e passou a ocupar uma posição de destaque no cenário nacional e internacional, principalmente por respaldar pesquisas de cunho científico, de modo que passou a integrar o rol de disciplinas da grade curricular dos cursos de graduação em química (CANELA et al. 2017). Atualmente a química ambiental pode ser definida como o estudo das fontes, das reações, do transporte, dos efeitos e dos destinos de espécies na hidrosfera, atmosfera, geosfera e antroposfera, além dos efeitos das atividades humanas nas esferas ambientais (MANAHAN, 2016).

Nessa conjuntura, a química ambiental é uma ferramenta de importância substancial para a mitigação de impactos ambientais. A sua aplicação torna possível a identificação de espécies químicas poluentes e/ou contaminantes em diversos compartimentos, estimula o desenvolvimento de tecnologias para o tratamento de resíduos e/ou efluentes com potencial poluidor, impulsiona a pesquisa para a diversificação da matriz energética e ainda corrobora com a regulação das legislações ambientais (CANELA et al. 2017).

Mediante essa premissa, a química ambiental é fundamental para o desenvolvimento das atividades produtivas em consonância com a preservação do meio ambiente, especialmente no setor agropecuário, onde notoriamente há inúmeras questões que refletem no cunho ambiental. Afinal, o desenvolvimento da agropecuária ocorrido nas últimas décadas trouxe consigo impactos, e com eles o desafio quanto ao desenvolvimento de tecnologias capazes de mitigá-los, associado à implantação de técnicas de manejo sustentáveis (MARTINS FILHO et al. 2018; ZAMBIASI et al. 2018)

Entre os principais impactos ambientais associados ao ramo da agropecuária destacam-se o desmatamento ilegal, o uso excessivo de água no sistema produtivo, técnicas de manejo inadequadas que resultam na exaustão do solo, contaminação do solo e ambientes aquáticos devido ao uso excessivo de agrotóxicos e/ou fertilizantes, destinação inadequada de efluentes e resíduos com potencial poluidor e a

emissão de gases responsáveis pela intensificação do efeito estufa (ZANUNCIO et al. 2020; IPCC et al. 2007).

Especificamente em relação à atividade de suinocultura, que é considerada uma atividade com grande potencial poluidor, os efluentes e resíduos produzidos pelos animais configuram-se como o ativo ambiental mais relevante. Esse protagonismo se dá pelo fato de que os efluentes e resíduos provenientes da suinocultura possuem uma elevada carga orgânica, e, portanto, acarretam a contaminação do solo e da água se destinados de forma inadequada. Além disso, a emissão de gases potencializadores do efeito estufa também são um ativo ambiental que necessita de atenção nesse setor (VIVAN et al. 2007; STIVAL et al. 2017).

Por outro lado, os impactos ambientais provenientes da agropecuária são passíveis de mitigação, tanto que esse tem sido o foco de pesquisadores e instituições de ensino a nível mundial. Evidenciando que o maior desafio do setor é desenvolver soluções ambientais eficientes e economicamente viáveis. Afinal, é essencial que as atividades econômicas, como por exemplo, a suinocultura, sejam amparadas e se desenvolvam pela perspectiva da sustentabilidade (WEIRICH, 2009; SEIDEL et al, 2010; AITA et al. 2014).

2.2 A AGROPECUÁRIA E A ECONOMIA

O Brasil é considerado uma potência na produção de commodities como o milho e a soja. Em relação a produção mundial em milhões de toneladas, ocupa a terceira posição para o milho, perdendo para os Estados Unidos da América (EUA) e a China. Quanto a soja, ocupa o segundo lugar no ranking mundial de produção, em milhões de toneladas, atrás dos EUA e com a Argentina em terceiro lugar (FAOSTAT, 2020; ARAGÃO e CONTINI, 2022).

Os estados brasileiros que ocupam o ranking de produção de milho são Mato Grosso (MT), Paraná (PR) e Goiás (GO) respectivamente, que juntos concentram 60% da produção brasileira. O estado do Paraná representa 12% em relação ao total da produção brasileira de milho. Em relação à soja, o ranking é composto por Mato Grosso (MT), Rio Grande do Sul (RS) e Paraná (PR) respectivamente, que juntos também concentram 60% da produção brasileira. O estado do Paraná representa 15% em relação ao total da produção brasileira de soja (IBGE, 2017).

Na produção de carne (bovina, aves e suína) a nível mundial, o país ocupa

a segunda posição para a carne bovina, a terceira posição para carnes de aves e a quinta posição para a carne suína. (FAOSTAT, 2020; ARAGÃO e CONTINI, 2022). Em relação ao efetivo de rebanho (em número de cabeças) o ranking é ocupado por galináceos, seguido de bovinos e suínos. Os estados brasileiros com maior efetivo de rebanho são Santa Catarina (SC), Rio Grande do Sul (RS) e Paraná (PR) respectivamente, que juntos concentram 54% da produção do Brasil. O estado do Paraná representa 16% em relação ao total da produção brasileira na pecuária (IBGE, 2017).

Esses números refletem sobre a economia do país, tendo em vista que Produto Interno Bruto (PIB) brasileiro para o ano de 2020 foi de 7,45 trilhões, e a representatividade do agronegócio perante esse valor foi de 26,6%. Ao analisar o PIB do agronegócio, a participação da agricultura é de 69,5% e da pecuária de 30,5%. Contudo, essa participação do agronegócio perante a economia do país tem crescido anualmente, tendo em vista que no ano de 1970 a representatividade do agronegócio era de apenas 7,5% no PIB brasileiro (CEPEA, 2020). Em relação ao Estado do Paraná, o agronegócio também repercute sobre a economia, pois no ano de 2020, o PIB estadual foi de 486,95 bilhões, sendo que desse montante, 10% representam a participação da agropecuária (IPARDES, 2020).

A região oeste do Paraná é composta por 50 municípios, de um total de 399 municípios pertencentes ao Estado do Paraná. É compreendida pelas microrregiões de Toledo, Foz do Iguaçu e Cascavel. A sua área total abrange 22.859,76 km², representando 11% do território do Estado (IPARDES, 2020).

Em seus registros de ocupação histórica, constata-se que a região foi ocupada por povos indígenas, principalmente da tribo dos guaranis. No entanto, com a chegada dos espanhóis e imigrantes, sobretudo eslavos, poloneses, ucranianos, alemães e italianos o processo de colonização foi intensificado (PRIORI et al. 2012).

A colonização resultou no aumento demográfico da região no início do século XX, principalmente com a chegada dos imigrantes alemães e italianos, que buscaram se estabelecer em pequenas propriedades rurais de cunho familiar. Esse movimento foi incentivado pelo governo da época, e chegou a ser denominado de “marcha para o oeste” que até então era considerado um território a ser explorado (NADALIN, 2001).

Inicialmente a economia da região era baseada no extrativismo vegetal, principalmente da erva mate. Porém, devido aos solos férteis e planos, assim como o clima favorável, a produção agrícola se estabeleceu (ORSO, 2011).

Atualmente o agronegócio da região é de grande representatividade no

âmbito estadual, o destaque é para a produção de suínos, uma vez que entre as dez cidades com maior efetivo de rebanho do estado, oito delas estão situadas no oeste paranaense, representando 62,7% do efetivo de suínos do estado. Em relação à produção de milho, a região é responsável por 24,7% da produção estadual, e no ranking das dez cidades com maior produção dentro do estado, sete delas situam-se no oeste paranaense. Quanto à produção de soja, a região atende a 19,4% da produção paranaense, contando com três cidades no ranking de maiores produtoras do estado (IPARDES, 2020).

2.3 ATIVIDADE SUINÍCOLA

A suinocultura objetiva a produção de proteína animal e o seu sistema de produção pode contemplar diferentes categorias. São elas, ciclo completo (CC), Unidade Produtora de Leitões (UPL), Unidade de Crescimento e Terminação (UCT), Unidade Produtora de Leitões Desmamados (UPD) e Crechário (CR) (AMARAL et al. 2016).

Nas UCT o objetivo é finalizar o ciclo de produção animal e abastecer o mercado consumidor, portanto, é conhecida como a fase de engorda. O tempo de duração do ciclo é de em média 90 a 105 dias. Os animais iniciam nessa categoria pesando em média 25 kg e são abatidos quando atingem aproximadamente 120 kg. A produção média de efluentes é de 7 a 10 L animal.dia⁻¹. Os efluentes consistem em fezes, urina, ração não consumida, pelos de animais e água. A limpeza de manutenção das baias que abrigam os animais pode ocorrer por meio de raspagem ou lavagem com água (MITO et al. 2018).

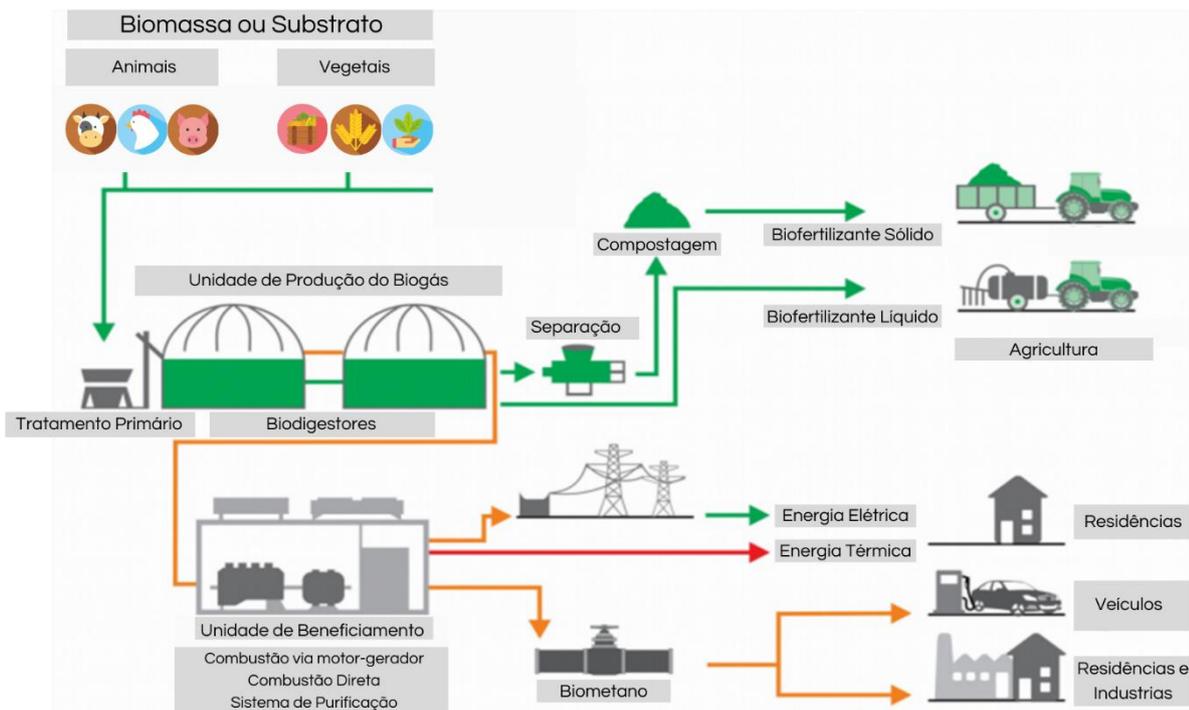
A Resolução nº 15 de 2020 da Secretaria de Estado do Desenvolvimento Sustentável e do Turismo (SEDEST) estabelece os critérios para o licenciamento ambiental de empreendimentos de suinocultura no Estado do Paraná e o seu art. 17 prevê que os dejetos gerados pela atividade de suinocultura devem obrigatoriamente sofrer armazenamento e/ou tratamento primário e após devem ser encaminhados para tratamento secundário e/ou aplicação no solo para fins agrícolas (SEDEST, 2020). Entre as possibilidades de tratamento para os dejetos suínos, destacam-se os biodigestores que consistem em câmaras capazes de realizar a fermentação anaeróbica da matéria orgânica da biomassa residual, tendo como produtos principais o biogás e o digestato (CARDOSO et al. 2015).

2.4 TRATAMENTO DA BIOMASSA RESIDUAL POR BIODIGESTORES

2.4.1 Definição e Cadeia Produtiva do Biogás

Os biodigestores são sistemas capazes de efetuar o tratamento da matéria orgânica vegetal ou animal, chamada de biomassa. Por sua vez, a biomassa que adentra no biodigestor é denominada de substrato, e esse compreende a matéria prima para a produção de biogás (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2011; SOMER e BOROSKI, 2020). A cadeia produtiva do biogás engloba algumas etapas que são demonstradas na Figura 1.

Figura 1. Cadeia Produtiva do Biogás



Fonte: Adaptado de SEMA-RS, 2020

O substrato possui uma gama múltipla de fontes, abrangendo a agropecuária, indústrias e resíduos sólidos urbanos. A primeira etapa da cadeia produtiva do biogás é o tratamento primário do substrato. Esse tratamento é variável de acordo com o modelo de biodigestor adotado no sistema. Porém, normalmente engloba a homogeneização ou a decantação (JENDE et al. 2015; TAPPARO et al. 2021).

A segunda etapa ocorre no biodigestor e consiste na biodigestão

anaeróbica, produção e armazenamento do biogás. Após o processo de biodigestão, o biogás é conduzido para a unidade de beneficiamento. A composição química do biogás é de 50% a 70% de metano (CH_4), 30% a 50% de dióxido de carbono (CO_2), sulfeto de hidrogênio (H_2S), amônia (NH_3), vapor d'água e gases traços (BECHER, 2016).

O beneficiamento do biogás depende da seleção de tecnologias e projetos que considerem o objetivo da sua utilização. Entre os principais contaminantes que afetam o potencial energético do biogás, destacam-se o sulfeto de hidrogênio (H_2S), o dióxido de carbono (CO_2) e a amônia (NH_3). Evidenciando que a utilização do biogás como fonte de energia térmica e elétrica exige um tratamento mais simples e menos oneroso (SILVA e MEZZARI et al. 2019).

No conjunto motor-gerador a energia química do biogás é convertida em energia mecânica por meio de um processo controlado de combustão. Por sua vez, a energia mecânica ativa um gerador que a converte em energia elétrica. Enquanto na combustão direta, o biogás é direcionado para a queima em caldeiras, fornos ou estufas, visando converter a energia química em energia térmica (LOBATO, 2011; JENDE et al. 2015).

A utilização do biogás como biometano para a destinação a veículos, residências ou indústrias exige um grau de purificação superior, de modo a remover com maior efetividade os contaminantes presentes no biogás. Em suma, essa purificação visa a obtenção de um gás com qualidades equivalentes ao gás natural, apresentando índices de concentração de metano acima de 95%. Para isso, são aplicados procedimentos físicos, com base em adsorção, refrigeração e separação por membranas, assim como processos de absorção química (WILKEN et al. 2019, 2016; JENDE et al. 2015; BECHER, 2016).

Além do biogás e suas múltiplas aplicações, outro produto fornecido pelo biodigestor após a biodigestão anaeróbica é o digestato, um composto estável do ponto de vista químico e biológico. O digestato pode apresentar-se na forma líquida ou sólida, ambas com potencial para aplicação como biofertilizante na agricultura. As propriedades do digestato dependem principalmente do substrato que compõem a biomassa utilizada no processo de biodigestão. No entanto, além da composição química e a variabilidade entre os substratos, as diferentes proporções em relação à misturas de substratos também impactam na sua composição química e nutricional (NICOLOCO et al. 2019; ALMEIDA, 2020).

