



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

GABRIEL EIJI HIGASHI

**ADUBAÇÃO ORGÂNICA COM DEJETO LÍQUIDO DE
SUÍNOS OU CAMA DE AVIÁRIO GERA ECONOMIA E
CONTRIBUI COM A PRODUÇÃO SUSTENTÁVEL DE
GRÃOS**

Londrina
2023

GABRIEL EIJI HIGASHI

**ADUBAÇÃO ORGÂNICA COM DEJETO LÍQUIDO DE
SUÍNOS OU CAMA DE AVIÁRIO GERA ECONOMIA E
CONTRIBUI COM A PRODUÇÃO SUSTENTÁVEL DE
GRÃOS**

Dissertação de Mestrado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Agronomia.

Orientador: Prof. Dr. Tiago Santos Telles

Coorientadora: Dra. Graziela Moraes de Cesare
Barbosa

Londrina
2023

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

G118a Higashi, Gabriel Eiji.
Adubação orgânica com dejetos líquidos de suínos ou cama de aviário gera economia e contribui com a produção sustentável de grãos / Gabriel Eiji Higashi. - Londrina, 2023.
99 f. : il.

Orientador: Tiago Santos Telles.
Coorientador: Graziela Moraes de Cesare Barbosa.
Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, 2023.
Inclui bibliografia.

1. Agronomia - Tese. 2. Sustentabilidade - Tese. 3. Adubos orgânicos - Tese. 4. Fertilidade do solo - Tese. I. Telles, Tiago Santos. II. Barbosa, Graziela Moraes de Cesare. III. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. IV. Título.

CDU 63

GABRIEL EIJI HIGASHI

**ADUBAÇÃO ORGÂNICA COM DEJETO LÍQUIDO DE
SUÍNOS OU CAMA DE AVIÁRIO GERA ECONOMIA E
CONTRIBUI COM A PRODUÇÃO SUSTENTÁVEL DE
GRÃOS**

Dissertação de Mestrado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Agronomia.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Tiago Santos Telles
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Marcelo Augusto Batista
Universidade Estadual de Maringá - UEM

Prof. Dra. Monica Sarolli Silva de Mendonça Costa
Universidade Estadual do Oeste do Paraná -
UNIOESTE

Londrina, 28 de fevereiro de 2023.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Universidade Estadual de Londrina, por me proporcionar a oportunidade de realizar a Pós-Graduação em uma das universidades de referências no país.

Aos meus professores, por todos os conteúdos ministrados com sabedoria e principais responsáveis pelo profissional que irei me tornar.

Ao Doutor Tiago Santos Telles, pela orientação na elaboração deste trabalho.

À Dra. Graziela Moraes de Cesare Barbosa e Dr. Adonis Moreira, pelo apoio essencial à minha pesquisa.

Ao Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná – IAPAR-EMATER e todos os colaboradores da Área de Socioeconomia, pela oportunidade e apoio ao realizar o mestrado.

Aos meus amigos, Dra. Gabriela Gomes Mantovani, Dra. Karla Cristina Tyskowski Teodoro Rodrigues, Dra. Eliane Robusti e Me. Bruno Volsi, pela amizade e companheirismo durante toda a minha formação.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil – CAPES, pela concessão da bolsa de estudo.

Dedico este trabalho aos meus pais e minha família pelo apoio em toda minha trajetória acadêmica. Sem eles, nada seria possível.

RESUMO

HIGASHI, Gabriel Eiji. **Adubação orgânica com dejetos líquidos de suínos ou cama de aviário gera economia e contribui com a produção sustentável de grãos**. 2023. 99 folhas. Dissertação (Mestrado em Agronomia) –Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2023.

A intensificação da produção de aves e suínos no Brasil, com aumento do número de animais, traz consigo o desafio da destinação correta dos dejetos. Uma das soluções é o aproveitamento destes dejetos como adubo orgânico na agricultura. Sobretudo da cama de aviário (CA) e do dejetos líquidos de suínos (DLS). Contudo, ainda não há um consenso a respeito da recomendação de doses ambientalmente corretas para os solos paranaenses; e se sabe muito pouco sobre o retorno econômico que a utilização destes adubos orgânicos pode gerar. Nesse contexto, os objetivos do estudo são: (i) verificar se o uso de CA ou DLS como adubos orgânicos, em comparação aos fertilizantes químicos, aumentam a produtividade de grãos e lucratividade do sistema de produção; e (ii) verificar o efeito da aplicação de CA ou DLS nos atributos químicos do solo, bem como verificar as doses de CA ou DLS que podem ser aproveitadas na agricultura em substituição aos fertilizantes químicos. Para tanto, foi conduzido um experimento em área de produção de grãos, no município de Londrina-PR, entre os anos agrícolas de 2009/2010 e 2018/2019. Para avaliar o efeito da CA e do DLS, foi utilizado delineamento em blocos ao acaso, composto por cinco tratamentos e quatro repetições. Tanto para a CA quanto para o DLS os tratamentos foram compostos pelo T1 (aplicação de fertilizantes minerais), e por 4 doses de adubos orgânicos, fornecendo N ou P de acordo com a necessidade das culturas de soja, milho, trigo ou aveia: T2A e T2S (67%), T3A e T3S (100%), T4A e T4S (150%) e T5a e T5S (200%). Foram analisados indicadores de produtividade, receita, custo total e lucro, bem como os teores de carbono (C), fósforo (P), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}) e capacidade de troca catiônica (CTC). Os resultados de produtividade e teor de C, P, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e CTC no solo foram comparadas pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$). A partir dos resultados verificou-se que a produtividade dos tratamentos que utilizaram a adubação orgânica foi superior em relação ao T1. A utilização de adubos orgânicos de CA ou DLS aumentou os rendimentos médios das culturas em média 29% em relação a T1. As maiores receitas e os maiores custos foram aferidos nos tratamentos onde foi utilizado as maiores dosagens de dejetos. O tratamento T1 e todos os tratamentos com CA apresentaram lucratividade ao final do experimento. Os tratamentos com DLS apresentaram viabilidade econômica em distâncias de até 0,5 km em relação a esterqueira. Com relação aos teores de nutrientes no solo, verificou-se que a aplicação de CA ao longo do tempo, elevou os teores de P, C, Ca^{2+} e K^+ no solo, tanto na camada 0-0,1 m, quanto na camada 0,1-0,2 m de profundidade. O uso do DLS, ao longo do tempo, elevou os teores de C, na camada do solo 0-0,1 m e 0,1-0,2 m de profundidade, aumentou os teores de P apenas quando utilizadas doses maiores (T4S e T5S) e aumentou os teores de K^+ na camada subsuperficial (0,1-0,2 m). Verificou-se que a CA apresentou os melhores resultados em relação ao aumento da fertilidade do solo, conciliando, assim, diferentes vertentes do desenvolvimento sustentável.

Palavras-chave: adubação orgânica; adubação química; economia agrícola; rentabilidade.