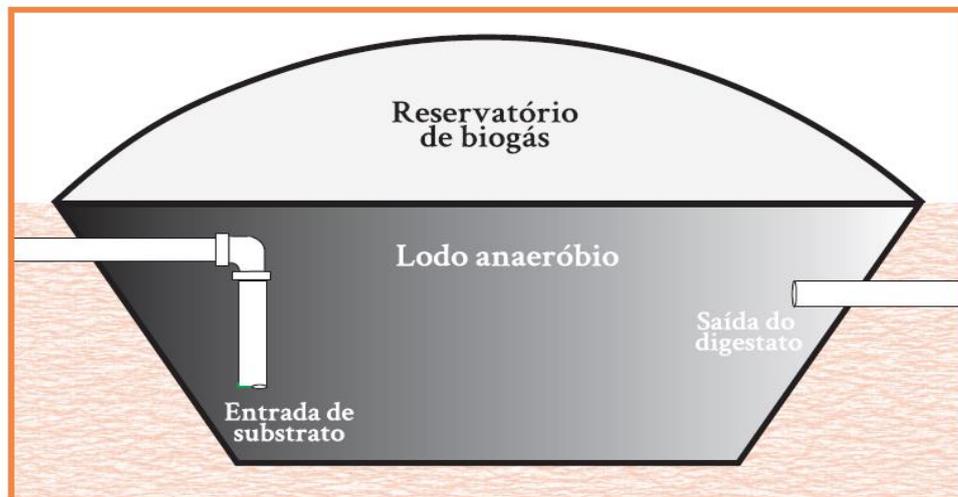
O digestato pode ser submetido a tratamentos adicionais. Em sua forma líquida, normalmente é enviado para lagoas de estabilização, maturação ou polimento.

Enquanto na sua forma sólida, pode ser encaminhado para sistemas de separação, compostagem, secagem e peletização (WILKEN et al. 2019; STIVAL et al. 2017).

2.4.2 Modelos de Biodigestores

No mercado existe diversidade quanto a modelos de biodigestores, como por exemplo, o Canadense, Chinês e Indiano (CALZA et al. 2015). No Brasil, o mais difundido é o Canadense, também chamado de Biodigestor de Lagoa Coberta (BLC), que é escavado no solo, com geometria de base retângular de seção trapezoidal. Ademais, é impermeabilizado e coberto com material geossintético (PVC, PEAD) que possui flexibilidade adequada para acumular o biogás (Figura 2) (CALZA et al. 2015; AMARAL et al. 2019).

Figura 2. Esquema de um biodigestor modelo lagoa coberta.



Fonte: KUNZ et al., 2019

As principais vantagens desse modelo de biodigestor referem-se a sua facilidade de construção e operação pelo fato de exigir um baixo nível tecnológico. Associado a isso, os custos tendem a ser menores se comparados com outros modelos existentes no mercado. E por fim, tem se mostrado eficiente no tratamento de efluentes, principalmente quando destinado ao ramo agroindustrial (CALZA et al. 2015; AMARAL et al. 2019).

Com relação às desvantagens, os BLC em geral não apresentam sistema

de aquecimento e isso pode resultar em variação da temperatura da biomassa dentro do reator, afetando geração de biogás. O tempo de retenção hidráulica tende a ser maior, o que aumenta a necessidade de área para sua instalação. E por fim, o acúmulo de sólidos que geram lodo no fundo do tanque, justamente por isso ele é recomendado para tratar efluentes com baixa concentração de sólidos (JENDE et al. 2015; AMARAL et al. 2019).

2.4.3 Etapas do Tratamento por Biodigestores

O tratamento desenvolvido pelos biodigestores consiste na digestão anaeróbica do substrato orgânico sólido ou líquido por meio da ação de microrganismos. Todavia, esse processo depende de ações sequenciais de vários grupos de microrganismos, os quais possuem distintas características, necessidades nutricionais, sensibilidade às condições ambientais e cinética de crescimento (LULLIO et al., 2014).

A nível bacteriano, existem quatro etapas no processo de biodigestão anaeróbica. A primeira denomina-se hidrólise e é responsável por degradar compostos de maior massa molecular como carboidratos, proteínas e gorduras em moléculas de menor massa molecular como açúcares, aminoácidos e ácidos graxos. Essa etapa é executada pela ação de enzimas extracelulares excretadas por bactérias. As bactérias proteolíticas produzem a enzima protease capaz de degradar as proteínas e os peptídeos em amônia e aminoácidos, as bactérias lipolíticas fornecem a enzima lipase capaz de degradar os lipídeos saponificáveis a ácidos graxos de cadeia longa de carbono (C15 a C17) e glicerol, e as bactérias celulolíticas produzem a enzima hidrolase que degrada os polissacarídeos a açúcares (SANTI, 2013). Durante a hidrólise, os microrganismos anaeróbios facultativos consomem o oxigênio dissolvido, o que favorece o desenvolvimento dos exclusivamente anaeróbios nas etapas seguintes (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2011; AMARAL, et al. 2019).

A segunda etapa é a acidogênese, na qual os produtos provenientes da hidrólise sofrem fermentação pela ação de bactérias do gênero *Acetobacter* e são transformados em ácidos orgânicos (etanoico, propanoico, butanoico), álcoois, óxidos de nitrogênio, sulfeto de hidrogênio, hidrogênio e dióxido de carbono (AMARAL et al. 2019; (DENG et al., 2020).

A terceira etapa é a acetogênese e ocorre pela ação das bactérias acetogênicas, que transformam os produtos da acidogênese em ácidos orgânicos de cadeia

curta com apenas um ou dois átomos de carbono (fórmico e acético), dióxido de carbono e hidrogênio (CHERNICHARO, 2007; DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2011; CREMONEZ, 2013; AMARAL, et al. 2019).

A quarta etapa é a metanogênese, e ocorre pela ação de bactérias *Arqueas* em condições exclusivamente anaeróbicas. Essas bactérias se subdividem de acordo com suas vias metabólicas (acetotrófica e hidrogenotrófica). As bactérias acetotróficas transformam o acetato em metano e as hidrogenotróficas transformam o hidrogênio e dióxido de carbono em metano (SILVA M.L.B et al. 2015; AMARAL et al. 2019).

2.4.4 Parâmetros de Avaliação do Tratamento por Biodigestores

A biodigestão anaeróbica depende de alguns elementos considerados cruciais para que o seu desempenho seja satisfatório em relação ao tratamento da biomassa (CHERNICHARO, 2007; EDWIGES et al. 2019; AMARAL et al. 2019). Quando se trata da eficiência de remoção, considera-se a capacidade de um sistema de tratamento de reduzir as substâncias poluentes e/ou contaminantes, sejam elas químicas ou biológicas, de um determinado resíduo ou efluente (SAVEGNAGO e FERRI, 2014). A eficiência de remoção de poluentes/contaminantes é obtida por meio de análises físico-químicas e biológicas. Essas análises devem contemplar o efluente na entrada e na saída do tratamento (SILVA e MEZZARI et al. 2019).

Há inúmeros parâmetros que podem ser considerados ao avaliar a eficiência de um processo de biodigestão, sendo que a determinação dos critérios a serem avaliados dependem fundamentalmente da destinação final dos produtos resultantes da biodigestão (CARDOSO et al. 2015). Alguns desses parâmetros podem ser a demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), os sólidos (totais, voláteis, fixos e sedimentáveis) e sulfatos (SILVA e MEZZARI et al. 2019).

No entanto, além destes, existem outros critérios que podem ser considerados, como a pressão parcial de hidrogênio, temperatura, alcalinidade, pH, ácidos voláteis e nutrientes. Ainda assim, é possível extrapolar esses parâmetros quando se considera o biodigestor como um todo, incluindo a determinação da relação entre o acúmulo de ácidos orgânicos voláteis e a alcalinidade (relação AI/AP), o tempo de retenção hidráulica, a carga orgânica volumétrica (COV) e a relação COV e temperatura (CHERNICHARO, 2007; EDWIGES et al. 2019; AMARAL et al. 2019).

No caso de potencial aplicação do digestato como biofertilizante, a determinação da eficiência de remoção a respeito dos nutrientes há de ser considerada, tendo em vista que alguns nutrientes como N, P e K em excesso podem causar desequilíbrios para o solo, plantas e corpos de água. Por outro lado, as análises microbiológicas também se configuram como essenciais, uma vez que por meio delas é possível identificar carga de microrganismos, como coliformes totais e termotolerantes (CHEN, 2006).

2.5 ADUBAÇÃO DE CULTURAS AGRÍCOLAS

A adubação é realizada por meio dos fertilizantes, que podem ser minerais ou orgânicos, estes são responsáveis por suprir a demanda nutricional das culturas para que estas expressem seu potencial produtivo (NICOLOSO et al. 2019). O desenvolvimento das plantas depende dos macros e micronutrientes. Os macronutrientes compreendem aqueles que a planta demanda em maior quantidade, e englobam o nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S). Os micronutrientes consistem naqueles que a planta exige em menor quantidade, e abrangem o cloro (Cl), manganês (Mn), boro (B), zinco, ferro (Fe), cobre (Cu), molibdênio (Mo) e cobalto (Co) (MCGRATH et al. 2014; SAVEGNAGO E FERRI, 2014).

A quantidade de adubo a ser fornecida depende de muitos fatores, entre eles o tipo de cultura, o substrato em que ela será cultivada, os nutrientes que esse substrato possui e a estimativa de produção (SAVEGNAGO E FERRI, 2014). Na agricultura o substrato majoritariamente utilizado é o solo, e, portanto, as suas propriedades físicas, químicas e biológicas influenciam diretamente na produtividade. No conjunto solo-planta, o sistema radicular das plantas explora o solo visando captar água e nutrientes. Em solos férteis, a quantidade de adubação é menor, isso porque o solo tem uma capacidade maior de suprir as necessidades das plantas. Todavia em solos pobres, a necessidade de adubação é maior, tendo em vista que o solo não é capaz de fornecer de forma satisfatória os nutrientes para o pleno desenvolvimento das plantas (NICOLOSO et al. 2019).

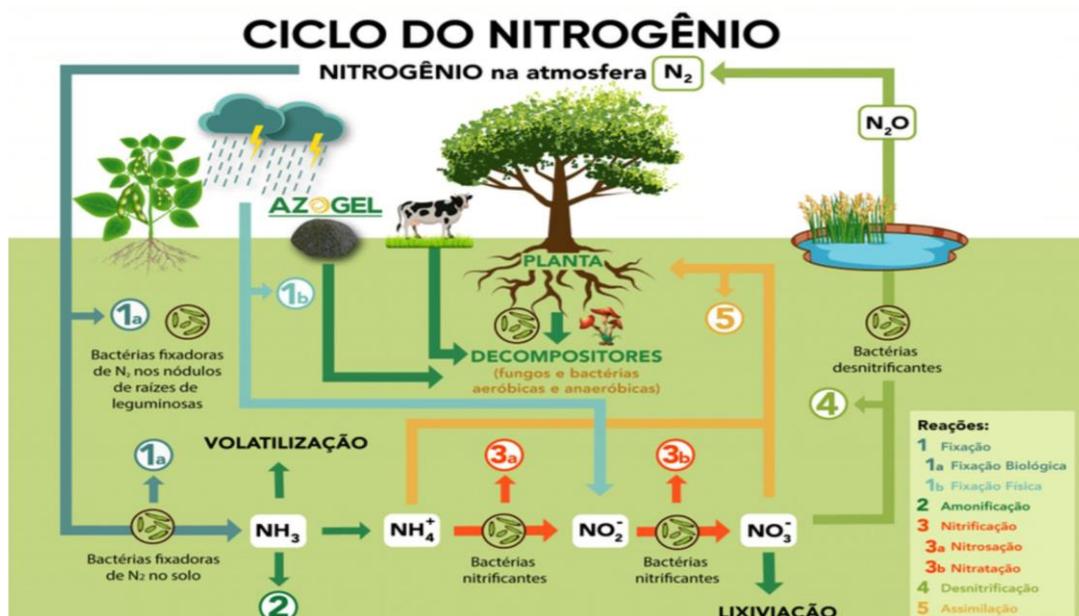
Em condições naturais os nutrientes presentes no solo são retirados pelas plantas para o seu desenvolvimento e retornam a ele por meio da morte e decomposição matéria vegetal. O cultivo agrícola não permite uma boa parte do retorno destes elementos químicos para o solo, uma vez que as plantas são extraídas. Portanto, a adubação é

essencial na agricultura, tendo em vista que é o meio de reposição dos elementos no solo (SAVEGNAGO E FERRI, 2014).

A essência da adubação agrícola está no suprimento da demanda de N, P e K, sendo que o principal objetivo é estabelecer doses eficientes do ponto de vista agrônomo e econômico. O Ca e o Mg não são o foco principal pois normalmente são supridos na aplicação de corretivo da acidez do solo, mediante o processo de calagem quando o corretivo aplicado é o calcário dolomítico. Assim como o S que é recomendado de maneira preventiva para culturas mais exigentes. É importante destacar que a reposição de Mg ocorre concomitantemente quando a calagem é realizada com o calcário dolomítico $[\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2]$, enquanto no uso de calcário calcítico (CaCO_3) a reposição se restringe ao Ca (GATIBONI et al. 2016).

As espécies absorvíveis de N pelas plantas são o íon amônio (NH_4^+) e o íon nitrato (NO_3^-). O N é importante para os vegetais por ser um componente da clorofila, dos ácidos nucleicos e dos aminoácidos. Além disso, é o principal componente de proteínas e enzimas que controlam a maioria dos processos biológicos (BREDEMEIER e MUNDSTOCK, 2000; VIEIRA, 2017). As perdas de N pelo solo ocorrem principalmente pela volatilização da amônia (NH_3), lixiviação de nitrato (NO_3^-) e emissão de óxido nitroso (N_2O) (SPARKS, 2002; MCGRATH et al. 2014; VIEIRA, 2017). A Figura 3 esquematiza o ciclo do nitrogênio e as suas etapas (fixação, amonificação, nitrificação e desnitrificação).

Figura 3. Ciclo do Nitrogênio



Fonte: Adaptado de SANTOS et al. (2020).

Em relação ao fósforo (P), as formas assimiláveis pelas plantas são os ânions fosfato (H_2PO_4^- e HPO_4^{2-}). O P é componente da adenosina di e trifosfato (ADP e ATP) que é essencial para o armazenamento e transferência de energia. Além disso, é integrante do ácido desoxirribonucleico (DNA) e ácido ribonucleico (RNA). Portanto, é fundamental para a maioria dos processos de desenvolvimentos das plantas, visto que compõem os tecidos vegetais (HAVLIN et al. 2013; MCGRATH et al. 2014; MELO e MENDONÇA, 2019).

O potássio (K) é absorvido pelas plantas na forma de íon K^+ . As suas funções para as plantas estão associadas à regulamentação do uso de água, contribuindo com a tolerância das plantas à estiagem e aumento de resistência à doenças. Além disso, é um dos elementos envolvidos na fotossíntese e na síntese de proteínas (SPARKS, 2002; HAVLIN et al. 2013; MCGRATH et al. 2014)

2.5.1 Fertilizantes Minerais

Os fertilizantes minerais são amplamente difundidos no meio agrícola, justamente por apresentarem resultados satisfatórios em relação ao desenvolvimento das culturas. As principais vantagens dessa categoria de fertilizantes é que os nutrientes são imediatamente disponibilizados para as plantas, o que reverbera em um efeito mais rápido quando ao desenvolvimento da cultura. Outra vantagem é que pela sua assimilação ser muito efetiva, as doses podem ser menores, se comparadas com outras categorias de fertilizantes. Além do mais, o seu custo é considerado competitivo, uma vez que o mercado de comercialização de fertilizantes minerais é estruturado e disseminado (CHEN, 2006).

No entanto, os fertilizantes minerais também possuem desvantagens, sendo que, a maioria delas está associada à sua utilização excessiva. Algumas delas são a propensão à lixiviação e contaminação dos recursos hídricos, o comprometimento da microbiota do solo, a capacidade de acidificar ou alcalinizar o solo, a redução da fertilidade do solo a longo prazo e a diminuição da resistência das plantas às doenças. Além do mais, os fertilizantes minerais são provenientes de fontes não renováveis (CHEN, 2006).

Ainda em relação aos fertilizantes minerais, a dependência do Brasil quanto à importação desse produto em larga escala também pode resultar em imbróglis, como tem ocorrido devido a recente crise provocada pela guerra na Ucrânia. Afinal, há insegurança quanto à disponibilidade de fertilizantes para as safras futuras do Brasil, uma

vez que o seu maior fornecedor é a Rússia. No ano de 2021, o Brasil importou 85% dos fertilizantes que aplicou em suas lavouras, o que representa 43 milhões de toneladas, e destes 73% foram destinados para as cadeias de soja, milho e cana de açúcar. Em relação aos principais macronutrientes, a demanda de importação para o N é de 75%, P de 55% e de K de 94% (ALMEIDA, 2022, CARRANÇA, 2022).

Essa gama de fatores impulsionou projetos que já vinham sendo desenvolvidos pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) no sentido de diminuir gradativamente a dependência internacional de fertilizantes. A estimativa com o Plano Nacional de Fertilizantes é reduzir a participação dos importados de 85% para 60% em 30 anos. As principais frentes de pesquisa desses projetos são os biofertilizantes, organominerais, fertilizantes nanoestruturados, agricultura de precisão e condicionadores de solo com pó de rocha (ALMEIDA, 2022; CARRANÇA, 2022; EMPRAPA, 2022).

2.5.2 Biofertilizantes

O biofertilizante é o adubo orgânico, que pode ser líquido ou sólido, e assim como qualquer fertilizante visa suprir a demanda nutricional das plantas. Os biofertilizantes podem ser de origem vegetal ou animal. Entre as possíveis fontes de biofertilizantes, destaca-se o digestato proveniente da biomassa de suinocultura tratada por meio dos biodigestores (VASO et al. 2021).

No entanto, tratando-se do digestato, para que ele seja considerado um biofertilizante é necessário a realização de análise físico, química e microbiológica, de modo a garantir que não apresente toxicidade para o solo ou as plantas (SIMON e CASTILHOS, 2020; ALMEIDA, 2020). Uma vez que, a utilização do digestato como biofertilizante sem qualquer critério pode acarretar impactos negativos para o sistema solo-planta, desse modo é imprescindível o conhecimento a respeito de suas propriedades para o seu uso com segurança (BARSZCZ et al. 2019).

Os biofertilizantes apresentam inúmeras vantagens, em relação ao solo propriamente dito, destacam-se o aumento nos teores de matéria orgânica, melhorias na estrutura e porosidade, estimulam a microbiota, protegem a umidade do solo, liberam os nutrientes lentamente contribuindo com o reservatório residual de macro e micronutrientes, melhoram a mobilidade dos nutrientes, auxiliam na retenção de cátions como Ca, Mg e K e

promovem o aumento da resistência das plantas aos ataques de pragas e doenças (CHEN, 2006; NICOLOSO et al. 2019; AGUIAR et al. 2017; ZANUNCIO et al. 2020).

Além todas essas vantagens, a produção de biofertilizante pode ocorrer nas dependências da propriedade rural, não exige alto grau de complexidade e possui custo relativamente baixo. Portanto, o uso do digestato como biofertilizante agrega valor a um dos produtos da biodigestão que outrora poderia ser considerado inaproveitável, possibilitando a reciclagem do digestato e a substituição, parcial ou total, da adubação mineral, principalmente quando em pequenas propriedades rurais (SAVEGNAGO e FERRI, 2014; AGUIAR et al. 2017; NICOLOSO et a. 2019).

Todavia, em relação às desvantagens, os biofertilizantes possuem menores concentrações de nutrientes, se comparados aos fertilizantes minerais, exigindo um volume maior de aplicação e conseqüentemente o desprendimento de mão de obra e/ou maquinário para a logística de aplicação. A taxa de liberação dos nutrientes é lenta pois estes precisam ser mineralizados para estarem disponíveis às plantas, além de que alguns nutrientes podem não constar em quantidades satisfatórias para as plantas. A composição nutricional é variável, a aplicação prolongada e demasiada pode resultar em efeitos adversos ao solo e as plantas e dependendo da sua origem do biofertilizante, podem conter metais pesados e organismos patógenos (CHEN, 2006; NICOLOSO et al. 2019).

A Instrução Normativa nº 61 de 2020 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) estabelece as diretrizes a serem atendidas quanto aos fertilizantes orgânicos ou biofertilizante destinados à agricultura. A legislação brasileira é muito clara quanto a disposição de efluentes em corpos d'água. Todavia, o descarte no solo é apenas mencionado na Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) em seu artigo nº 29 que preconiza que disposição de efluentes no solo, mesmo tratados, não poderá causar poluição ou contaminação das águas. Já a Resolução nº 430/2011, em seu artigo nº 2 determina que a disposição de efluentes no solo, mesmo tratados, não está sujeita aos parâmetros e padrões de lançamento estabelecidos para o descarte em corpos d'água, todavia o seu descarte no solo não pode causar poluição das águas superficiais e subterrâneas.

3 METODOLOGIA

3.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA PROPRIEDADE RURAL

As amostras do efluente proveniente de suinocultura foram coletadas em uma propriedade rural denominada São Pedro Colombari, situada no município de São Miguel do Iguazu (PR), sob as coordenadas geográficas 25°29'50" S e 54°13'29" W. A propriedade é referência no que tange a produção de biogás utilizando o sistema de biodigestor, reconhecida nacional e internacionalmente por atuar em consonância com projetos desenvolvidos pela Itaipu Binacional e o Centro Internacional de Energias Renováveis (CIBIÓGÁS).

O clima da região é subtropical úmido e segundo a classificação de Köppen do tipo "Cfa". O solo permeia entre o Latossolo vermelho eutroférico e o Nitossolo vermelho eutroférico, embora, especificamente na propriedade de estudo o solo predominante é o Latossolo vermelho eutroférico (SIBCS, 2006).

A propriedade dispõe de 5.000 cabeças de suínos em fase de terminação que alimentam o sistema de tratamento de efluentes, realizado por dois biodigestores modelo canadense de lagoa coberta. O sistema de limpeza das baias é realizado por meio de raspagem em lâmina d'água, na qual o efluente é conduzido por gravidade até o separador de sólidos que por meio da decantação executa o tratamento primário.

Posteriormente o efluente segue seu fluxo até o primeiro biodigestor, em seguida passa pelo segundo biodigestor e por fim é conduzido até a lagoa de armazenamento do digestato. A vazão média de efluentes produzidos pelos suínos é de 70 m³ dia⁻¹. O tempo de retenção dos efluentes nos biodigestores é de aproximadamente 30 dias.

A produção de biogás perfaz aproximadamente 770 m³ dia⁻¹, este é convertido em energia térmica e energia mecânica através da combustão do biogás em um motor MWM de 6 cilindros, potência de 120 kva com operação média de 68 kWh. A energia mecânica, por sua vez, é convertida em energia elétrica por meio de um gerador acoplado ao motor a combustão. A produção de energia elétrica gira em torno de 32 MWh.mês⁻¹, sendo destinada para suprir a demanda da propriedade, embora no caso de produção excedente, também ocorre a geração distribuída na rede elétrica.

O digestato proveniente do tratamento realizado nos biodigestores é

armazenado em duas lagoas de estabilização. O volume de digestato produzido é de aproximadamente $50 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ e atualmente a sua aplicação é realizada nas áreas de pastagem destinadas aos bovinos da propriedade. Eventualmente, o digestato já foi aplicado em culturas anuais, especialmente quando a janela de tempo entre a plantação do milho e soja perfazia um período maior. A Figura 4 apresenta um croqui da propriedade rural com o posicionamento de suas principais instalações.

Figura 4 - Croqui da propriedade São Pedro Colombari



Fonte: GOOGLE MAPS, 2022.

3.2 AMOSTRAGEM E ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS

3.2.1 Variação Temporal e Pontos de Coleta

As amostras foram coletadas nos meses de março e abril de 2022, totalizando duas coletas, foram contemplados três pontos de coleta e todas as análises realizadas em triplicata. O primeiro ponto (P1) perfaz o efluente de entrada do primeiro biodigestor, e que já passou pelo tratamento primário realizado com o separador de sólidos. O segundo ponto (P2) situa-se entre a saída do primeiro biodigestor e a entrada do segundo

biodigestor. O terceiro ponto (P3) situa-se na saída do segundo biodigestor, e portanto, representa o digestato que é imediatamente conduzido para as duas lagoas de estabilização.

3.2.2 Análises Químicas, Físicas e Biológicas

Os parâmetros analisados contemplaram análises químicas, físicas, microbiológicas e nutricionais. As análises foram distribuídas conforme os três pontos de coleta (P1, P2 e P3), conforme descreve a Tabela 1.

Tabela 1. Descrição dos pontos de coleta e parâmetros analisados

Ponto de Coleta	Parâmetro Analisado	Unidade
P1 – P3	Demanda Química de Oxigênio (DQO)	(mg O ₂ L ⁻¹)
P1 – P3	Sólidos Totais (ST)	(g kg ⁻¹)
P1 – P3	Sólidos Voláteis (SV)	(g kg ⁻¹)
P1 – P3	Sólidos Fixos (SF)	(g kg ⁻¹)
P1 – P3	Sólidos Sedimentáveis (SS)	(mL L ⁻¹)
P1 – P3	Alcalinidade	(mg CaCO ₃ L ⁻¹)
P1 – P3	pH	---
P1 – P3	Sulfatos	(mg SO ₄ ²⁻ L ⁻¹)
P1 – P2 – P3	Nitrogênio Total (N total)	(mg L ⁻¹)
P1 – P2 – P3	Fósforo Total (P total)	(mg L ⁻¹)
P1 – P2 – P3	Potássio Total (K total)	(mg L ⁻¹)
P3	Cálcio (Ca)	(mg L ⁻¹)
P3	Magnésio (Mg)	(mg L ⁻¹)
P3	Coliformes Totais	(UFC g ⁻¹)
P3	Coliformes Termotolerantes	(UFC g ⁻¹)

As análises de DQO, ST, SV, SF, SS, alcalinidade, pH, sulfatos, N total, P total e K total foram realizadas em parceria estabelecida com o Centro Internacional de Energias Renováveis (CIBIOGÁS). Enquanto as análises de Ca, Mg, coliformes totais e termotolerantes foram realizadas por laboratório especializado em análises ambientais, de água e alimentos.

As análises físico-químicas foram realizadas conforme a metodologia descrita por Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017).

As análises de microbiológicas atenderam a metodologia prescrita por Official Methods of Analysis - Microbiological Methods (2012).

As análises de N total, P total e K total foram realizadas por meio de kit's de teste do sistema Spectroquant® das marcas Merck (N total) e Supelco (P total e K total). O princípio de análise dos kit's consiste no método espectrofotométrico. Para a determinação do N total, os compostos nitrogenados orgânicos e inorgânicos são transformados em nitrato de acordo com o método de Koroleff por tratamento com um agente oxidante em um termoreator. E em uma solução acidificada com ácido sulfúrico e ácido fosfórico, este reage com nitrato de 2,6-dimetilfenol (DMP), para formar 4-nitro-2,6-dimetilfenol, que é determinado fotometricamente. Na determinação do P total, os íons ortofosfato em solução sulfúrica formam com os íons molibdato o ácido molibdofosfórico, este reage com o ácido ascórbico e se reduz a azul de fosfomolibdênio que é determinado fotometricamente. Na análise de K total, os íons potássio em solução alcalina formam com Kalignost® (tetrafenilborato sódico) um precipitado dificilmente solúvel que gera a turbidez determinada fotometricamente.

3.3 AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO POR BIODIGESTOR

3.3.1 Eficiência de Remoção

A eficiência de remoção (ϵ) foi calculada para os parâmetros físico-químicos (DQO, ST, SV, SF, SS e sulfatos) e nutricionais (N, P e K). Além disso, também foram considerados os parâmetros de alcalinidade e pH para avaliar o processo de biodigestão anaeróbica. Os pontos de coleta utilizados como base para essa determinação da eficiência de remoção foram o P1 e P3. Portanto, aplicou-se a média dos valores obtidos para cada parâmetro em cada ponto considerado, conforme prevê a Equação 1.

Equação 1 - Eficiência de Remoção

$$\epsilon = \frac{(P1 - P3)}{P1} \cdot 100$$

Onde:

ϵ - eficiência de remoção (%).

P1 - média dos valores do parâmetro em análise proveniente do P1.

P3 - média dos valores do parâmetro em análise proveniente do P3.

3.3.2 Análise Estatística

A análise dos resultados foi baseada no teste “t” student para dados pareados, com vistas a analisar o mesmo universo amostral antes e depois de um determinado evento. O nível de significância adotado foi de $\alpha = 0,05$, ou seja, um intervalo de confiança de 95%. A hipótese nula (H_0) considerou que não há diferença estatisticamente significativa entre os resultados. Para tanto, ela foi testada com o objetivo de determinar a sua aceitação ou rejeição, e essa determinação ocorreu por meio do resultado obtido do p-valor. Portanto, para os resultados de p-valor superiores ao nível de significância de 5% ($p > 0,05$) a H_0 foi aceita, enquanto os resultados de p-valor inferiores ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$) a H_0 foi rejeitada. Os pontos de coleta utilizados para essa determinação foram o P1 e P3.

3.4 ADUBAÇÃO DAS CULTURAS DE MILHO E SOJA

Para a determinação dos cálculos de adubação de milho e soja com o digestato foram utilizados os dados obtidos pelas análises realizadas no P3, ou seja, saída do segundo biodigestor. Para tanto, as concentrações dos nutrientes nesse ponto foram avaliadas para gerar as estimativas de adubação conforme a expectativa de produtividade de 10 ton.ha⁻¹ para o milho e 6 ton.ha⁻¹ para a soja. O solo de referência para os parâmetros químicos foi o Latossolo Vermelho Eutroférico (Tabela 2), uma vez que este predomina na área da propriedade rural.

Tabela 2 - Parâmetros Químicos de um Latossolo Vermelho Eutroférico.

pH (água)	CTC (cmol.dm ⁻³)	MOS (%)	Argila (%)	P (mg.dm ⁻³)	K ⁺ (mg.dm ⁻³)	Ca ²⁺ (cmolc.dm ⁻³)	Mg ²⁺ (cmolc.dm ⁻³)
4,90	9,55	3,20	44,90	26,00	175,50	3,80	0,60

pH (água) = potencial hidrogeniônico em água; CTC = capacidade de troca de cátions a pH 7,0; M.O = matéria orgânica do solo; P = Fósforo; K⁺ = Potássio; Ca²⁺ = Cálcio; Mg²⁺ = Magnésio.

Fonte: CASTRO et al. (2009); NOZAKI e VENDRÚSCULO (2010); MARCOLINI e CALEGARI (2020).

Foram calculadas as quantidades necessárias de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) para a cultura de milho e soja. As concentrações de N, P e K foram extrapoladas para a unidade de metro cúbico por hectare ($m^3 \cdot ha^{-1}$) para o digestato e quilograma por hectare ($kg \cdot ha^{-1}$) para o fertilizante. Os fertilizantes comerciais utilizados como referência neste trabalho foram os mais comumente utilizados para a reposição desses nutrientes no solo. Portanto, respectivamente, ureia ($CO(NH_2)_2$), superfosfato triplo (SFT) e cloreto de potássio (KCl). Os critérios de adubação foram embasados pelo Manual de Calagem e de Adubação publicado pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS, 2016). A escolha desse manual se baseou na sua confiabilidade e por se tratar de um manual específico para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, que notoriamente possuem muitas similaridades com os solos da região oeste do estado do Paraná (FURTATO et al. 2020).

3.4.1 Cálculos de Adubação para o Milho

3.4.1.1 Adubação Nitrogenada

O cálculo da adubação nitrogenada para a cultura do milho foi realizado com base no teor de matéria orgânica do solo e levando em consideração a cultura que havia sido cultivada anteriormente. A Tabela 3 apresenta as quantidades recomendadas de N em $kg \cdot ha^{-1}$ levando em conta ambos os aspectos.

Tabela 3 – Adubação para o Nitrogênio e o Teor de Matéria Orgânica do Solo

Teor de Matéria Orgânica Porcentagem (%)	Cultura Anterior ($kg \ N \cdot ha^{-1}$)		
	Leguminosa	Consociaçãoção/Pousio	Gramínea
≤ 2,5	70	80	90
2,6 – 5,0	50	60	70
> 5,0	≤ 40	≤ 40	≤ 50

Expectativa de rendimento maior que $6 \ t \ ha^{-1}$, acrescentar aos valores da tabela $15 \ kg \ de \ N \ ha^{-1}$, por tonelada adicional de grãos a serem produzidos.

Fonte: SBCS, 2016

O cálculo da quantidade de fertilizante comercial, nesse caso a ureia

(CO(NH₂)₂), considerou a massa molar do nitrogênio (46,67%) em relação massa molar da ureia. Para tanto, foi estimado matematicamente a quantidade de CO(NH₂)₂ a ser aplicada por hectare para suprir as necessidades da cultura, levando em consideração a expectativa de rendimento e o teor de matéria orgânica do solo em questão.