ABSTRACT

HIGASHI, Gabriel Eiji. **Organic fertilization with liquid swine manure or poultry litter generates savings and contributes to the sustainable production of grains**. 2023. 99 pages. Dissertação (Mestrado em Agronomia) –Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2023.

The intensification of poultry and pig production in Brazil, with an increase in the number of animals, brings with it the challenge of correctly disposing of waste. One of the solutions is the use of this waste as organic fertilizer in agriculture. Mainly from poultry litter (CA) and liquid pig manure (DLS). However, there is still no consensus regarding the recommendation of environmentally correct doses for Paraná soils; and very little is known about the economic return that the use of these organic fertilizers can generate. In this context, the objectives of the study are: (i) to verify whether the use of CA or DLS as organic fertilizers, in comparison to chemical fertilizers, increases grain productivity and profitability of the production system; and (ii) verify the effect of applying CA or DLS on the chemical attributes of the soil, as well as verifying the doses of CA or DLS that can be used in agriculture to replace chemical fertilizers. To this end, an experiment was conducted in a grain production area, in the municipality of Londrina-PR, between the agricultural years 2009/2010 and 2018/2019. To evaluate the effect of CA and DLS, a randomized block design was used, consisting of five treatments and four replications. For both CA and DLS, the treatments were composed of T1 (application of mineral fertilizers), and 4 doses of organic fertilizers, providing N or P according to the needs of soybean, corn, wheat or oat crops: T2A and T2S (67%), T3A and T3S (100%), T4A and T4S (150%) and T5a and T5S (200%). Productivity, revenue, total cost and profit indicators were analyzed, as well as the contents of carbon (C), phosphorus (P), potassium (K^+), calcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}) and cation exchange capacity (CEC). The results of productivity and content of C, P, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} and CEC in the soil were compared using the Tukey test ($p \leq 0.05$). From the results it was verified that the productivity of treatments that used organic fertilizer was higher in relation to T1. The use of CA or DLS organic fertilizers increased average crop yields by an average of 29% compared to T1. The highest revenues and highest costs were measured in treatments where the highest dosages of waste were used. Treatment T1 and all CA treatments showed profitability at the end of the experiment. DLS treatments showed economic viability at distances of up to 0.5 km from the manure pit. Regarding nutrient levels in the soil, it was found that the application of CA over time increased the levels of P, C, Ca^{2+} and K^+ in the soil, both in the 0-0.1 m layer and in the 0.1-0.2 m depth. The use of DLS, over time, increased C contents in the soil layer 0-0.1 m and 0.1-0.2 m deep, increasing P contents only when using higher doses (T4S and T5S) and increased K^+ content in the subsurface layer (0.1-0.2 m). It was found that CA presented the best results in relation to increasing soil fertility, thus reconciling different aspects of sustainable development.

Keywords: organic fertilization; mineral fertilizers; agricultural economy; profitability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Importações totais de fertilizantes do Brasil de 2010 a 2022.....	14
Figura 2	– Participação dos produtos no total das importações no Paraná em 2022..	15
Figura 3	– Exportações brasileiras de carne suína de 2010 a 2021	19
Figura 4	– Densidade de suínos nos municípios, em cabeças de suínos por km ²	21
Figura 5	– Densidade de aves nos municípios paranaenses, em aves por hectare.....	24
Figura 6	– Localização da área experimental, em Londrina-PR	31
Figura 7	– Balanço hídrico decendial (CAD = 80 mm), Londrina, estado do Paraná, Brasil, entre os anos agrícolas (A) 2009/2012, (B) 2013/2016 e (C) 2017/2019.....	32
Figura 8	– Localização da área experimental.	56
Figura 9	– Teor de fósforo (P) no solo (mg dm ⁻³) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou CA, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2, em 2009 e 2017	61
Figura 10	– Teor de carbono (C) no solo (g dm ⁻³) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou CA, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2 m, em 2009 e 2017.....	62
Figura 11	– Teor de cálcio (Ca ²⁺) no solo (cmol _c dm ⁻³) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou CA, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2, em 2009 e 2017	63
Figura 12	– Teor de potássio (K ⁺) no solo (cmol _c dm ⁻³) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou CA, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2, em 2009 e 2017	64
Figura 13	– Teor de magnésio (Mg ²⁺) no solo (cmol _c dm ⁻³) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou CA (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2, em 2009 e 2017 .	65
Figura 14	– Teor de capacidade de troca catiônica (CTC) no solo (cmol _c dm ⁻³) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou CA nas camadas (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2, em 2009 e 2017.....	66
Figura 15	– Teor de fósforo (P) no solo (mg dm ⁻³) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou DLS, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2, em 2009 e 2017	68
Figura 16	– Teor de carbono (C) no solo (g dm ⁻³) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou DLS, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2 m, em 2009 e	

	2017.....	69
Figura 17	– Teor de cálcio (Ca^{2+}) no solo ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou DLS, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2, em 2009 e 2017	70
Figura 18	– Teor de potássio (K^+) no solo ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou DLS, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2, em 2009 e 2017	71
Figura 19	– Teor de magnésio (Mg^{2+}) no solo ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou DLS (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2, em 2009 e 2017.	72
Figura 20	– Teor de capacidade de troca catiônica (CTC) no solo ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou DLS nas camadas (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2, em 2009 e 2017.....	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Exportações do Paraná de carnes de animais da espécie suína, frescas, refrigeradas ou congeladas, em 2022.....	20
Tabela 2 – Exportações do Paraná de carnes de aves e miudezas comestíveis, frescas, refrigeradas ou congeladas, em 2022.....	23
Tabela 3 – Lavouras cultivadas no experimento, datas de semeadura e colheita, ao longo dos anos agrícolas de 2009/2010 a 2018/2019, nas safras de verão e inverno.....	33
Tabela 4 – Tratamentos desenvolvidos em Londrina-PR.....	34
Tabela 5 – Produtividade (kg ha^{-1}) dos grãos no experimento, para as safras 2009/2010 a 2018/2019 em Londrina, Paraná.....	38
Tabela 6 – Receita, custo total de produção e lucro médios anuais ($\text{R\$ ha}^{-1}$) dos tratamentos com CA, para o período de 2009/2010 a 2018/2019	41
Tabela 7 – Produtividade (kg ha^{-1}) dos grãos no experimento com DLS, para as safras 2009/2010 a 2018/2019 em Londrina, Paraná.....	45
Tabela 8 – Receita, custo total de produção e lucro médios anuais, dos tratamentos com DLS, considerando a distância de 0,1 km entre a esterqueira e a lavoura, em relação aos anos agrícolas de 2009/2010 a 2018/2019.....	47
Tabela 9 – Receita, custo total de produção e lucro médios anuais, dos tratamentos com DLS, considerando a distância de 0,25 km entre a esterqueira e a lavoura, em relação aos anos agrícolas de 2009/2010 a 2018/2019.....	48
Tabela 10 – Receita, custo total de produção e lucro médios anuais, dos tratamentos com DLS, considerando a distância de 0,5 km entre a esterqueira e a lavoura, em relação aos anos agrícolas de 2009/2010 a 2018/2019.....	49
Tabela 11 – Receita, custo total de produção e lucro médios anuais, dos tratamentos com DLS, considerando a distância de 1 km entre a esterqueira e a lavoura, em relação aos anos agrícolas de 2009/2010 a 2018/2019.....	49
Tabela 12 – Receita, custo total de produção e lucro médios anuais do T1 e T2 e dos tratamentos com dejetos líquidos de suínos (DLS) considerando a distância de 2 km, para o período de 2009/2010 a 2018/2019	50
Tabela 13 – Atributos químicos do solo antes da instalação do experimento	56