Para fins de cálculo a estimativa da quantidade de digestato considerou a concentração de N total presente, embora as plantas absorvam o N inorgânico, principalmente na forma de nitrato (NO₃⁻) e amônio (NH₄⁺) que representam aproximadamente 2% a 5% do N total. Portanto, de posse das concentrações de N total foi determinado matematicamente a quantidade de digestato em m³.ha⁻¹ necessária para atender a demanda da cultura.

3.4.1.2 Adubação Fosfatada

O cálculo da adubação fosfatada para a cultura do milho foi realizado tendo como base o teor de argila do solo. Na Tabela 4 são apresentadas as classes de solo conforme o teor de argila (1, 2, 3 e 4) e conseqüentemente a interpretação quanto à classe de disponibilidade de fósforo (P) (muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto).

Tabela 4 – Interpretação da Disponibilidade de Fósforo e o Teor de Argila no Solo

	Classe de Teor de Argila			
	Classe 1 (> 60%)	Classe 2 (60 a 41%)	Classe 3 (40 a 21%)	Classe 4 (≤ 20%)
Classe de Disponibilidade	mg de P.dm ⁻³			
Muito baixo	≤ 3,0	≤ 4,0	≤ 6,0	≤ 10,0
Baixo	3,1 – 6,0	4,1 – 8,0	6,1 – 12,0	10,1 – 20,0
Médio	6,1 – 9,0	8,1 – 12,0	12,1 – 18,0	20,1 – 30,0
Alto	9,1 – 18,0	12,1 – 24,0	18,1 – 36,0	30,1 – 60,0
Muito alto	> 18,0	> 24,0	> 36,0	> 60,0

Fonte: SBCS (2016).

Como é possível identificar, os teores de argila são expressos em porcentagem. A Classe 1 apresenta índices de argila superiores a 60%, a Classe 2 índices entre 41 e 60%, a Classe 3 entre 21 e 40% e a classe 4 índices iguais ou inferiores a 20%. Todavia, para determinar a adubação para o P, é necessário consultar a Tabela 5, que

apresenta a quantidade de P na forma de P_2O_5 em $kg \cdot ha^{-1}$ para a cultura de milho.

Tabela 5 - Teores de P para Adubação do Milho

Interpretação do Teor de P	Fósforo por Cultivo (kg de $P_2O_5 \cdot ha^{-1}$)	
	1º Cultivo	2º Cultivo
Muito baixo	200	140
Baixo	140	120
Médio	130	90
Alto	90	90
Muito alto	0	≤ 90

Expectativa de rendimento maior que $6 t \cdot ha^{-1}$, acrescentar aos valores da tabela $15 kg$ de $P_2O_5 \cdot ha^{-1}$, por tonelada adicional de grãos a serem produzidos.

Fonte: SBCS, 2016

Neste trabalho foram considerados os valores relativos ao primeiro cultivo de milho. O fertilizante comercial de referência foi o Superfosfato Triplo (SFT), sendo que este possui aproximadamente 41% de fósforo na forma de P_2O_5 . Desta porcentagem, aproximadamente 43,7% estão disponíveis como P. Com essas informações, foi determinado matematicamente a quantidade de SFT por hectare que atenda às necessidades da planta. Posteriormente, foi calculada a quantidade de digestato em $m^3 \cdot ha^{-1}$ necessária para atender a demanda da referida cultura, considerando a concentração de P presente no digestato, sob a forma de P_2O_5 , além da expectativa de produtividade.

3.4.1.3 Adubação Potássica

Os cálculos para a adubação potássica foram executados de maneira similar ao realizado para a adubação fosfatada. A Tabela 6 relaciona os teores de potássio (K) (muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto) com as classes relativas à capacidade de troca de cátions (CTC) a pH 7,0 do solo.

Tabela 6 - Interpretação da Disponibilidade de Potássio e a CTC do Solo

Classe de Disponibilidade	Classes de Solo pela CTC em pH 7,0 ($cmol_c \cdot dm^{-3}$)			
	Classe 1 ($\leq 7,5$)	Classe 2 (7,6 a 15,0)	Classe 3 (15,1 a 30,0)	Classe 4 ($> 30,0$)
	mg de $K \cdot dm^{-3}$			

Muito baixo	≤ 20	≤ 30	≤ 40	≤ 45
Baixo	21 – 40	31 - 60	41 - 80	46 - 90
Médio	41 - 60	61 - 90	81 - 120	91 - 135
Alto	61 - 120	91 -180	121 - 240	136 - 270
Muito alto	> 120	> 180	> 240	> 270

Fonte: SBCS (2016).

A partir da análise quanto ao teor de K no solo, considerando o primeiro cultivo (Tabela 7), que recomenda a quantidade de K na forma de K₂O em kg.ha⁻¹ para a cultura de milho.

Tabela 7 - Teores de Potássio para Adubação do Milho

Teor de Potássio	Potássio por Cultivo (kg de K ₂ O.ha ⁻¹)	
	1º Cultivo	2º Cultivo
Muito baixo	140	100
Baixo	100	80
Médio	90	60
Alto	60	60
Muito alto	0	≤ 60

Expectativa de rendimento maior que 6 t ha⁻¹, acrescentar aos valores da tabela 10 kg de K₂O ha⁻¹, por tonelada adicional de grãos a serem produzidos.

Fonte: SBCS, 2016

Neste trabalho foram considerados os valores relativos ao primeiro cultivo de milho. O fertilizante comercial adotado para fins de cálculo nesse estudo foi o cloreto de potássio (KCl). Sabendo que 60% do KCl encontra-se na forma de K₂O foi possível determinar a quantidade de KCl necessária para atender a demanda de K₂O. Posteriormente foi determinada a quantidade do elemento K efetivamente disponível. Em relação ao digestato, foi considerada a concentração de K presente no mesmo, assim, por meio extrapolação matemática foi determinada a quantidade de digestato em m³.ha⁻¹ necessária para atender a demanda da referida cultura, conforme a expectativa de produtividade.

3.4.2 Cálculos de Adubação para a Soja

3.4.2.1 Adubação Nitrogenada

A cultura de soja dispensa a adubação nitrogenada devido à presença e ação de bactérias da família das *Rhizobiaceae*, do gênero *Bradyrhizobium*, especificamente *Bradyrhizobium japonicum* e *Bradyrhizobium elkanii* que promovem a fixação biológica de nitrogênio proveniente do ar (SAVEGNAGO e FERRI, 2014; SBCS, 2016).

3.4.2.2 Adubação Fosfatada

Os cálculos para a adubação fosfatada da soja foram similares ao procedimento adotado para a cultura do milho. Portanto, após a consulta a Tabela 3 que apresenta a interpretação da disponibilidade de P do solo conforme o seu teor de argila, prosseguiu com a consulta na Tabela 8 que demonstra a quantidade de P na forma de P_2O_5 em $kg \cdot ha^{-1}$ para a cultura de soja.

Tabela 8 - Teores de P para Adubação da Soja

Interpretação do Teor de P	Fósforo por Cultivo (kg de $P_2O_5 \cdot ha^{-1}$)	
	1º Cultivo	2º Cultivo
Muito baixo	155	95
Baixo	95	75
Médio	85	45
Alto	45	45
Muito alto	0	≤ 45

Expectativa de rendimento maior que $3 t \cdot ha^{-1}$, acrescentar aos valores da tabela $15 kg$ de $P_2O_5 \cdot ha^{-1}$, por tonelada adicional de grãos a serem produzidos.

Fonte: SBCS, 2016

Neste trabalho foram considerados os valores relativos ao primeiro cultivo de soja. O fertilizante comercial de referência foi o Superfosfato Triplo (SFT). Os procedimentos de cálculo para a determinação da quantidade de fertilizante comercial e de digestato necessário para atender a demanda da cultura de soja foram similares aos

adotados para adubação do milho, levando em conta a expectativa de produtividade específica para a soja.

3.4.2.3 Adubação Potássica

Os cálculos para a adubação potássica da soja também foram similares ao procedimento adotado para a cultura do milho. Iniciando-se pela consulta a Tabela 6 que apresenta a interpretação da disponibilidade de potássio do solo conforme a sua CTC. A Tabela 9 demonstra a quantidade de K na forma de K_2O em $kg \cdot ha^{-1}$ para a cultura de soja.

Tabela 9 - Teores de K para Adubação da Soja

Teor de Potássio	Potássio por Cultivo (kg de $K_2O \cdot ha^{-1}$)	
	1º Cultivo	2º Cultivo
Muito baixo	155	115
Baixo	115	95
Médio	105	75
Alto	75	75
Muito alto	0	≤ 75

Expectativa de rendimento maior que $3,3 t \cdot ha^{-1}$, acrescentar aos valores da tabela $25 kg$ de $K_2O \cdot ha^{-1}$, por tonelada adicional de grãos a serem produzidos.

Fonte: SBCS, 2016

Neste trabalho foram considerados os valores relativos ao primeiro cultivo de soja. O fertilizante comercial de referência foi cloreto de potássio (KCl). Os procedimentos de cálculo para a determinação da quantidade de fertilizante comercial e de digestato necessário para atender a demanda da cultura de foram similares aos adotados para adubação do milho, levando em conta a expectativa de produtividade específica para a soja.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO PROCESSO DE BIODIGESTÃO

Os parâmetros considerados na avaliação do processo de biodigestão foram DQO, ST, SV, SF, SS, alcalinidade, pH e sulfatos. Para tanto, foram considerados os resultados obtidos em P1 (entrada) e P3 (saída) nas duas coletas. Os resultados quanto aos respectivos parâmetros são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 - Resultados dos Parâmetros Físico-Químicos

Parâmetro	1ª Coleta		2ª Coleta	
	P1 - Entrada	P3 - Saída	P1 - Entrada	P3 - Saída
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	37.480,0	2.850,0	34.323,0	3.592,0
Sólidos Totais (ST) (g kg ⁻¹)	29,5	5,4	22,0	5,9
Sólidos Voláteis (SV) (g kg ⁻¹)	788,2	450,6	744,4	478,2
Sólidos Fixos (SF) (g kg ⁻¹)	211,8	549,4	255,6	521,8
Sólidos Sedimentáveis (SS) (mL L ⁻¹)	550,0	21,0	520,0	10,0
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	6.019,0	6.930,0	4.712,0	7.064,0
pH	7,4	7,5	7,5	7,4
Sulfatos (mg SO ₄ ²⁻ L ⁻¹)	1.012,0	311,0	1.050,0	358,0

Os resultados das análises propiciaram a realização do cálculo de eficiência de remoção (ϵ) que é demonstrado na Tabela 11.

Tabela 11 - Eficiência de Remoção para os Parâmetros Físico-Químicos

Parâmetro	\bar{x} P1	\bar{x} P3	ϵ
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	35.901,5	3.221,0	91%
Sólidos Totais (ST) (g kg ⁻¹)	25,8	5,7	78%
Sólidos Voláteis (SV) (g kg ⁻¹)	766,3	464,4	39%
Sólidos Fixos (SF) (g kg ⁻¹)	233,7	535,6	-129%
Sólidos Sedimentáveis (SS) (mL L ⁻¹)	535,0	15,5	97%
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	5.365,5	6.997,0	-30%
pH	7,5	7,5	0%
Sulfatos (mg SO ₄ ²⁻ L ⁻¹)	1.031,0	334,5	68%

Em aspectos gerais, os dejetos suínos, em unidades de terminação (UT), costumam apresentar valores médios de DQO entre 10.000 mg L⁻¹ e 61.000 mg L⁻¹ (DAL MAGO *et al.* 2010). Portanto, a DQO média obtida em P1 (entrada do biodigestor) está de acordo com o esperado na literatura. Na pesquisa de Silva F.P. *et al.* (2015) que realizou análises de DQO durante seis meses (janeiro a junho de 2012) na mesma propriedade que este estudo avaliou, os valores médios de DQO no afluente foram de 30.800 mg L⁻¹. No projeto desenvolvido por Oliveira e Hogarashi (2006), assim como no de Vivan (2006 *et al.* (2007) que analisaram dejetos de suinocultura na entrada de biodigestores modelo canadense em propriedades no município de Concórdia (SC), foram observados valores médios de DQO de 21.156 mg L⁻¹ e 41.889 mg L⁻¹ respectivamente.

A eficiência de remoção da DQO atingiu 91%, demonstrando que o sistema de tratamento foi satisfatoriamente capaz de reduzir a carga orgânica quimicamente degradável. Esse resultado foi superior ao encontrado Silva F.P. *et al.* (2015), em que a eficiência de remoção da DQO atingiu 59%, indicando que o sistema de tratamento melhorou seus índices nos últimos dez anos. Contudo, o resultado corrobora com o estudo desenvolvido por SILVA *et al.* (2015) que encontrou índices de remoção para a DQO de 97% para dejetos suínos tratados por meio de biodigestor, semelhante a Kunz (2017) que descreveu uma remoção de 87% em relação a DQO. Já Vivan *et al.* (2007) constataram uma redução de 98%, porém o tratamento contemplava o biodigestor somado a lagoas anaeróbicas, facultativas e de maturação.

A discussão dos valores obtidos para a série de sólidos em relação ao que é citado na literatura se ateve ao percentual de remoção. Isso porque, há diferentes metodologias na determinação, algumas considerando o volume e outras a massa do efluente, de modo que apesar de ser possível realizar extrapolações para unificar as unidades e assim gerar parâmetro de comparação, optou-se por considerar a remoção destes pelo sistema de tratamento.

Em relação à eficiência de remoção de sólidos, observou-se que para os ST, SV e SS houve remoção na ordem de 78, 39 e 97%, respectivamente. Na pesquisa de Silva F.P. *et al.* (2015) a remoção foi de 48% para ST e 61% para SV. Enquanto no estudo de Vivan *et al.* (2007), a eficiência de remoção foi de 24% para ST e 35% para SV. Na literatura é reconhecida a variabilidade quanto ao percentual de remoção da série de sólidos, uma vez que é um parâmetro fortemente influenciado pelas propriedades do efluente, manejo, ciclo de produção e particularidades do sistema de tratamento (AMARAL *et al.* 2016, KUNZ *et al.* 2019).

A relação entre os SV e ST é importante pois os SV compõem a fração orgânica do substrato, perfazendo o material carbonáceo que será biodigerido e transformado em biogás (MACHADO, 2011). Nesse estudo a porcentagem de SV no afluente foi de 76,6% situando-se um pouco acima do que foi observado Silva F.P. et al. (2015) que registrou 64,2%.

No que se refere aos SF, os resultados não apontaram remoção ao longo do sistema de tratamento. Todavia, os SF compreendem a fração inorgânica dos sólidos, de modo que o processo de biodigestão anaeróbica não costuma ser eficaz na remoção desta classe de sólido. Mediante isso, o incremento pode estar relacionado com o arraste de partículas sólidas como areia e pedrisco que se incorporaram ao logo do sistema de tratamento (HASAN et al. 2019). Contudo, esse comportamento também foi notado por Aires et al. (2014) que também detectou aumento na concentração de SF, enquanto Vivan et al. (2007) registrou uma remoção de apenas 13% para os SF.

A alcalinidade também registrou aumento, lembrando que esta se refere à presença de CaCO_3 no meio reacional. Esse resultado indica a ocorrência de estabilidade na digestão anaeróbica (OLIVEIRA et al. 2018). O contrário, que seria uma acidificação do meio reacional indicaria um desequilíbrio da biomassa microbiana, o que não ocorreu. Afinal, a alcalinidade demonstra a capacidade de um sistema em neutralizar ácidos, devido à concentração de radicais alcalinos presentes, sendo utilizada como uma estimativa da capacidade tampão do biodigestor (STIVAL et al. (2017).

Os registros quanto ao pH ratificaram o equilíbrio do sistema de tratamento, uma vez que ele se manteve com média de 7,5. Considera-se interessante que o pH se mantenha na faixa ótima de 6,7 e 7,5 de modo a assegurar a estabilidade do sistema, principalmente em relação à atividade das bactérias metanogênicas que são as responsáveis pela formação do gás metano (CH_4) e possuem sensibilidade a ambientes ácidos (CHERNICARO, 2007; STIVAL et al. 2017). Lembrando que os ácidos voláteis produzidos durante a biodigestão tendem a reduzir o pH do meio reacional e essa redução é normalmente combatida pela atividade das arqueas metanogênicas, que também produzem alcalinidade na forma de dióxido de carbono, amônia e bicarbonato (KUNZ et al. 2019). Contudo, o desequilíbrio no sistema reacional do biodigestor em relação à alcalinidade e o pH podem resultar tanto em um efluente de má qualidade quanto em um biogás com baixa porcentagem de metano (OLIVEIRA et al. 2018).