Tabela 14 – Lavouras cultivadas no experimento, datas de semeadura e colheita, ao longo dos anos agrícolas de 2009/2010 a 2016/2017, nas safras de verão e inverno.....	57
Tabela 15 – Composição química média dos dejetos aplicados	58
Tabela 16 – Quantidade de dejetos aplicados nos tratamentos de dejetos líquido de suínos e cama de aviário	59

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABPA	Associação Brasileira de Proteína Animal
CA	Cama de aviário
Ca	Cálcio
C	Carbono
COS	Carbono orgânico do solo
CTC	Capacidade de troca catiônica
DERAL	Departamento de Economia Rural do Paraná
DLS	Dejeto líquido de suínos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
K	Potássio
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
Mg	Magnésio
MO	Matéria Orgânica
N	Nitrogênio
P	Fósforo
PPM	Produção da Pecuária Municipal
SEAB	Secretaria Estadual de Agricultura e Abastecimento do Paraná
SEDEST	Secretaria de Estado do Desenvolvimento Sustentável e do Turismo do Paraná
SIDRA	Sistema IBGE de Recuperação Automática
SPD	Sistema plantio direto

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
2.1	DEJETOS DE ANIMAIS	16
2.2	SUINOCULTURA	19
2.2.1	DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS (DLS).....	21
2.3	AVICULTURA	22
2.3.1	CAMA DE AVIÁRIO (CA)	25
2.4	GESTÃO DOS CUSTOS NA PROPRIEDADE AGRÍCOLA.....	25
3	ARTIGO A	28
3.1	RESUMO	28
3.2	INTRODUÇÃO	29
3.3	MATERIAL E MÉTODOS	30
3.3.1	ÁREA DO ESTUDO	30
3.3.2	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	33
3.3.3	ANÁLISE ECONÔMICA	34
3.3.4	ANÁLISE ESTATÍSTICA	35
3.4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
3.4.1	CAMA DE AVIÁRIO – PRODUÇÃO AGRÍCOLA.....	36
3.4.2	CAMA DE AVIÁRIO – ANÁLISE ECONÔMICA	40
3.4.3	DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS – PRODUÇÃO AGRÍCOLA	43
3.4.4	DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS – ANÁLISE ECONÔMICA.....	46
3.5	CONCLUSÃO	52
4	ARTIGO B	53
4.1	RESUMO	53
4.2	INTRODUÇÃO	54
4.3	MATERIAL E MÉTODOS	56
4.3.1	ÁREA DO ESTUDO	56
4.3.2	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	58
4.3.3	AVALIAÇÃO DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO	59
4.3.4	ANÁLISE ESTATÍSTICA	59
4.4	RESULTADOS	60
4.4.1	CAMA DE AVIÁRIO	60

4.4.2	DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS.....	67
4.5	DISCUSSÃO	74
4.6	CONCLUSÃO	79
5	CONCLUSÕES GERAIS	81
6	REFERÊNCIAS	82

1 INTRODUÇÃO

O Brasil se destaca por ser um dos maiores produtores de carne de aves e de suínos do mundo. De acordo com os dados da Pesquisa da Pecuária Municipal (PPM), do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), no ano de 2021 o Brasil contava com um rebanho de aproximadamente 42 milhões de suínos e mais de 1,5 bilhões de galináceos. Além de ser um importante produtor, o país também é um grande exportador de carnes de aves e suínos (OCDE/FAO, 2022). Entre os principais importadores destas carnes destacam-se Hong Kong, Singapura, China e Emirados Árabes Unidos (ABPA, 2020; MALLORY, 2021).

A produção brasileira de suínos e aves está relacionada com a disponibilidade de grãos para a alimentação dos animais, e com a presença de indústrias responsáveis pelo abate e processamento da carne (BARCELOS *et al.*, 2011). O Paraná, terceiro maior produtor de aves e suínos no país (IBGE, 2021), se destaca tanto na produção de soja e milho (que são base da dieta dos animais), como no número de indústrias de abate e processamento de carne instaladas em seu território.

A criação de aves e suínos, historicamente, sempre esteve presente no meio rural paranaense, porém passou de atividade de subsistência e se tornou atividade agroindustrial (WILLERS *et al.*, 2012). Com a instalação de agroindústrias houve um aumento e concentração destas atividades em determinadas regiões do Paraná, sobretudo no Oeste, baseadas em sistemas intensivos de produção. Com o grande número de aves e suínos também há a geração de um elevado volume de dejetos produzidos pelos animais. Contudo, devido principalmente à destinação inadequada dos dejetos gerados, a exploração intensiva destes animais pode provocar sérios problemas ambientais nas áreas em que há maior concentração da produção. Por isso, a destinação correta dos dejetos dos animais é um dos maiores desafios destas atividades.

Por um lado, a contaminação causada pelos dejetos animais é um problema que vem se agravando nas últimas décadas, principalmente em face do aumento no número de propriedades que utilizam sistemas de criação de animais em confinamento. Um dos principais impactos da destinação incorreta de dejetos animais é a contaminação de rios e leitos de água, onde os nutrientes presentes nos dejetos animais são lixiviados para águas superficiais e subterrâneas, ocasionando o enriquecimento de nutrientes na água, como fósforo (P) e nitrogênio (N), o que pode levar ao crescimento de algas e plantas aquáticas, causando degradação dos recursos hídricos (SZOGI *et al.*, 2015; ROMANELLI *et al.*, 2020).

Por outro lado, se utilizados em volume adequado, os dejetos gerados a partir

da produção animal podem ser uma importante fonte de fertilização orgânica, por serem ricos em nutrientes, principalmente no suprimento de N para as plantas. Assim, quando manejados adequadamente, os dejetos podem suprir – parcial ou totalmente – a necessidade de nutrientes para a produção de grãos (AGEGNEHU; SRIVASTAVA; BIRD, 2017).

Dentre os dejetos que podem ser utilizados como fonte de fertilização orgânica, destacam-se o uso da cama de aviário (CA) e do dejetos líquido de suínos (DLS). Os benefícios da utilização desses materiais estão relacionados principalmente com o aumento dos teores de nutrientes no solo, como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio (BALOTA *et al.*, 2014), redução do uso de fertilizantes químicos e, conseqüentemente, das emissões dos gases causadores do efeito estufa (VANEECKHAUTE *et al.*, 2013), maior capacidade de retenção de água do solo (YOST *et al.*, 2022), e aumento da população de biomassa microbiana no solo (HAZARIKA *et al.*, 2021). Diante disso, a hipótese do estudo é que o DLS e CA podem ser utilizados como fertilizantes orgânicos, em substituição aos fertilizantes minerais, minimizando os custos de produção e maximizando a renda e o lucro do produtor.