A remoção dos sulfatos atingiu o índice de 68%, o que pode ser considerado satisfatório, tendo em vista que os compostos sulfurosos contribuem para a

formação do sulfeto de hidrogênio (H_2S) através da ação de bactérias redutoras. O H_2S é prejudicial ao sistema como um todo, pois é tóxico e tem caráter corrosivo. Por consequência, o H_2S é capaz de danificar as instalações do sistema de tratamento e os equipamentos destinados ao beneficiamento e armazenamento do biogás (MAINIER e VIOLA, 2005; CHERNICARO, 2007).

Os resultados do teste “t” student pareado possibilitaram analisar o conjunto de dados antes e após o tratamento por biodigestão com uma confiabilidade de 95%. Contudo, a hipótese nula (H_0) foi rejeitada para a maioria dos parâmetros (Tabela 12).

Tabela 12 - Resultados do Teste "t" Student para os Parâmetros Físico-Químicos

Parâmetro	p-valor
DQO ($mg\ O_2\ L^{-1}$)	0,01897
Sólidos Totais (ST) ($g\ kg^{-1}$)	0,06253
Sólidos Voláteis (SV) ($g\ kg^{-1}$)	0,03747
Sólidos Fixos (SF) ($g\ kg^{-1}$)	0,03747
Sólidos Sedimentáveis (SS) ($mL\ L^{-1}$)	0,00582
Alcalinidade ($mg\ CaCO_3\ L^{-1}$)	0,13237
pH	0,50000
Sulfatos ($mg\ SO_4^{2-}\ L^{-1}$)	0,00206

Os resultados quanto ao p-valor inferiores ao nível de significância de 5% para DQO, SV, SF, SS e sulfatos indicaram que houve diferença significativa destes parâmetros após o tratamento do dejetos pelo biodigestor. Em relação à alcalinidade e pH o teste apontou que não houve diferença significativa, demonstrando a estabilidade do sistema quanto a esses atributos. O teste também indicou que não houve diferença estatística significativa para os ST, embora o p-valor esteja próximo ao limiar do índice de significância de 5%. Contudo, é possível afirmar que o tratamento realizado pelo biodigestor foi satisfatório quanto aos parâmetros físico-químicos, principalmente em relação a DQO e a série de sólidos.

4.2 AVALIAÇÃO NUTRICIONAL DO PROCESSO DE BIODIGESTÃO

Os parâmetros considerados na avaliação nutricional do processo de

biodigestão foram N, P e K total. Para tanto, assim como na avaliação físico-química, foram considerados os resultados obtidos em P1 (entrada) e P3 (saída) nas duas coletas. Os resultados quanto aos respectivos parâmetros são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 - Resultados dos Parâmetros Nutricionais

Parâmetro	1ª Coleta		2ª Coleta	
	P1 - Entrada	P3 - Saída	P1 - Entrada	P3 - Saída
N total (mg L ⁻¹)	1.540,0	1.640,0	1.780,0	1.680,0
P total (mg L ⁻¹)	152,0	65,0	162,0	65,0
K total (mg L ⁻¹)	1.417,0	1.130,0	1.423,0	1.160,0

Os resultados das análises propiciaram a realização do cálculo de eficiência de remoção (ϵ) que é demonstrado na Tabela 14.

Tabela 14 - Eficiência de Remoção para os Parâmetros Nutricionais

Parâmetro	\bar{x} P1	\bar{x} P3	(ϵ)
N total (mg L ⁻¹)	1660,0	1660,0	0%
P total (mg L ⁻¹)	157,0	65,0	59%
K total (mg L ⁻¹)	1420,0	1145,0	19%

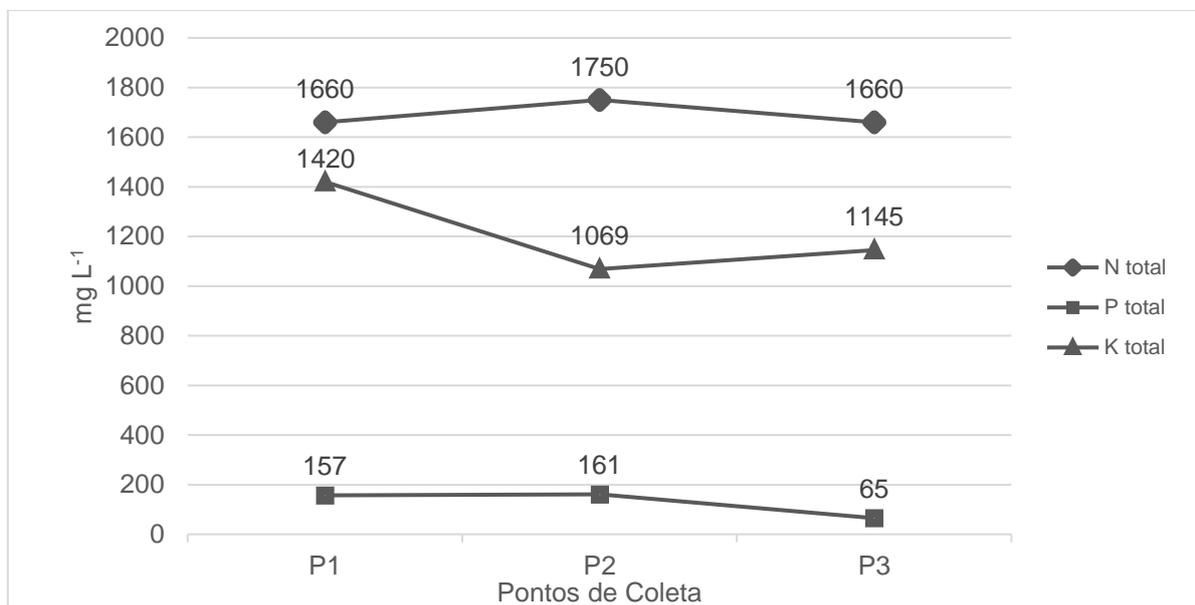
Os resultados de índice de remoção apontaram que a média da concentração de N se manteve entre entrada (P1) e a saída do segundo biodigestor (P3), já em relação ao P total e K total houve remoção de 59% e 19%, respectivamente. No estudo desenvolvido por Vivan et al. 2007 a remoção de P efetuada pelo biodigestor foi de 12%. Na pesquisa de Aires et al. (2014) que avaliou a remoção ne nutrientes em unidades produtoras de leitões (UPL) a remoção de N foi de 16%, P de 1,8% e K de 17%. Enquanto estudo de Kunz (2017), o índice de remoção obtido para o N total foi de 30% e para o P total de 86%.

Ao analisar o comportamento dos nutrientes (N, P e K) ao longo do processo de tratamento (considerando P1, P2 e P3) (Figura 5) é possível observar que as concentrações oscilaram entre a entrada (P1), a saída do primeiro biodigestor (P2) e a saída do segundo biodigestor (P3). Para o P e K houve ligeiras oscilações, embora no P3 as concentrações diminuíssem, o que resultou nos índices de remoção. Em relação ao N total foi observado um incremento mais acentuado entre P1 e P2. Isso pode estar associado a degradação do N que anteriormente apresentava-se ligado covalentemente à estruturas

complexas como, por exemplo, as proteínas (WIESMANN et al. 2007).

Nesse viés, é importante destacar o papel dos sistemas adicionais de tratamento, como por exemplo as lagoas de estabilização na remoção de nutrientes. E isso vale principalmente para o N, uma vez que grande parte da remoção desse nutriente ocorre por volatilização da amônia (NH_3), tendo em vista que nesses ambientes o pH tende a permanecer alcalino, o que favorece o deslocamento do equilíbrio químico de NH_4^+ para NH_3 (VIVAN et al. 2007).

Figura 5 - Variação das Concentrações de N, K e P no Tratamento por Biodigestão



Essa tendência se confirmou na realização do teste "t" student pareado, tendo em vista que para o N total não foi detectado diferença estatisticamente significativa entre a entrada e a saída (p-valor > 0,05) enquanto para o P total e o K total houve diferença estatística (p-valor < 0,05), conforme demonstra a Tabela 15.

Tabela 15 - Resultados do Teste "t" Student para os Parâmetros Nutricionais

Parâmetro	p-valor
N total (mg L ⁻¹)	0,50000
P total (mg L ⁻¹)	0,01728
K total (mg L ⁻¹)	0,01388

Contudo, o biodigestor é considerado um sistema capaz de degradar a matéria orgânica biodegradável e conseqüentemente reduzir a carga orgânica da biomassa

residual. No entanto, para os nutrientes, apesar da remoção ter sido efetiva para P e K, há de se considerar que para o N não houve redução significativa. Nesse sentido, é necessário cautela na aplicação de efluentes de suinocultura, uma vez que a depender da sua destinação, se faz necessário a aplicação de processos de tratamento adicionais específicos para a remoção de nutrientes (KUNZ et al. 2019; COSTA et al. 2020).

4.3 PROPRIEDADES DO DIGESTATO

4.3.1 Físicas e Químicas

A composição físico-química do digestato foi determinada a partir da análise das amostras coletadas no P3 (saída), conforme demonstra a Tabela 16.

Tabela 16 - Propriedades Químicas e Físicas do Digestato

Parâmetro	1ª Coleta	2ª Coleta	\bar{x} e DP
	P3	P3	
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	2.850	3.592	3.221,0 ± 524,7
Sólidos Totais (ST) (g kg ⁻¹)	5,4	5,9	5,7 ± 0,4
Sólidos Voláteis (SV) (g kg ⁻¹)	450,6	478,2	464,4 ± 19,5
Sólidos Fixos (SF) (g kg ⁻¹)	549,4	521,8	535,6 ± 19,5
Sólidos Sedimentáveis (SS) (mL L ⁻¹)	21	10	15,5 ± 7,8
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	6.930	7.064	6.997,0 ± 94,8
pH	7,5	7,4	7,5 ± 0,1
Sulfatos (mg SO ₄ ²⁻ L ⁻¹)	311	358	334,5 ± 33,2

Os valores pertinentes a DQO, série de sólidos, alcalinidade, pH e sulfatos possuem similaridade com os resultados obtidos em trabalhos e pesquisas que avaliaram o tratamento de efluentes de suinocultura por biodigestor (OLIVEIRA e HOGARASHI, 2006; VIVA et al. 2007, DAL MAGO et al. 2010, AIRES et al. 2014, CHERNICARO, 2007; STIVAL et al. 2017; COSTA e SOTO, 2018; OLIVEIRA et al. 2018 e GOTARDO e MANTOVANI, 2021).

Todavia, há de se considerar que alguns fatores, como os diferentes níveis de diluição, afetado principalmente pelas técnicas de manejo, refletem significativamente nesses parâmetros. Ademais, a categoria de produção de suínos (CC, UPL, UCT, UPD e

CR) também influi nas propriedades químicas do digestato. E por fim, as particularidades do sistema de tratamento adotado, assim como seus fatores intrínsecos podem resultar em variações quanto a esses parâmetros (AMARAL et al. 2016, KUNZ et al. 2019).

As legislações brasileiras (Resolução nº 357/2005 e 430/2011 CONAMA) que tratam da classificação dos corpos d'água e dos parâmetros para lançamentos de efluentes nesses sistemas não especificam limites de DQO, alcalinidade e sulfatos. Em relação aos sólidos, para os materiais sedimentáveis é admitido até 1 mL L⁻¹ em uma hora de análise em cone Imhoff. Quanto ao pH, é estabelecido que o efluente deve permear entre 5 e 9. Contudo, vale ressaltar que essas são exigências para o descarte em corpos hídricos, e que no caso do descarte em solo, ambas apenas preconizam que a disposição de efluentes, mesmo tratados, não poderá resultar na poluição ou contaminação das águas superficiais e subterrâneas.

4.4.2 Microbiológicas

A composição microbiológica do digestato foi determinada a partir da análise das amostras coletadas no P3 (saída), nesse quesito foram abrangidas análises quanto a presença de unidades formadoras de colônia (UFC) para coliformes totais e termotolerantes. Os resultados são apresentados na Tabela 17.

Tabela 17 - Propriedade Microbiológicas do Digestato

Parâmetro (UFC g ⁻¹)	1ª Coleta	2ª Coleta	\bar{x} e DP
	P3	P3	
Coliformes Totais	2,0 x 10 ⁵	1,1 x 10 ⁵	1,6 x 10 ⁵ ± 6,4 x 10 ⁴
Coliformes Termotolerantes	3,0 x 10 ⁵	2,7 x 10 ⁵	2,9 x 10 ⁵ ± 2,1 x 10 ⁴

Os resultados apontaram que na segunda coleta houve uma ligeira diminuição na presença de unidades formadoras de colônia (UFC), tanto para coliformes totais quanto para termotolerantes. Os coliformes totais compõem os grupos de bactérias gram-negativas que podem ser aeróbicas ou anaeróbicas, não esporuladas e que fermentam a lactose produzindo ácido e gás a uma temperatura de 32 a 37 °C. Os coliformes termotolerantes (ou fecais) constituem um subgrupo dos coliformes totais, cujo habitat é trato intestinal dos animais homeotérmicos. Desse modo, do ponto de vista sanitário, podem apresentar risco ambiental, por serem bactérias potencialmente

patogênicas (FATOBENE et al. 2019).

No estudo desenvolvido por Silva et al. (2012), que avaliou UFC de efluente sanitário tratado por biodigestor modelo canadense, o efluente pós-tratamento registrou $4,7 \times 10^8$ UFC 100 mL⁻¹ para coliformes totais e $1,0 \times 10^6$ UFC 100 mL⁻¹ para coliformes termotolerantes. Enquanto no trabalho de Orrico Jr et al. (2010), que desenvolveu a pesquisa com biodigestor em batelada de bancada utilizando dejetos suínos, detectou para o efluente pós-tratamento o número mais provável (NMP) de $2,4 \times 10^4$ NMP mL⁻¹ para coliformes totais e $5,8 \times 10^3$ NMP mL⁻¹ para termotolerantes.

Os estudos que avaliaram a eficiência de remoção quanto a esses microrganismos por meio da biodigestão anaeróbica identificaram reduções acima de 94% durante a biodigestão anaeróbica de dejetos suínos, ressaltando que fatores como a temperatura e o tempo de retenção hidráulica (TRH) são determinantes para a eficiência de remoção desses patógenos (MATEU et al. 1992; COTÊ et al. 2006; STEIL 2001; VIANCELLI et al. 2013).

A legislação no parâmetro microbiológico não é específica quando se trata do descarte diretamente no solo. A Portaria nº 2914 de dezembro de 2011 do Ministério da Saúde estabelece os padrões estabelecidos para a potabilidade de água, preconizando que deve haver ausência desses microrganismos na água tratada, considerando o volume de 100 mL. Já em relação ao descarte de efluentes em corpos hídricos, as resoluções nº 357/2005 e 430/2011 estabelecem limites de coliformes termotolerantes em UFC por 100 mL⁻¹ de acordo com a classe do corpo receptor o qual se destina o efluente.

4.4.3 Nutricionais

A composição nutricional do digestato foi determinada a partir da análise das amostras coletadas no P3 (saída) e abrangeu N total, P total, K total, Ca e Mg é apresentada na Tabela 18.

Tabela 18 - Propriedades Nutricionais do Digestato

Parâmetro (mg L ⁻¹)	1ª Coleta	2ª Coleta	\bar{x} e DP
	P3	P3	
N total	1.640	1.680	1.660,0 ± 28,3
P total	65	65	65,0 ± 0,0
K total	1.130	1.160	1.145,0 ± 21,2
Ca	221,5	221,4	221,5 ± 0,1

Mg	73,9	73,9	73,9 ± 0,0
----	------	------	------------

Os resultados desses parâmetros nutricionais embasaram os cálculos de adubação que são apresentados nos capítulos seguintes, responsáveis por demonstrar as quantidades de adubo comercial e biofertilizante a serem utilizados para atender as necessidades das culturas de milho e soja.