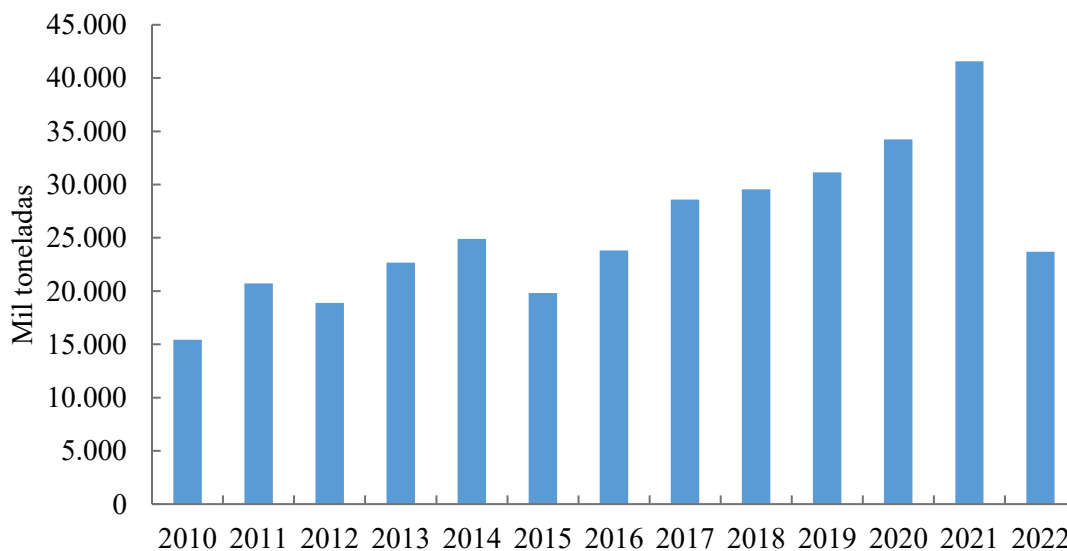
Apesar dos benefícios agrônômicos da utilização de CA ou DLS na agricultura estarem bem descritos na literatura, estudos acerca dos aspectos econômicos e do impacto de seu uso como adubos orgânicos no solo ainda são escassos. Desta forma, os objetivos deste estudo foram: (i) verificar se o uso de CA ou DLS como fertilizantes orgânicos, em comparação aos fertilizantes minerais, aumentam a produtividade de grãos e lucratividade do sistema de produção; e (ii) verificar o efeito da aplicação de CA ou DLS nos atributos químicos do solo, bem como verificar as doses de CA ou DLS que podem ser aproveitados na agricultura em substituição aos fertilizantes químicos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nas últimas décadas, a produtividade das culturas de interesse agrônômico aumentou significativamente (LI *et al.*, 2020). O emprego de novas tecnologias com o melhoramento genético, o desenvolvimento de máquinas agrícolas e o uso de insumos, como os defensivos e fertilizantes químicos, contribuíram para o aumento na produção das culturas por meio da chamada “Revolução Verde” (LLEWELLYN, 2018). Diante disso, o uso de fertilizantes químicos de origem mineral passou a ocupar uma posição muito importante na produção agrícola, auxiliando no aumento da produtividade das culturas agrícolas (CRUZ *et al.*, 2017; OGINO *et al.*, 2020).

A indústria brasileira de fertilizantes químicos industrializados não consegue suprir a demanda interna destes produtos (OGINO *et al.*, 2020), sendo necessária a sua importação em grandes quantidades (Figura 1). Diante disso, o Brasil destaca-se como o quarto maior importador de fertilizantes do mundo, sendo responsável por 8% do consumo global (CRUZ *et al.*, 2017).

Figura 1 – Importações totais de fertilizantes do Brasil de 2010 a 2022.



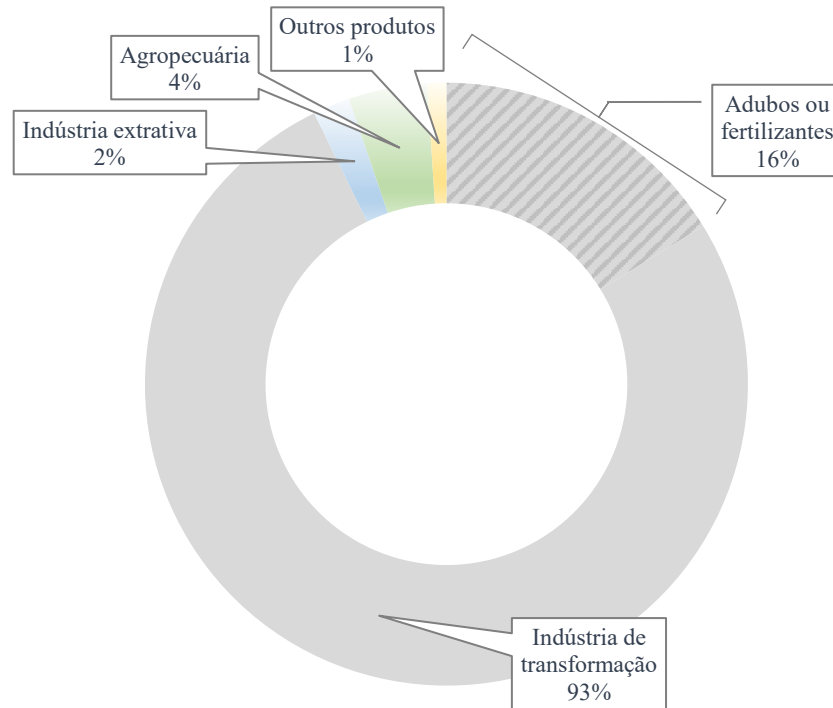
Fonte: Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços/Secretaria de Comércio Exterior, 2022.

De acordo com a Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDA), para o ano agrícola de 2017, o Brasil importava, do total consumido nas lavouras, cerca de 70% de nitrogênio (N), 50% de fósforo (P_2O_5) e mais de 90% de potássio (K_2O). Neste contexto, se destacam as culturas de soja, milho e cana-de-açúcar, três das principais culturas do país, que

correspondem por mais de 73% do consumo de fertilizantes empregados.

O Paraná, assim como a maioria dos estados brasileiros, recebe uma fatia significativa de fertilizantes químicos do exterior. Os fertilizantes químicos corresponderam a 16% do valor total das importações realizadas no Paraná em 2022 (Figura 2).

Figura 2 – Participação dos produtos no valor das importações no Paraná em 2022.



Fonte: Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços/Secretaria de Comércio Exterior, 2022.