Ao comparar a composição química de dejetos suínos desse estudo com o que é citado na literatura por Costa e Soto (2018) e Silva (1996) em que considera os valores médios de N total entre 1.660 e 3.710 mg L⁻¹, P total variando de 320 a 1.180 mg L⁻¹ e K total de 260 a 1.140 mg L⁻¹. Já Oliveira e Higarashi (2006) encontraram valores médios de N total de 3141 ± 1940 mg L⁻¹ e P total de 494 ± 245 mg L⁻¹ para efluente de suinocultura após o tratamento por biodigestor modelo lagoa coberta. É possível observar que há similitudes nas concentrações para o N e K, enquanto para o P total, a concentração observada foi inferior ao que a literatura apresenta, sendo que esse resultado pode estar associado a composição química da ração utilizada no trato dos animais. Embora uma menor concentração de P não represente um problema, tendo em vista que altas concentrações desse nutriente são a principal causa de impactos ambientais como a eutrofização de rios e lagos (BERWANGER et al. 2008).

Especificamente em relação aos teores de Ca e Mg, o solo (Latossolo vermelho eutroférrico) possui concentrações de Ca de 3,80 cmolc dm⁻³ (761,5 mg L⁻¹) e Mg de 0,60 cmolc dm⁻³ (72,9 mg L⁻¹) e o efluente apresentou concentrações médias de 221,5 mg L⁻¹ e 73,9 mg L⁻¹ respectivamente. Considerando que perfazem nutrientes com baixa probabilidade de gerar efeitos adversos as culturas e ao meio ambiente, não se faz necessário a reposição por meio de adubação. Tendo em vista que estas espécies são supridas na aplicação de corretivo de acidez do solo mediante o processo de calagem quando o corretivo aplicado é o calcário dolomítico [CaMg(CO₃)₂] (GATIBONI et al. 2016; SBCS, 2016).

No trabalho desenvolvido por Seidel et al. (2010) que avaliou a produtividade e a absorção de nutrientes pela cultura do milho, utilizando-se dejetos de suínos criados em sistema de ciclo completo, concluiu-se que a aplicação demonstrou resultados estatisticamente semelhantes na produção de grãos de milho, quando comparada com a adubação química (NPK), o que corrobora com a sua aplicação para este fim. As propriedades nutricionais dos dejetos suínos utilizados na adubação perfaziam concentrações de 37.910 mg L⁻¹ de N, 14.810 mg L⁻¹ de P e 19.320 mg L⁻¹ de K, 66.420 mg

L⁻¹ de Ca e 127.660 mg L⁻¹ de Mg.

Já no estudo de Bocoli et al. (2016) o objetivo foi avaliar o efeito de biofertilizante de dejetos líquidos de suínos em atributos químicos do solo, na produtividade e no teor de nutrientes nas folhas e nos grãos de milho. Os resultados constataram que em solos com boas condições de fertilidade não houve alterações significativas nos seus atributos químicos. Além disso, o biofertilizante não afetou a produtividade do milho, nem os teores de nutrientes do tecido foliar e dos grãos. Evidenciando que os parâmetros nutricionais do fertilizante eram de 19.600 mg L⁻¹ de N, 23.600 mg L⁻¹ de P, 15.9100 mg L⁻¹ de K, 27.700 mg L⁻¹ de Ca e 12.200 mg L⁻¹ de Mg.

Na pesquisa de Silva et al. (2012) que avaliou as propriedades físico-químicas, microbiológicas e nutricionais de efluente gerado em biodigestor anaeróbico para fins de eficiência na aplicação como fertilizante agrícola na cultura de milho, constatou-se que ele atendia os critérios para utilização como biofertilizante. No entanto, notou-se que houve significativa variabilidade nas concentrações de nutrientes, o que resultou em dificuldade na dosagem de aplicação. As concentrações do efluente foram de 619 mg L⁻¹ de N Kjeldhal, 83 mg L⁻¹ de PO₄³⁻, 63 mg L⁻¹ de Ca e 25 mg L⁻¹ de Mg.

Já no trabalho de Lima et al. (2019) que também avaliou a utilização do biofertilizantes proveniente da suinocultura na produtividade do milho-verde, os resultados apontaram que os teores de cálcio, magnésio e capacidade de troca de cátions aumentaram com a elevação dos níveis de água residuária da suinocultura, no entanto os teores de potássio e sódio reduziram a partir de determinadas doses.

Enquanto no estudo de Moreira et al. 2015, a utilização de biofertilizante na agricultura se mostrou como uma alternativa promissora aos fertilizantes minerais, bem como para a destinação dos dejetos suínos tratados. Nessa pesquisa, objetivou-se avaliar as características morfológicas, produção de biomassa e teores de nutrientes foliares do milho e do milheto irrigados e adubados com biofertilizante suíno, e os resultados apontaram que as plantas de milho e milheto responderam de forma linear, quanto à produção de biomassa, de acordo com o aumento das doses de biofertilizante suíno.

Além dos estudos citados, há inúmeras pesquisas fundamentadas no estudo das propriedades físicas, químicas, microbiológicas e nutricionais de efluentes tratados para a aplicação no solo como biofertilizantes. Sendo que na literatura há versatilidade quanto as fontes de efluentes utilizadas, assim como os solos e culturas avaliadas. Alguns exemplos são a pesquisa de Galdos et al. (2004) com efluente proveniente de estação de tratamento de esgoto (ETE), que avaliou a produtividade do

milho e Gotardo e Mantovani (2021) que avaliaram o impacto da aplicação de diferentes doses de biofertilizante proveniente de laticínios na produção de aveia preta. Já Bezerra et al. (2008) utilizou biofertilizante oriundo do esterco de vacas em lactação para avaliar a produção de milho. Contudo, a literatura vem indicando de que no futuro a adubação por recursos minerais tende a ser complementada ou até mesmo substituída pelos biofertilizantes (NICOLOSO et al. 2019; ZANUNCIO et al. 2020).

O tratamento por biodigestão é capaz de produzir um biofertilizante dotado de nutrientes assimiláveis pelas plantas. Embora seja necessário ressaltar que as concentrações de nutrientes podem variar, principalmente por fatores intrínsecos ao manejo da unidade de produção e o sistema de tratamento dos dejetos (SILVA et al. 2012). Apesar disso, o uso do digestato como biofertilizante agrega valor a um dos produtos da biodigestão que outrora poderia ser considerado inaproveitável, possibilitando a reciclagem do digestato e a substituição, parcial ou total, da adubação mineral, principalmente quando em pequenas propriedades rurais (SAVEGNAGO e FERRI, 2014; AGUIAR et al. 2017; NICOLOSO et al. 2019).

Afinal, há inúmeras evidências quando as vantagens de utilização do digestato como biofertilizante, destacando-se o melhoramento das propriedades físico-químicas, biológicas e estruturais do solo e a capacidade de liberação gradual dos nutrientes às plantas (CHEN, 2006; NICOLOSO et al. 2019; AGUIAR et al. 2017; ZANUNCIO et al. 2020). Embora, o uso do biofertilizante também implique em desvantagens que precisam ser consideradas, principalmente em relação a variabilidade das concentrações de nutrientes e a logística de aplicação (CHEN, 2006; NICOLOSO et al. 2019).

A legislação brasileira regulamenta por meio da Instrução Normativa nº 61 de julho de 2020 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) as diretrizes a serem atendidas quanto aos fertilizantes orgânicos ou biofertilizantes que se destinam a registro de produto e comercialização. Entretanto, há carência de legislação própria ao considerar o aproveitamento de um subproduto da biodigestão, neste caso o digestato com potencial de aplicação como biofertilizante em culturas agrícolas. De modo que, as legislações abordam vagamente sobre os parâmetros a serem atendidos na destinação de efluentes no solo, visto que as Resoluções nº 357/2005 e nº 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) preconizam que o descarte no solo não pode causar poluição das águas superficiais e subterrâneas (art. 29 e art. 2).

Todavia, com o cenário nutricional, além do físico-químico e biológico do

digestato obtido nesse estudo evidenciou as suas potencialidades como biofertilizante para lavouras agrícolas. Associado a isso, a aplicação dos conhecimentos relativos à química ambiental foi capaz de viabilizar alternativas tanto para o tratamento de dejetos que outrora constituíam um ativo ambiental com grande potencial poluidor, como também para o aproveitamento dos produtos da biodigestão, por meio da aplicação do digestato como biofertilizante em culturas agrícolas. Tendo em vista que, sem os conhecimentos químicos seria impossível compreender a complexa gama de relações, análises e interpretações a serem consideradas desde o tratamento dos dejetos suínos até a aplicação do digestato como biofertilizante de forma assertiva com as necessidades das culturas.

4.5 ADUBAÇÃO NA CULTURA DE MILHO

4.5.1 Adubação Nitrogenada

A determinação adubação nitrogenada dependeu da análise das propriedades do solo (Latosolo vermelho eutrófico) quanto a matéria orgânica do solo (MOS). A consulta a Tabela 3 foi necessária para identificar a faixa de MOS e conseqüentemente a quantidade de N (kg ha^{-1}). Portanto, com um teor de 3,2% de MOS o solo enquadrou-se na faixa de MOS que fica entre 2,6% e 5%. A demanda de N total para o cultivo do milho, considerando a leguminosa como cultura anterior e uma expectativa de rendimento de 10 t ha^{-1} de grãos foi de 110 kg N ha^{-1} . Desse modo, efetuou-se os cálculos para adubação tendo como referência o adubo comercial, neste caso a ureia ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$), e com o digestato proveniente do tratamento realizado pelo sistema de biodigestão. Considerando que a concentração de N total observada no biofertilizante (digestato) foi de 1.660 mg L^{-1} ou $1,66 \text{ kg m}^{-3}$. As estimativas pertinentes a quantidade em kg (para o adubo comercial) e m^3 (para o biofertilizante) a serem aplicados por hectare são apresentados na Tabela 19.

Tabela 19 - Estimativas para a Adubação Nitrogenada do Milho

Adubação	Quantidade de Adubo
Ureia - $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$	$235,7 \text{ kg ha}^{-1}$
Biofertilizante	$87,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$

4.5.2 Adubação Fosfatada

A determinação da quantidade de adubação fosfatada dependeu da análise das propriedades do solo (Latosolo vermelho eutroferico) quanto ao teor de argila. A consulta a Tabela 4 foi necessária para identificar a classe em que o solo se enquadra em relação à fração argila, assim como a disponibilidade de P. Desse modo, com um teor de 44,9% de argila, o solo enquadrou-se na classe 2, a qual representa os solos com teor de argila entre 41% e 60%. Como a concentração de P no solo foi de 26 mg dm⁻³, considera-se que a classe de disponibilidade de P é muito alta. A partir dessa análise, prosseguiu-se para a Tabela 5, que estabelece a quantidade de P na forma de P₂O₅ a ser aplicada no cultivo de milho. A demanda de P total para o cultivo do milho, considerando o primeiro cultivo e uma expectativa de rendimento de 10 t ha⁻¹ foi de 60 kg P₂O₅ ha⁻¹. Por fim, foi possível estabelecer os cálculos para adubação com o adubo comercial, neste caso o SFT (Ca(H₂PO₄)₂H₂O) e com digestato proveniente do tratamento realizado pelo sistema de biodigestão. Considerando que a concentração de P total observada no biofertilizante (digestato) foi de 65 mg L⁻¹ ou 0,065 kg m⁻³. As estimativas quanto à quantidade em kg (para o adubo comercial) e m³ (para o biofertilizante) a serem aplicados por hectare são apresentados na Tabela 20.

Tabela 20 - Estimativas para a Adubação Fosfatada do Milho

Adubação	Quantidade de Adubo
SFT - Ca(H ₂ PO ₄) ₂ H ₂ O	146,3 kg ha ⁻¹
Biofertilizante	403,5 m ³ ha ⁻¹

4.5.3 Adubação Potássica

A determinação adubação potássica dependeu da capacidade de troca de cátions (CTC) do solo. A consulta à Tabela 6 foi necessária para identificar a classe quanto a CTC e a disponibilidade de K. Desse modo, com uma CTC de 9,5 cmol_c dm⁻³ o solo enquadrou-se na classe 2, representada por valores de CTC entre 7,6 e 15,0 cmol_c dm⁻³. Ademais, devido a concentração de K no solo ser de 175 mg dm⁻³, considera-se a sua classe de disponibilidade alta. A partir dessa análise, prosseguiu-se para a Tabela 7, que

estabelece a quantidade de K na forma de K_2O a ser aplicada no cultivo de milho. A demanda de K total para o cultivo do milho, considerando o primeiro cultivo e uma expectativa de rendimento de 10 t ha^{-1} foi de $100 \text{ kg K}_2\text{O ha}^{-1}$. Por fim, foi possível estabelecer os cálculos para adubação com o adubo comercial, neste caso o cloreto de potássio (KCl) e com digestato proveniente do tratamento realizado pelo sistema de biodigestão. Considerando que a concentração de K total observada no biofertilizante (digestato) foi de 1.145 mg L^{-1} ou $1,145 \text{ kg m}^{-3}$. Os resultados relativos à quantidade em kg (para o adubo comercial) e m^3 (para o biofertilizante) a serem aplicados por hectare são apresentados na Tabela 21.

Tabela 21 - Estimativas para a Adubação Potássica do Milho

Adubação	Quantidade de Adubo
Cloreto de Potássio - KCl	$166,6 \text{ kg ha}^{-1}$
Biofertilizante	$76,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$

4.6 ADUBAÇÃO NA CULTURA DE SOJA

4.6.1 Adubação Fosfatada

A determinação adubação fosfatada ocorreu similarmente ao realizado para a adubação do milho. Contudo, após a consulta a Tabela 4 que apresenta a interpretação da disponibilidade de P do solo conforme o seu teor de argila, prosseguiu-se com a consulta a Tabela 8 que demonstra a quantidade de P na forma de P_2O_5 em kg.ha^{-1} para a cultura de soja. A demanda de P total para o cultivo de soja, considerando o primeiro cultivo e uma expectativa de rendimento de 6 t ha^{-1} foi de $45 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$. Por fim, foi possível estabelecer os cálculos para adubação com o adubo comercial, neste caso o SFT ($\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2\text{H}_2\text{O}$) e com digestato proveniente do tratamento realizado pelo sistema de biodigestão. Considerando que a concentração de P total observada no biofertilizante (digestato) foi de 65 mg L^{-1} ou $0,065 \text{ kg m}^{-3}$, os resultados quanto à quantidade em kg (para o adubo comercial) e m^3 (para o biofertilizante) a serem aplicados por hectare são apresentados na Tabela 22.

Tabela 22 - Estimativas para a Adubação Fosfatada da Soja

Adubação	Quantidade de Adubo
SFT - $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2\text{H}_2\text{O}$	36,6 kg ha ⁻¹
Biofertilizante	302,6 m ³ ha ⁻¹

4.6.2 Adubação Potássica

A determinação adubação potássica ocorreu similarmente ao realizado para a adubação do milho. Contudo, após a consulta a Tabela 6 que apresenta a interpretação da disponibilidade de potássio do solo conforme a sua CTC prosseguiu-se com a consulta a Tabela 9 que demonstra a quantidade de K na forma de K₂O em kg.ha⁻¹ para a cultura de soja.

A demanda de K total para o cultivo de soja, considerando o primeiro cultivo e uma expectativa de rendimento de 6 t ha⁻¹ foi de 150 kg P₂O₅ ha⁻¹. Por fim, possível estabelecer os cálculos para adubação com o adubo comercial, neste caso o cloreto de potássio (KCl) e com digestato proveniente do tratamento realizado pelo sistema de biodigestão. Considerando que a concentração de K total observada no biofertilizante (digestato) foi de 1.145 mg L⁻¹ ou 1,145 kg m⁻³. Os resultados relativos à quantidade em kg (para o adubo comercial) e m³ (para o biofertilizante) a serem aplicados por hectare são apresentados na Tabela 23.