Os fertilizantes químicos, assim como outras *commodities*, caracterizam-se por terem o seu valor atrelado ao mercado internacional, com o produtor rural sendo apenas tomador de preços (BRUNELLE *et al.*, 2015). Assim, os preços dos fertilizantes químicos estão sujeitos à volatilidade de preços do mercado. Um exemplo disto é que, dado o atual cenário geopolítico de conflito entre Rússia e Ucrânia no Leste Europeu – duas das maiores potências globais na produção de grãos e de insumos para a produção agrícola – vários impactos socioeconômicos estão se refletindo mundialmente, sobretudo porque restrições logísticas ou sanções econômicas, impostas aos países envolvidos no conflito, desencadearam elevação dos preços no mercado de fertilizantes (HASSEN; BILALI, 2022).

Desta forma, os custos de produção da agropecuária elevam-se na medida em que o preço de mercado dos fertilizantes aumenta. E o aumento nos custos de produção, em decorrência dos preços dos produtos agropecuários, carrega consigo expectativas de inflação

para o mercado, ameaçando a segurança alimentar global (SAMAL *et al.*, 2022).

Além disso, a extração e utilização de fertilizantes químicos utilizados na agricultura é uma atividade que gera impactos ambientais, principalmente com a liberação de gases causadores de efeito estufa (GEE) na atmosfera (CARAUTA *et al.*, 2021). Grande parte das emissões dos GEE resulta da aplicação de adubos nitrogenados, com a emissão de óxido nitroso (N₂O) na atmosfera através dos processos de oxidação e desnitrificação do N que ocorrem no solo (SCHERBAK; MILLAR; ROBERTSON, 2014).

Diante disso, o governo brasileiro vem promovendo estratégias para reduzir as emissões de gases de efeito estufa, como o Plano ABC. Dentro de seus objetivos, o plano promove a adoção de tecnologias e práticas agrícolas de baixo carbono, que visam melhorar a eficiência no uso de recursos naturais e aumentar a resiliência de sistemas produtivos e de comunidades rurais, possibilitando a adaptação do setor agropecuário às mudanças climáticas (HOCHSTETLER, 2021).

Nesse contexto, a utilização de fertilizantes orgânicos constitui uma das possibilidades para reduzir as emissões de GEE e aumentar a sustentabilidade do sistema de produção agrícola (SARKAR *et al.*, 2021). Com isso, o uso de dejetos animais como adubo orgânico deve ser cada vez mais estudado, uma vez que pode reduzir custos e proporcionar uma produção agrícola mais lucrativa e sustentável (GENG *et al.*, 2019; MAHMOOD *et al.*, 2020; SCHILS *et al.*, 2020;).

2.1 DEJETOS DE ANIMAIS

A produção agropecuária é caracterizada por ser diversificada, produzindo uma ampla gama de produtos para a sociedade, sejam eles fornecidos *in natura* ou como matéria prima para o setor industrial (HERRERO *et al.*, 2017). Porém, nos processos de produção uma série de resíduos orgânicos são gerados, como os de natureza agrícola, constituídos basicamente de material de origem vegetal, como folhas e caules (AMATO *et al.*, 2021), e os de natureza pecuária, compostos principalmente por dejetos animais, caudas, placenta e demais anexos embrionários, testículos, bicos, cornos, aparas de casco, resíduos da incubação, fetos abortados, natimortos e mumificados oriundos do manejo de animais de produção, descritos na Instrução Normativa nº 48, de 17 de outubro de 2019, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2019).

A forma de gerir o fluxo dos resíduos que são gerados na produção agropecuária pode afetar a sustentabilidade ambiental (VARMA *et al.*, 2021), uma vez que

esses subprodutos apresentam alto potencial poluidor, principalmente devido as suas propriedades físicas, químicas e infectocontagiosas e, se destinados de maneira incorreta, podem representar riscos à saúde pública e ao ambiente (RAYNE; AULA, 2021). Dessa forma, a deposição adequada desses materiais, ricos em matéria orgânica, nutrientes e agentes patogênicos, é um desafio a ser solucionado por meio de tecnologias de gestão de dejetos (KHOSHNEVISAN *et al.*, 2021).

Várias alternativas de manejo e tratamento desses subprodutos da produção animal têm sido desenvolvidas e testadas no sentido de mitigar seus efeitos sobre o meio ambiente (NOOROLLAHI *et al.*, 2015; SZOGI *et al.*, 2015). Uma delas é a utilização dos dejetos gerados na produção animal como fonte de adubação orgânica em solos agrícolas (CHADWICK *et al.*, 2015; HE *et al.*, 2016; NDAMBI *et al.*, 2019).

No estado do Paraná, as normas da Resolução nº 15/2020 (PARANÁ, 2020), estabelecem os critérios para classificação e utilização desses dejetos, sobretudo da suinocultura, segundo o porte das granjas, sistema de criação, o potencial poluidor, sistema de gestão ambiental, e a autorização ou licenciamento ambiental das propriedades agrícolas. A Resolução, em seu *art. 14*, define que:

Os efluentes líquidos gerados poderão ser lançados, direta ou indiretamente no corpo receptor, desde que atenda as seguintes condições:

I - pH entre 5 e 9;

II - Temperatura inferior a 40°C, sendo que a elevação máxima de temperatura do corpo receptor não poderá ultrapassar 3°C;

III - Materiais sedimentáveis até 1mL/L em teste de uma hora em Cone Imhoff;

IV - Óleos minerais até 20 mg/L e óleos vegetais e gorduras animais de até 50 mg/L;

V - Ausência de materiais flutuantes;

VI - A Demanda Bioquímica de Oxigênio deverá ser a outorgada;

VII - A Demanda Química de Oxigênio deverá ser a outorgada.

Ainda na mesma Resolução, o *Art. 17*. discorre 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.

E o *Art. 18*. estabelece que:

Para aplicação dos dejetos no solo para fins agrícolas devem ser atendidos os critérios estabelecidos no ANEXO III, onde deverão ser observados os seguintes aspectos: 1. Área para aplicação; 2. Taxa de aplicação; 3. Caracterização do dejetos; 4. Análise de solo para fins de recomendação de adubação e monitoramento.

A aplicação de adubos de origem orgânica em áreas agrícolas apresenta uma série de benefícios para a lavoura, uma vez que se caracterizam por serem fonte de nutrientes e de carbono orgânico (BERTAGNOLI *et al.*, 2020), podendo suprir a demanda de nutrientes requerida pelas plantas, além de aumentar a capacidade de troca catiônica do solo, contribuir para a correção da acidez, promover melhorias nos atributos físico-químicos do solo e na atividade microbiológica, além de aumentar a produtividade das culturas (GENG *et al.*, 2019; BERTAGNOLI *et al.*, 2020; LIN *et al.*, 2020; YOST *et al.*, 2022).

Um dos principais efeitos da aplicação de dejetos animais em áreas agrícolas é o aumento do carbono orgânico do solo (COS), elemento responsável por várias funções importantes, como a ciclagem e fornecimento de nutrientes, controle do equilíbrio solo-água ou tamponamento de poluentes (SHENG *et al.*, 2015). Solos agrícolas cultivados intensivamente perderam grande quantidade de seu conteúdo original de COS (NICOLOSO *et al.*, 2018), e o uso de dejetos animais como fonte de adubação das lavouras possuem a capacidade de elevar os estoques de COS no solo (GLOSS; GLASSER, 2021).

2.2 SUINOCULTURA

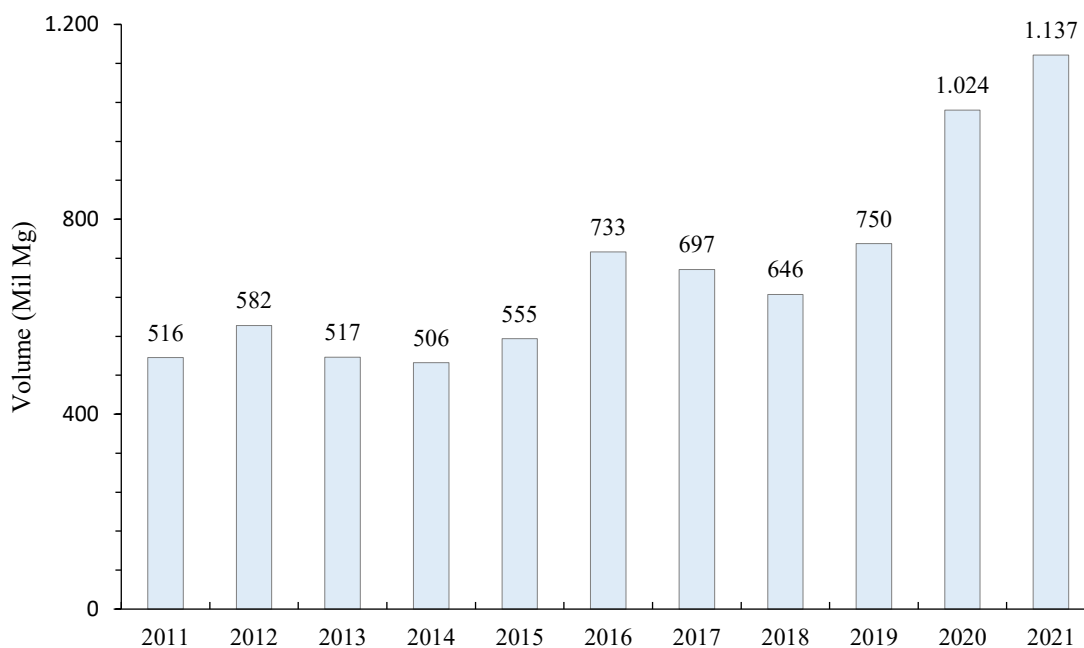
A suinocultura abrange um grande número de atividades que se desenvolvem em torno da cadeia produtiva da carne suína, incluindo desde os estabelecimentos que produzem a matéria-prima para as rações, passando pelos criadores de suínos, as agroindústrias de abate e processamento, e finalmente chegando até os canais de comercialização e distribuição para o consumo (ZANELLA *et al.*, 2016).

A carne de porco ocupa o posto de proteína animal mais consumida no mundo (ALENCAR *et al.*, 2019). No Brasil, o seu consumo ainda se encontra abaixo do consumo de carne bovina e de aves, com valores aproximados de 17 kg *per capita* ao ano; todavia, este consumo vem aumentando ano a ano (ABPA, 2021).

Em 2021, o Brasil, terceiro maior produtor de suínos do mundo, contava com um rebanho de aproximadamente 42 milhões de cabeças (IBGE, 2021), sendo que nos últimos anos a carne suína brasileira tem ganhado ainda mais importância no mercado internacional

(MARTINS *et al.*, 2017). Em 2018, por exemplo, a China, maior produtor e consumidor de carne suína do mundo, teve sua produção comprometida pelo surto da Peste Suína Africana, que assolou as criações do país (MA *et al.*, 2021). Impulsionada pela demanda de carne de porco na China, as exportações brasileiras atingiram números recordes naquele ano (Figura 3).

Figura 3 – Exportações Brasileiras de Carne Suína de 2010 a 2021.



Fonte: adaptado da Secretaria de Comércio Exterior/Associação Brasileira de Proteína Animal (ABPA, 2022).

A produção de suínos no Brasil concentra-se principalmente nos três estados da Região Sul: Santa Catarina, Paraná e Rio Grande do Sul. O desenvolvimento da suinocultura nesta região se deu, entre outros fatores, pela presença de grandes grupos agroindustriais que realizam o abate e processamento da carne, apresentando uma estrutura produtiva desenvolvida e consolidada, contando com uma grande disponibilidade de grãos, insumos básicos para a produção de rações para alimentação animal (KRABBE *et al.*, 2009). Santa Catarina se destaca por possuir o maior rebanho de suínos do país, com mais de 8 milhões de cabeças (IBGE, 2021). O Paraná, segundo maior produtor do país, apresenta um rebanho de aproximadamente 6,6 milhões de suínos (IBGE, 2021). Grande parte da produção paranaense de carne suína é destinada à exportação, sendo que os países que mais se destacam na importação do produto são Hong Kong, Singapura, Argentina, Uruguai e Vietnã (Tabela 1).

Tabela 1 – Países de destino, volume e valor das exportações do Paraná de carnes de animais da espécie suína, frescas, refrigeradas ou congeladas, em 2022.

País de Destino	Toneladas	Valor FOB ¹ (US\$)
Hong Kong	17.854,16	\$39.718.937
Singapura	13.850,67	\$32.398.585
Argentina	14.025,44	\$31.072.356
Uruguai	15.106,41	\$30.662.820
Vietnã	7.724,99	\$15.019.428
Tailândia	6.476,16	\$14.055.477
África do Sul	1.559,28	\$3.631.907
Emirados Árabes Unidos	1.087,19	\$2.357.387
Geórgia	927,71	\$1.759.734
Albânia	962,15	\$1.732.505
Angola	568,78	\$1.292.556
Cuba	380,26	\$1.393.482

Fonte: Elaborada com base em dados do Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços/Secretaria de Comércio Exterior, 2022.