Tabela 23 - Estimativas para a Adubação Potássica da Soja

Adubação	Quantidade de Adubo
Cloreto de Potássio - KCl	250,0 kg ha ⁻¹
Biofertilizante	117,5 m ³ ha ⁻¹

4.7 CONSIDERAÇÕES SOBRE AS RECOMENDAÇÕES DE ADUBAÇÃO

Os resultados relativos ao volume de digestato a ser aplicado nas culturas de milho e soja para suprir as necessidades nutricionais de N, P e K apresentaram considerável variabilidade. Afinal, o volume de digestato para atender a demanda nutricional do milho foi de 87,5 m³ ha⁻¹ para o N, 403,5 m³ ha⁻¹ para o P e 76,3 m³ ha⁻¹ para

o K. Enquanto para a soja o volume calculado foi de 302,6 m³ ha⁻¹ para o P e 117,5 m³ ha⁻¹ para o K.

A lei do mínimo de Justus Von Liebig estabelece que o rendimento de uma determinada cultura agrícola é limitado ao nutriente que estiver em menor disponibilidade para ser absorvido pela planta (FURTATO et al. 2020). Dessa forma, como o digestato avaliado nesse estudo demonstrou que o P seria o nutriente com menor disponibilidade, o indicado seria aplicar 403,5 m³ ha⁻¹ de digestato para suprir a demanda do milho e 302,6 ha⁻¹ de digestato para suprir a demanda da soja.

O volume de digestato produzido na propriedade é de aproximadamente 50 m³ dia⁻¹. No caso do milho, seria necessário um acumulado de pouco mais de oito dias para obter o volume necessário para uma aplicação em um hectare de lavoura. Enquanto para a soja, o tempo de acúmulo para obter o volume de digestato suficiente para uma aplicação em um hectare seria de pouco mais de seis dias.

No entanto, há outros fatores que precisam ser considerados na aplicação do biofertilizante, principalmente a periodicidade de aplicação, que deve levar em conta o estágio da cultura em que há o pico de absorção dos nutrientes e a disponibilidade de maquinário para executar a sua aplicação (FURTATO et al. 2020). Na propriedade estudada há disponibilidade de maquinário, uma vez que o digestato é aplicado em áreas de pastagens eventualmente. Todavia, o volume se torna relativamente grande para suprir a demanda das culturas de milho e soja ao considerando a área total da propriedade.

Nesse cenário, uma alternativa viável seria a adubação mista, contemplando o biofertilizante juntamente com adubo mineral. Afinal, o biofertilizante possui propriedades nutricionais capazes de suprir a demanda das culturas, além de promover significativas melhorias nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo e ser produzido nas dependências da propriedade rural, agregando valor ao produto da biodigestão anaeróbica (SAVEGNAGO e FERRI, 2014; AGUIAR et al. 2017; NICOLOSO et al. 2019; VASO et al. 2021). Já os fertilizantes minerais possuem a vantagem de propiciar a rápida assimilação dos nutrientes pelas plantas, reverberando em resultados mais rápidos na produtividade (CHEN, 2006). Dessa forma ao adotar a adubação mista são conciliadas as potencialidades e suprimidas as desvantagens de cada uma das técnicas de adubação, endossando a viabilidade do ponto de vista econômico, social e ambiental (KONZEN, 2006).

5 CONCLUSÕES

O estudo concluiu que o sistema de biodigestão anaeróbica foi capaz de promover o tratamento dos dejetos provenientes da atividade de suinocultura, tendo em vista que houve reduções significativas quanto a DQO, ST, SV, SS, sulfatos, P e K. As concentrações de N, P e K observadas no digestato possibilitaram os cálculos de estimativa para a sua utilização como biofertilizante passível de aplicação no solo para adubação de culturas de milho e soja. O volume de biofertilizante a ser aplicado para suprir a demanda da cultura de milho e soja conforme prevê a Lei do Mínimo foi de 403,5 m³ ha⁻¹ e 302,6 m³ ha⁻¹, respectivamente.

Portanto, considerando a produção de biofertilizante na propriedade (50 m³ dia⁻¹) e a disponibilidade de maquinário para a execução da logística de aplicação do biofertilizante, é possível concluir que a adubação por meio de biofertilizante é uma alternativa plausível na propriedade estudada. Embora, há de se considerar a possibilidade de uma adubação mista, visando aliar as vantagens do biofertilizante e dos adubos minerais e reduzir os efeitos das desvantagens pertinentes a cada uma das técnicas de adubação.

Contudo, a aplicação de conhecimentos relativos à química ambiental atuou como ferramenta para a proposição da utilização do biofertilizante nas culturas de milho e soja, corroborando com o aproveitamento e geração de valor de um subproduto com potencial de poluidor da biodigestão anaeróbica, além de contribuir com a diminuição do uso de fertilizantes minerais que estão associados a diversos impactos ambientais.

Sugere-se para estudos futuros uma maior abrangência temporal das coletas e análises, visando mitigar os efeitos intrínsecos da variabilidade do sistema em relação aos parâmetros físicos, químicos, microbiológicos e nutricionais. Além de análises do solo e de crescimento vegetativo das culturas (milho e soja) sob a aplicação de diferentes doses de biofertilizante associado à adubação mineral.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, Ana V. M.; CAVALCANTE, Lourival F.; SILVA, Roseano M.; DANTAS, Tony A. G.; SANTOS, Elizangela C. Effect of biofertilization on yellow passion fruit production and fruit quality. **Revista Caatinga**, v. 30, n. 1, p. 136-148, jan-mar 2017.

<https://doi.org/10.1590/1983-21252017v30n115rc>

AIRES, Allan W; SILVA, Fabiana M.; CASTRO, Verônica M. U.; WENZEL, Bruno M. Avaliação do desempenho de um biodigestor canadense modificado no tratamento de dejetos de suínos. **Engevista**, v. 16, n. 4, p. 329-338, dezembro 2014.

AITA, Celso; GIACOMINI, Sandro J.; PUJOL, Stefen B.; NICOLOSO, Rodrigo S.; CORRÊA, Juliano C. Aproveitamento dos dejetos de suínos e bovinos como fertilizantes: impactos ambientais e estratégias de mitigação. In: PALHARES, J.C.P; GLEBER, L. **Gestão ambiental na agropecuária**. Brasília: Embrapa, 2014. v. 2, p. 199-282.

ALMEIDA, Henrique C. Digestato. In: FURTADO, Andreia C.; BOTTON, Janine P.; ALMEIDA, Henrique C. **Fundamentos de Biodigestão Anaeróbia**. Curitiba: Brazil Publishing, 2020. p. 117-136. ISBN 978-65-5861-124-0 DOI: 10.31012/978-65-5861-124-0.

ALMEIDA, Pauline. **Embrapa prepara caravana para economia de US\$ 1 bilhão em fertilizantes**. CNN Brasil, Rio de Janeiro. Disponível em: <https://www.cnnbrasil.com.br/business/embrapa-prepara-caravana-para-economia-de-us-1-bilhao-em-fertilizantes/#:~:text=O%20pa%C3%ADs%20%C3%A9%20o%20quarto,e%20cana%2Dde%2Da%C3%A7%C3%BAcar>. Acesso em: 5 mar. 2022.

AMARAL, André C.; KUNZ, Airton; STEINMETZ, Ricardo L.R.; SCUSSIATO, Lucas A.; TÁPPARO, Deisi C.; GASPARETO, Tais C. Influence of solidliquid separation strategy on biogas yield from a stratified swine production system. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 229-235, dezembro 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.12.014>

AMARAL, André C.; STEINMETZ, Ricardo L.R; KUNZ, Airton. Os biodigestores. In: KUNZ, Airton; STEINMETZ, Ricardo L.R.; AMARAL, André C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. 1. ed. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. p. 41-68. ISBN 978-85-93823-01-5.

AMARAL, André C.; STEINMETZ, Ricardo L.R; KUNZ, Airton. O processo de biodigestão. In: KUNZ, Airton; STEINMETZ, Ricardo L.R.; AMARAL, André C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. 1. ed. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. p. 13-26. ISBN 978-85-93823-01-5.

AOAC, Official Methods of Analysis. **Microbiological Methods**. 19th ed. 2012

APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23st ed. Washington: American WaterWorks Association, 2017.

ARAGÃO, Adalberto; CONTINI, Elisio. **O Agro no Brasil e no Mundo: uma síntese do período de 2000 a 2020**. Embrapa SIRE. Disponível em: <https://www.embrapa.br/documents/10180/62618376/O+AGRO+NO+BRASIL+E+NO+MUNDO.pdf/41e20155-5cd9-f4ad-7119-945e147396cb>. Acesso em: 5 mar. 2022.

BARSZCZ, Leonardo B.; BELLATO, Filipe C.; BENASSI, Roseli F.; MATHEUS, Dácio R. Avaliação ecotoxicológica de efluentes tratados por alagados construídos. **Engenharia e Sanitária Ambiental**, v. 24, n. 6, p. 1147-1156, setembro 2019. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019184120>

BECHER, Uwe. Biometano como combustível veicular. In: **Coletânea de publicações do PROBIOGÁS: Série Desenvolvimento do Mercado de Biogás**. 1. ed. Brasília: Ministério das Cidades, 2016. p. 1-76. ISBN 978-85-7958-059-8.

BERWANGER, Alexandre Léo; CERETTA, Carlos Alberto; SANTOS, Danilo Rheinheimer. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 32, p. 2525-2532, setembro 2008.

BEZERRA, Lisiane L.; SILVA FILHO, João H.; FERNANDES, Doralice; ANDRADE, Raimundo; MADALENA, José A.S. AVALIAÇÃO DA APLICAÇÃO DE BIOFERTILIZANTE NA CULTURA DO MILHO: CRESCIMENTO E PRODUÇÃO. **Revista Verde**, Mossoró, v. 3, n. 3, p. 131-139, setembro 2019.

BOCOLI, Marcelo E.; MANTOVANI, José R.; MIRANDA, José M.; MARQUES, Douglas J.; SILVA, Adriano B. Soil chemical properties and maize yield under application of pig slurry biofertilizer. **Agriambi**, v. 20, n. 1, p. 42-48, dezembro 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n1p42-48>

BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Instrução Normativa nº 61, de 8 de julho de 2020**. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. Brasília, 15 jul. 2020. a

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria nº 2914 de 12 dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, 16 maio 2011.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília, 12 dezembro 2011.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília, 18 março 2005.

BREDEMEIER, Christian; MUNDSTOCK, Claudio M. Regulação da absorção e assimilação do nitrogênio nas plantas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 30, n. 2, p. 365-372, fevereiro 2000.

CALZA, Lana F.; LIMA, Cleber B.; NOGUEIRA, Carlos E.C.; SIQUEIRA, Jair A.C.; SANTOS, Reginaldo F. Avaliação dos custos de implantação de biodigestores e da energia produzida pelo biogás. **Revista engenharia agrícola**, Jaboticabal, v. 35, n. 6, p. 990-997, nov/dez 2015.

CANELA, Maria C.; FOSTIER, Anne H.; GRASSI, Marco T. A QUÍMICA AMBIENTAL NO BRASIL NOS 40 ANOS DA SBQ. **Química Nova**, v. 40, n. 6, p. 634-642, maio 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170076>

CARDOSO, Barbara F.; OYAMADA, Graciela C.; SILVA, Carlos M. Produção, Tratamento e Uso dos Dejetos Suínos no Brasil. **Desenvolvimento em questão**, Ijuí, ano 13, n. 32, p. 127-145, out/dez 2015.

CARRANÇA, Thais. **Guerra na Ucrânia: por que o Brasil depende tanto dos fertilizantes da Rússia?**. BBC News, São Paulo. Disponível em: <https://www.bbc.com/portuguese/brasil-60596334#:~:text=O%20Brasil%20%C3%A9%20o%20quarto,pa%C3%ADs%2C%2085%25%20foram%20importados>. Acesso em: 5 mar. 2022.

CEPEA - Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada. **PIB do Agronegócio Brasileiro**. Piracicaba. Disponível em: <https://www.cepea.esalq.usp.br/br/pib-do-agronegocio-brasileiro.aspx>. Acesso em: 3 mar. 2022.

CHEN, Jen H. The combined use of chemical and organic fertilizers and/or biofertilizer for crop growth and soil fertility. In: International workshop on sustained management of the soil-rhizosphere system for efficient crop production and fertilizer use, 2006, Bangkok. **Anais...** Bangkok: 2015. p. 1-11.

CHERNICARO, Carlos A.L. **Anaerobic Reactors**. In: Biological Wastewater Treatment. Londres: Iwa Publishing, 2007. v. 4, p. 1-188. ISBN 1 84339 164-3.

COSTA, Adriano A.; LIMA, Eduardo da S.; SOTO, Francisco R. M. Reciclagem biológica do fósforo a partir do efluente suíno originário da biodigestão anaeróbia: uma revisão. **Arch. Zootec.**, Maringá, v. 69, n. 268, p. 486-490, agosto 2020.

COSTA, Adriano Adelson; SOTO, Francisco Rafael Martins. TRATAMENTO DO DEJETO DE SUÍNO POR BIODIGESTÃO ANAERÓBIA. **Rev. Agro. Amb.**, Maringá, v. 11, n. 3, p. 801-823, s 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.17765/2176-9168.2018v11n3p801-823>

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

CREMONEZ, Paulo A.; FEIDEN, Armin; ZENATTI, Dilcemara D.; CAMARGO, Mariele P.; NADALETI, Willian C.; ROSSI, Eduardo; ANTONELLI, Jonathas. Biodigestão anaeróbia

no tratamento de resíduos lignocelulósicos. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 2, p. 21-35, setembro 2013.

DAL MAGO, Anigeli. **Avaliação de biodigestores com o uso de dejetos de suínos, em braço do norte e em concórdia**. 2009. 152 p. Dissertação (Mestre em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

DENG, Liangwei; LIU, Yi; WANG, Wenguo. Anaerobic Digestion Microorganisms. In: DENG, Liangwei; LIU, Yi; WANG, Wenguo. **Biogas Technology**. 1. ed. Singapura: Springer, 2020. p. 1-29. ISBN 978-981-15-4940-3.

DEUBLEIN, Dieter; STEINHAUSER, Angelika. **Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction**. 2. ed. rev. e aum. Hoboken: John Wiley & Sons, agosto 2011. 578 p. ISBN 978-3-527-64371-4.

EDWIGES, Thiago; BASTOS, Jhenifer; ALINO, João H.L.; D'AVILA, Lucas; FRARE, Laercio M.; SOMER, Juliana G. Comparison of various pretreatment techniques to enhance biodegradability of lignocellulosic biomass for methane production. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, p. 1-26, dezembro 2019.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Busca de projetos. **Fertilizantes**. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-projetos/-/projeto/busca/FERTILIZANTES?>. Acesso em: 2 mar. 2022.

FAOSTAT – Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Crops and livestock products**. Disponível em: <https://www.fao.org/faostat/en/#data/QCL>. Acesso em: 1 mar. 2022.

FATOBENE, Giovanni; SOTO, Francisco R.M.; RODRIGUES, Ricardo A.; AGUIAR, Ana C.S.V.C. Utilização da taboa (*typha domingensis*) e papiro (*cyperus papyrus*) em leitos cultivados com efluente suíno originário da biodigestão anaeróbia e decantação. **Ibero-American Journal of Environmental Sciences**, v. 10, n. 2, p. 35-44, março 2019. DOI: 10.6008/CBPC2179-6858.2019.002.0004

FURTADO, Andréia C.; BOTTON, Janine P.; ALMEIDA, Heneique C. **Fundamentos de Biodigestão Anaeróbia: Conceitos e Processos**. 1. Ed. Brazil Publishing, 2020. ISBN 978-65-5861-124-0.

GALDOS, Marcelo V.; DE MARIA, Isabela C.; CAMARGO, Otávio A. Atributos químicos e produção de milho em um latossolo vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 28, n. 10, p. 569-577, 2004.

GATIBONI, Luciano C.; SILVA, Leandro S.; ANGHINONI, Ibanor. **Diagnóstico da fertilidade do solo e recomendação da adubação**. In: Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed. Porto Alegre: SBCS - Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2016. p. 89-99. ISBN 978-85-66301-80-9

GOTARDO, Rafael; MANTOVANI, Analu. Utilização de biofertilizante obtido em um biodigestor anaeróbico alimentado pela mistura de resíduos agroindustriais em área

agrícola. **Scientific Electronic Archives**, v. 14, n. 11, p. 65-75, novembro 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.36560/141120211493>

HASAN, Camila; FEITOSA, Anny K.; SILVA, Maria C.A.; MARDER, Munique; KONRAD, Odorico. Produção de biogás a partir de resíduos agroindustriais: análise dos teores de sólidos totais, voláteis e fixos em amostras pré e pós digestão anaeróbia. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 8, n. 1, p. 257-273, 2019.