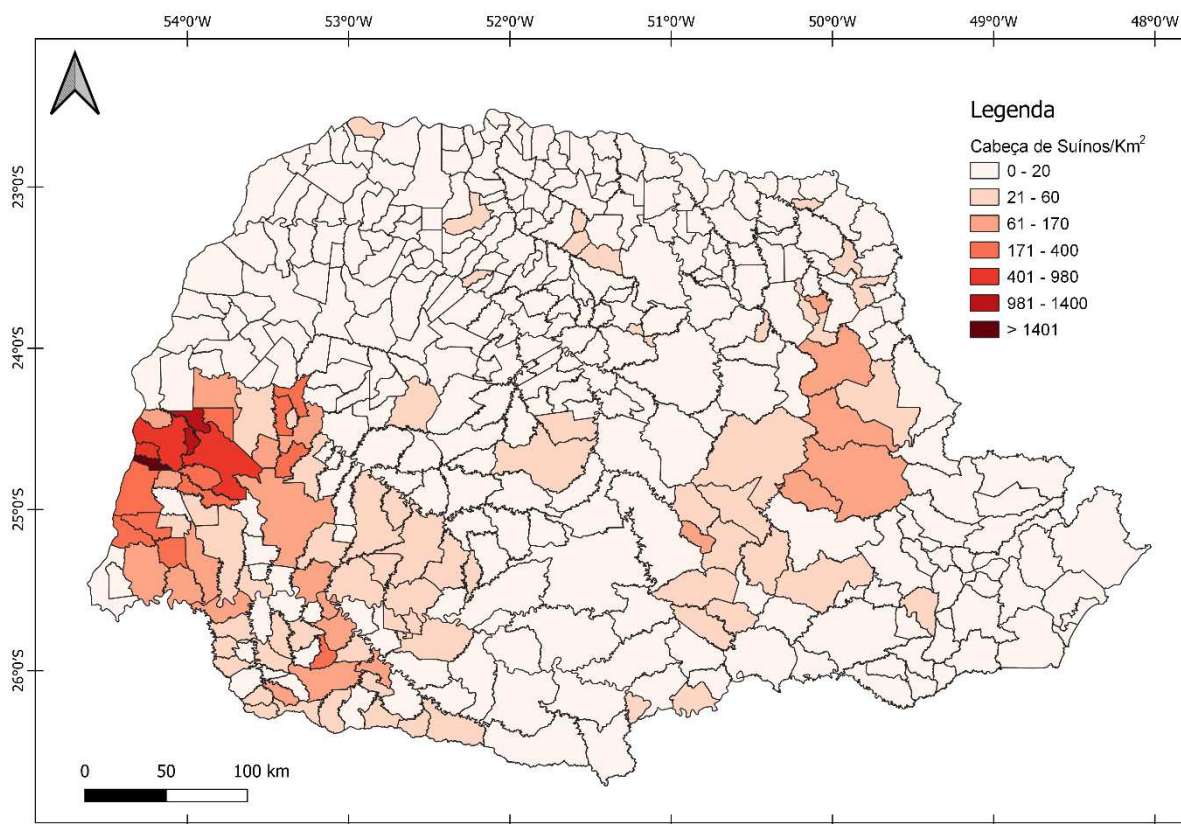
De acordo com dados do Censo Agropecuário 2017 do IBGE², a área média das propriedades suínícolas do Paraná era de 16 hectares. Ainda segundo o Censo, do total de 5.111 estabelecimentos agropecuários paranaenses dedicados à atividade suínícola, 4.539 possuíam a maior parte (mais de 50%) do valor bruto da produção (VBP) oriundos da suinocultura, sendo 2.071 propriedades tipificadas como altamente especializadas (mais de 90% do VBP proveniente da suinocultura), 1.324 especializadas (75-90% do VBP proveniente da suinocultura) e 1.144 com a criação de suínos sendo o produto principal (mais de 50% do VBP proveniente da suinocultura). As 572 propriedades restantes, que representam 11% do total, são especializadas em outras atividades, tendo a suinocultura como atividade de menor relevância na composição do VBP.

De acordo com dados da Pesquisa da Pecuária Municipal (PPM) do IBGE, a região Oeste do Paraná concentra o maior número de cabeças de suínos por quilometro quadrado (Figura 4), sendo a suinocultura de grande importância para a economia da região.

¹ Trata-se do frete em que o exportador é responsável pela mercadoria até ela estar dentro do navio, para transporte, no porto indicado pelo comprador.

² Estes dados se referem a tabulações especiais do Censo Agropecuário 2017.

Figura 4 – Número total do efetivo em relação à área total dos municípios paranaenses, em cabeças de suínos por km².



Fonte: Elaborado com base em dados da Pesquisa da Pecuária Municipal do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2021).

Os dejetos gerados pela criação de suínos possuem alto potencial poluidor, o que faz com que a suinocultura desperte preocupações ambientais em relação à quantidade e gestão desses resíduos (CARDOSO *et al.*, 2015). A elevada concentração de propriedades criadoras de suínos em uma mesma região, assim como ocorre no Oeste do Paraná, potencializa as chances de haver contaminação ambiental causada pelos dejetos, principalmente pela predominância da produção em sistemas de criação em confinamento (SEGAT *et al.*, 2015).

2.2.1 Dejetos líquido de suínos (DLS)

Os tipos de dejetos produzidos podem ser separados em dejetos sólidos, quando constituídos basicamente das fezes dos animais, e em dejetos líquidos, constituídos por fezes, urina, água desperdiçada pelos bebedouros, resíduos de ração, pelos, poeiras e outros materiais decorrentes do processo de criação dos suínos (WON *et al.*, 2018; ALGERI *et al.*, 2021).

Quando não tratados adequadamente, os dejetos de suínos podem provocar sérios problemas ambientais, tais como a contaminação de cursos de água por meio do processo de eutrofização, causando o aumento da população de algas na água, o que representa um risco para a saúde pública ao afetar o abastecimento de água potável e a segurança alimentar (BROOKS *et al.*, 2016; DING *et al.*, 2018).

Entretanto, quando utilizado corretamente, os dejetos animais podem ser aplicados como fertilizante orgânico, uma vez que são compostos ricos em matéria orgânica, e que apresentam alto teores de nutrientes absorvidos pelas plantas, como o nitrogênio, fósforo, potássio, manganês e outros elementos (YUAN *et al.*, 2018; YOST *et al.*, 2022).

Além dos ganhos de produção das culturas (GENG *et al.*, 2019; ALGUERI *et al.*, 2021), a viabilidade econômica da aplicação de DLS no solo tem relação com os indicadores de receita e custo de produção. Isto porque, embora possa haver uma economia nas despesas com fertilizantes químicos, os custos com a aplicação do DLS podem ser elevados, até porque a adoção desta prática demanda investimentos com instalações para tratamento dos dejetos e aquisição de equipamentos próprios para a aplicação. Por isso, nem sempre o retorno da utilização do DLS como adubo orgânico se reflete na forma de lucro (CARDOSO *et al.*, 2015).

2.3 Avicultura

Até meados da década de 1960, a avicultura no Brasil se caracterizava por ser voltada para a subsistência, concentrada principalmente nos estados da região Sudeste do país e sendo constituída basicamente por linhagens rústicas de aves, denominadas “caipiras” (PROCÓPIO; LIMA, 2020). A produção de aves era realizada em conjunto com outras atividades, e sua principal finalidade era para o consumo no próprio estabelecimento rural (PATRICIO *et al.*, 2012). As pequenas comercializações que aconteciam eram de maneira ocasional, caracterizadas por ocorrerem diretamente entre os produtores e o abatedouro (SANTOS FILHO *et al.*, 2011).