HAVLIN, John L.; TISDALE, Samuel L.; NELSON, Werner L.; BEATON, James D. **Soil Fertility and Fertilizers: an Introduction to Nutrient Management**. 8. ed. rev.: Prentice Hall, 2013. 528 p. ISBN 9780135033739.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário 2017**. Disponível em: https://censoagro2017.ibge.gov.br/templates/censo_agro/resultadosagro/index.html. Acesso em: 25 jan. 2022

IPARDES – Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Base de Dados do Estado (BDEweb)**. Disponível em: <http://www.ipardes.gov.br/imp/index.php>. Acesso em: 28 jan. 2022.

IPCC, 2007: **Climate Change 2007: Mitigation**. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: METZ, B.; DAVIDSON, O.R.; BOSH, P.R.; DAVE, R.; MEYER, L.A. (eds), Cambridge University Press, Cambridge and New York, 841 p. Disponível em: https://archive.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg3_report_mitigation_of_climate_change.htm. Acesso em: 1 mar. 2022.

JENDE, Oliver; PLATZER, Cristoph; CABRAL, Carolina B.G.; HOFFMAN, Heike; ROSENFELDT, Sebastian; BURJKARD, Thilo; LINNENBERG, Carsten; STINNER, Walter; ZORNER, Frank; SCHRODER, Enga S. Tecnologias de digestão anaeróbia com relevância para o Brasil: substratos, digestores e uso de biogás. In: **Coletânea de publicações do PROBIOGÁS: Série Desenvolvimento do Mercado de Biogás**. 1. ed. Brasília: Ministério das Cidades, 2015. p. 1-83. ISBN 978-85-7958-039-0.

KONZEN, E. A. **Viabilidade Ambiental e Econômica de Dejetos de Suínos**. Embrapa Milho e Sorgo: Sete Lagoas, MG, 2006.

KUNZ, Airton. **Curso: Energias Renováveis: Processos de Biodigestão**. Concórdia, outubro 2017. Disponível em: <https://docplayer.com.br/70951976-Curso-energias-renovaveis-processos-de-biodigestao.html>. Acesso em: 1 jun. 2022.

LIMA, Carlos J.G.S.; PEREIRA, Laercio S.; SANTOS, Theuldes O.S.; PINTO, Samia N.; RODRIGUES, Artenisa C.; NUNES, Luiz A.P.L. Soil changes and yield of maize fertilized with swine wastewater. **Rev. Caatinga**, Mossoró, v. 32, n. 1, p. 167-178, março 2019.

LOBATO, Livia C.S. **Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico**. 2011. 187 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

LULLIO, T.G.; SOUZA, L.P.; RATUSZNEI, S.M.; RODRIGUES, J.A.D; ZAIAT, M. Biomethane Production in an AnSBBR Treating Wastewater from Biohydrogen Process. **Appl Biochem Biotechnol**, Nova York, v. 174, p. 1873-1896, agosto 2014.

MACHADO, C. R. **Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de exposição ao ar**. Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Botucatu, 2011.

MAINIER, Fernando B.; VIOLA, Eliana D.M. **O sulfeto de hidrogênio (H₂S) e o meio ambiente**. In: II Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia. Resende, 2005.

MANAHAN, Stanley E. **Química Ambiental**. Bookman, 2013. 944 p. ISBN 9781420059205. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=LK2nDAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR1&dq=qu%C3%ADmica+ambiental&ots=sngrGfHlf9&sig=7juZKKENX9DbnMbvzWuQPWpSKk#v=onepage&q&f=false>. Acesso em: 5 jul. 2022.

MARCOLIN, Luciane; CALEGARI, Marcia R. Atributos químicos, físicos e mineralogia de Latossolos e sua relação com a paisagem no oeste do Paraná. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 39, p. 48-61, janeiro 2020. DOI:10.11606/rdg.v39i0.158400

MARTINS FILHO, José B.; NEVES Rafael, A.; ARAÚJO, Jocelio S.; FERRÃO, Gregori E.; PIRES, Isabela C.G. Resíduos orgânicos agropecuários e biodigestores: análise sobre a produção bibliográfica do período de 2000-2017. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.9, n.5, p.281-293, jun/jul 2018. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.005.0025>

MATEU, A.; MATA-ALVAREZ, J.; PARÉS, R. Enterobacterial and viral decay experimental models for anaerobic digestion of piggery waste. **Applied Microbiology Biotechnology**, Berlin v.38, n.2, p. 291-296, 1992.

MCGRATH, Joshua M.; PENN, Chad J. Soil Fertility and Plant Nutrition. In: ALFEN, Neal K.V (ed.). **Encyclopedia of Agriculture and Food Systems**. San Diego: Elsevier, 2014. v. 5, p. 166-184. DOI:10.1016/B978-0-444-52512-3.00249-7

MELO, Fábio M.; MENDONÇA, Livia P.C. Avaliação da disponibilidade de fósforo em solo argiloso com diferentes teores de matéria orgânica. **Humanidades & Tecnologia em Revista**, ano 13, v. 18, p. 1-16, jan-dez 2019

MITO, Jessica Y.L; KERKHOFF, Sabrina; SILVA, Jefferson L.G.; VENDRAME, Maycon G.; STEINMETZ, Ricardo L.R.; KUNZ, Airton. **Metodologia para estimar o potencial de biogás e biometano a partir de plantéis suínos e bovinos no Brasil**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2018. ISSN 0101-6245

MOREIRA, Elwira D.S.; FERNANDES, Luiz A.; COLEN, Fernando; CRUZ, Leandro R. Características agronômicas e produtividade de milho e milheto para silagem adubados com biofertilizante suíno sob irrigação. **B. Industr. Anim**, Nova Odessa, v. 72, n. 3, p. 185-192, agosto 2015.

NADALIN, Sérgio Odilon. **Paraná: Ocupação do Território, População e Migrações**. 1ª edição. Curitiba: SEED, 2001.

NICOLOSO, Rodrigo S.; BARROS, Evandro C.; WUADEN, Camila R.; PIGOSSO, Adriana. Uso do digestato como fertilizante. In: KUNZ, Airton; STEINMETZ, Ricardo L.R.; AMARAL, André C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. 1. ed. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. p. 94-121. ISBN 978-85-93823-01-5.

NOZAKI, Marcia H.; VEDRÚSCULO, Maicon. Características químicas e densidade global de um latossolo vermelho eutrófico cultivado com plantas de cobertura em Toledo-PR. **Ciências Agrárias**, Londrina, v. 31, n. 1, p. 1245-1252, julho 2010.

OLIVEIRA, Laís R. G.; SANTOS FILHO, Derovil A.; VASCONCELOS, Kaline C.; LUCENA, Talita V.; JUCÁ, José F.T.; SANTOS, André F.M.S. Methanization potential of anaerobic biodegradation of solid food waste. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 22, n. 1, p.69-73, janeiro 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v22n1p69-73>.

OLIVEIRA, Paulo A. V.; HIGARASHI, Martha M. **Geração e utilização de biogás em unidades de produção de suínos**: Projeto de controle da degradação ambiental decorrente da suinocultura em Santa Catarina. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. 42 p. ISSN 0101-6245.

ORRICO JÚNIOR, Marco A.P.; ORRICO, Ana C.A.; LUCAS JÚNIOR, Jorge. AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS DA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS DE SUÍNOS ALIMENTADOS COM DIETAS À BASE DE MILHO E SORGO. **Eng. Agríc**, Jaboticabal, v. 30, n. 4, p. 600-607, agosto 2010.

ORSO, Paulino J. A Universidade Estadual do Oeste do Paraná e seu contexto sócio-histórico. **Revista HISTEDBR**, Campinas, n.41, p231-240, março, 2011.

PRIORI, Angelo; POMARI, Luciana R.; AMANCIO, Silvia M.; IPÓLITO, Veronica K. A história do Oeste Paranaense. In: PRIORI, Angelo et al. **História do Paraná: séculos XIX e XX**. 1ª edição. Maringá: Eduem, 2012, p. 75-89. Disponível em: <https://books.scielo.org/id/k4vrh>. Acesso em 27 jan. 2022.

SANTOS, Aline T.; VELHO, Ana E.; FREITAS, Thiago S. **Ciclo do nitrogênio e suas reações**. In: ILSA. 2020. Disponível em: <https://ilsabrasil.com.br/ciclo-do-nitrogenio-e-suas-reacoes/>. Acesso em: 18 fev. 2022.

SANTI, Lorenzo. **Influência da adição de enzimas e microrganismos sobre a digestão anaeróbia de dejetos bovinos e suínos**. 2013. 68 f. Dissertação de mestrado (Mestre em Zootecnia.) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2013.

SAVEGNAGO, Leoberto; FERRI, Renan. **Caracterização de esgoto oriundo de fossa séptica biodigestora e seu potencial para aplicação na agricultura como biofertilizante**. 2014. 67 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão, 2014.

SBCS - Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. **Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - Núcleo Regional Sul. Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. 376 p. ISBN 978-85-66301-80-9.

SEDEST - SECRETARIA DO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E DO TURISMO. **Resolução nº 15, de 5 de março de 2020**. Curitiba, março 2020.

SEIDEL, Edleusa P.; GONÇALVES JUNIOR, Affonso C.; VANIN, João P.; STREY, Leonardo; SCHWANTES, Daniel; NACKE, Herbert. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. **Acta Scientiarum. Technology**, Maringá, v. 32, ed. 2, p. 113-117, julho 2010.

SEMA - RS, Secretaria de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul. **Cadeia Produtiva do Biogás**: Rio Grande do Sul aposta em biometano para ampliar oferta de gás. 1 set. 2020. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/rs-aposta-em-biometano-para-ampliar-oferta-de-gas>. Acesso em: 2 jun. 2022.

SIBCS - Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Embrapa: Brasília, 2006. 306p. In: **Mapa de solos do estado do Paraná**. GEOINFO. Infraestrutura de Dados Espaciais da Embrapa. Disponível em: http://geoinfo.cnps.embrapa.br/layers/geonode%3Aparana_solos_20201105. Acesso em: 1 mar. 2022.

SILVA, Marcio L.B.; MEZZARI, Melissa P. Tratamento e Purificação de Biogás. In: KUNZ, Ailton; STEINMETZ, Ricardo L.R.; AMARAL, André C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. 1. ed. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. p. 69-90. ISBN 978-85-93823-01-5.

SILVA, Marcio L.B.; CANTAO, Muricio E.; MEZZARI, Melissa P.; MA, Jie; NOSSA, Carlos W. Assessment of bacterial and archaeal community structure in swine wastewater treatment processes. In: IV Symposium on agricultural and agroindustrial waste management, 2015, Rio de Janeiro. **Anais...** Brasília: Embrapa, 2015. p. 1-4.

SILVA, Felipe Pinheiro; BOTTON, Janine Padilha; SOUZA, Samuel Nelson Melegari; HACHISUCA, Antonio Marcos Massao. Parâmetros físico-químicos na operação de biodigestores para suinocultura. **Revista Tecnológica**, Maringá, v. Edição Especial 2014, p. 33-41, 2015.

SILVA, Wilson T.L.; NOVAES, Antonio P.; KUROKI, Vivian; MARTELLI, Lilian F.A.; MAGNONI JUNIOR, Lourenço M. Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbio para fins de avaliação de eficiência e aplicação como fertilizante agrícola. **Quim. Nova**, v. 35, n. 1, p. 35-40, julho 2012.

SIMON, Flora Wurth; CASTILHOS JUNIOR, Armando B. Avaliação de digestato proveniente de resíduos alimentares por meio de ensaio de germinação. **R. gest. sust. ambient**, Florianópolis, v. 9, p. 329-344, fevereiro 2020.

SOMER, Juliana G.; BOROSKI, Marcela. Parâmetros de monitoramento e condições para bom Funcionamento de biodigestores. In: FURTADO, Andreia C.; BOTTON, Janine P.;

ALMEIDA, Henrique C. **Fundamentos de Biodigestão Anaeróbia**. Curitiba: Brazil Publishing, 2020. p. 33-49. ISBN 978-65-5861-124-0 DOI: 10.31012/978-65-5861-124-0.

SPARKS, Donald. **Environmental Soil Chemistry**. 2. ed. Academic Press, 2002. 368 p. ISBN 9780080494807.

STEIL, Lara. **Avaliação do uso de inóculos na biodigestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos**. 2001. 127 p. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) - Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2001.

STIVAL, Leandro; ERRERA, Marcela; AISSE, Miguel. Avaliação do desempenho de uma unidade de biodigestão em escala real tratando dejetos da suinocultura. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v.6, n.5, p. 983- 994, outubro 2017.

TÁPPARO, Deisi C.; CANDIDO, Daniela; STEINMETZ, Ricardo L.R.; ETZKORN, Christian; AMARAL, André C.; ANTES, Fabiane G.; KUNZ, Airton. Swine manure biogas production improvement using pre-treatment strategies: Lab-scale studies and full-scale application. **Bioresource Technology Reports**, v. 15, p. 1-8, mai 2021.

VASO, Larissa M.; BITENCOURT, Gislayne A.; GUIDORISSI, Natália S.; FLORES, Jaine P. Avaliação da germinação de milho e feijão sob efeito de biofertilizantes. **Rev. Bras. Gest. Amb. Sustent.**, v. 8, n. 18, p. 371-380, abril 2021.

VIANCELLI, A., KUNZ, A., STEINMETZ, R.L.R., KICH, J.D, SOUZA, C.K., CANAL, C.W, COLDEBELLA, A., ESTEVES, P.A., BARARDI, C.R.M. Performance of two swine manure treatment systems on chemical composition and on the reduction of pathogens. **Chemosphere**, v.90, n. 4, p. 1539-1544, setembro 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.08.055>

VIEIRA, Rosana F. **Ciclo do Nitrogênio em Sistemas Agrícolas**. Brasília: Embrapa, 2017. 163 p. ISBN 978-85-7035-780-9.

VIVAN, Marcelo; KUNZ, Airton; STOLBER, Joni; PERDOMO, Carlos; TECHIO, Vânia H. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.14, n.3, p.320–325, agosto 2010.

WEIRICH, Carlos. **Influência da temperatura sobre plantas aquáticas em Pós-tratamento de efluente da suinocultura**. 2009. Dissertação (Mestrado em agronomia) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Candido Rondon, 2009.

WEIRICH, Carlos E.; FEIDEN, Aldi; SOUZA, Camila S.; MARCHETTI, Clarice R.; ALEIXO, Valdemir; KLOSOWSKI, Élcio S. Temperature influences swine wastewater treatment by aquatic plants. **Sci. Agric.** v.78, n.4, p. 1-7, janeiro 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1678-992X-2019-0325>

WIESMANN, Udo; CHOI, In Su; DOMBROWSKI, Eva M. **Fundamentals of biological wastewater treatment**. Weinheim: : Willey-VCH Verlag GmbH & Co, 2007. 355 p. ISBN ISBN: 978-3-527-31219-1.

WILKEN, David; RAUH, STEFEN; BONTEMPO, Giannina; FOGMAN, Frank; STRIPPEL, Florian; KRAMER, Antje. **Biowate to Biogas**. 2. ed. Freising: Fachverband Biogas, julho 2019. 68 p.

ZAMBIASI, Clarissa A. SILVEIRA, Felipe A. LUZ, Maria L.G.S.; GADOTTI, Gizele I.; LUZ, Carlos A.S.; GOMES, Mario C. RAMIREZ, Orlando P. Biodigestores para tratamento de dejetos suínos e alternativas para o desenvolvimento sustentável da propriedade. **Colloquium Agrariae**, v. 14, n.1, p. 120-128, jan/mar 2018. DOI:10.5747/ca.2018.v14.n1.a196

ZANUNCIO, Angelita S.; TORRES, Francisco E.; TEODORO, Paulo E.; CAPRISTO, Denise P.; GUEDES, Pedro H. Biofertilizante orgânico na cultura do feijoeiro comum. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 5, p. 1-20, abril 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i5.3279>