A partir da década de 1980 se iniciou um processo de modernização das propriedades avícolas do país. Impulsionada pela intensificação tecnológica, a atividade passou a se deslocar para a região Sul do Brasil, principalmente para Santa Catarina (PINOTTI; PAULILLO, 2006; JUNG; ZANELATTO, 2020). Ao longo deste processo as granjas evoluíram para os chamados “sistemas de integração agroindustrial”, que consistem em relações contratuais entre a agroindústria integradora e o produtor integrado. Nestes contratos, é estabelecida uma

parceria que abrange todas as fases de produção das aves, garantindo ao produtor a segurança de que tudo o que produziu será adquirido pela agroindústria e que, assim, ele obterá uma renda com a atividade (DAVOK *et al.*, 2015). Simultaneamente, foram introduzidas no Brasil novas linhagens de aves, juntamente com um conjunto de técnicas de manejo, que modificaram profundamente a produção de aves no país. As granjas passaram a apresentar um maior nível de tecnificação e controle sanitário mais eficiente (SANTOS FILHO *et al.*, 2011).

A partir da década de 1990 os avanços tecnológicos nos sistemas de criação de aves passaram a ser aprimorados em relação a certos atributos da criação, como uma melhor relação entre quantidade de ração consumida e quilograma de carne produzida, e também promovendo melhorias nas estruturas utilizadas nas granjas, que abrangem o manejo dos resíduos, bem-estar dos animais e impactos ambientais gerados pelas aves (DIAS *et al.*, 2018).

A carne de frango é a fonte de proteína animal mais consumida no Brasil, sendo um alimento de extrema importância em sua base alimentar. Isso ocorre, entre outros fatores, devido ao menor preço da carne de frango em relação à carne bovina (BONAMIGO *et al.*, 2012). Em 2021, o Brasil, que é o terceiro maior produtor mundial de galináceos, possuía um efetivo de aproximadamente de 1,5 bilhões de aves de corte e postura (IBGE, 2022). O Paraná, por sua vez, ocupa o posto de maior produtor de aves do país, com um efetivo de quase 390 milhões de cabeças, com sua produção atendendo tanto o mercado interno quanto o externo. Os países que se destacam como maiores importadores das carnes e miudezas comestíveis de aves são China, Emirados Árabes Unidos, Japão e Arábia Saudita (Tabela 2).

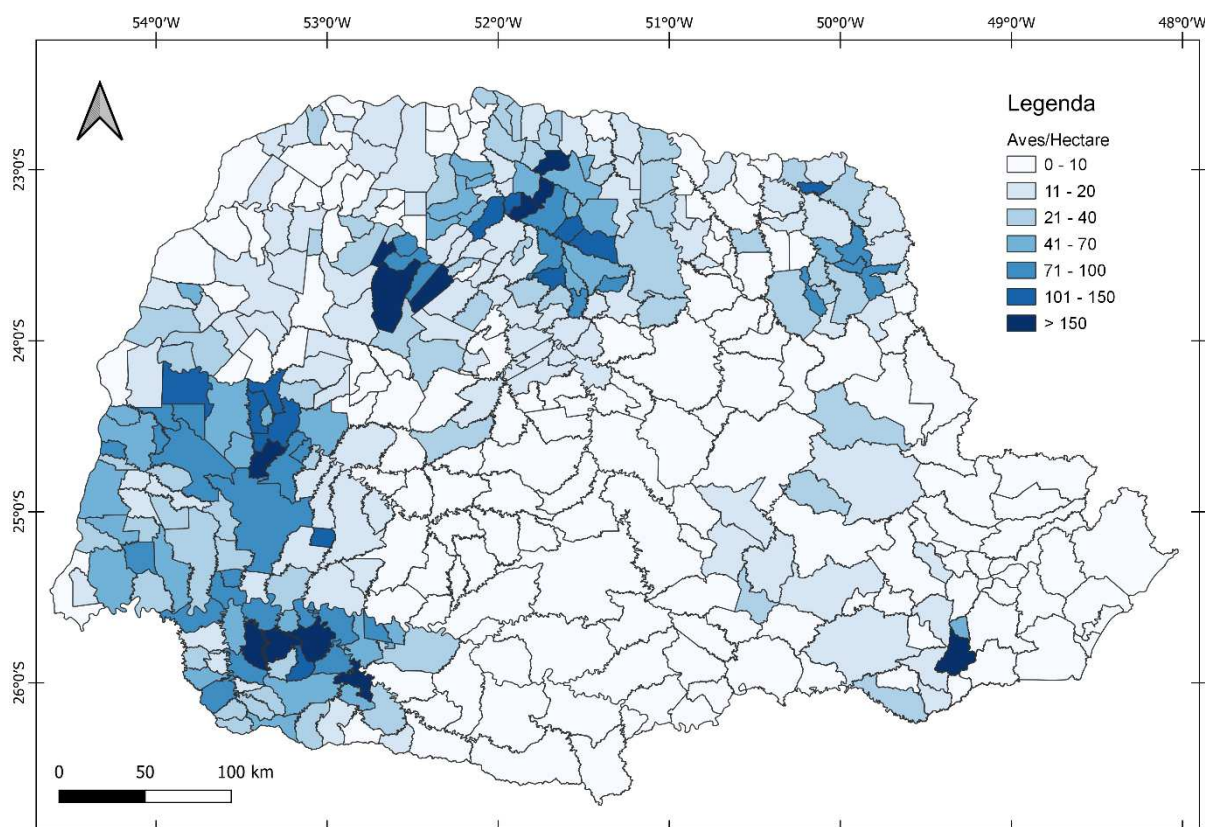
Tabela 2 – Países de destino, volume e valor das exportações do Paraná de carnes de carnes e miudezas comestíveis, frescas, refrigeradas ou congeladas, das aves, em 2022.

País de Destino	Toneladas	Valor FOB (US\$)
China	181.157,94	\$413.938.188
Emirados Árabes Unidos	105.171,48	\$212.038.826
Japão	66.674,67	\$146.903.816
Arábia Saudita	38.306,85	\$125.265.421
México	48.217,6	\$112.741.609
Coreia do Sul	47.663,86	\$95.781.468
Filipinas	66.373,26	\$78.143.407
África do Sul	90.899,63	\$63.352.368
Singapura	27.237,05	\$62.106.165
Kuwait	29.151,75	\$60.856.654
Líbia	23.777,06	\$48.692.490
Iêmen	24.956,12	\$48.119.928

Fonte: Elaborada com base em dados do Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços/Secretaria de Comércio Exterior, 2022.

De acordo com dados do Censo Agropecuário 2017 do IBGE³, a área média das propriedades avícolas do Paraná era de 18 hectares. Do total de 21.907 estabelecimentos agropecuários paranaenses dedicados à avicultura, 7.745 possuem a maior parte (mais de 50%) do valor bruto da produção (VBP) oriundo da avicultura, sendo 4.043 propriedades altamente especializadas (mais de 90% do VBP proveniente da criação de aves), 1.706 especializadas (de 75 a 90% do VBP proveniente da avicultura), 1.394 com a criação de suínos sendo o produto principal (entre 50 e 75% do VBP proveniente da criação de aves). As propriedades restantes são especializadas em outras atividades, com a avicultura não sendo uma atividade principal. O efetivo de aves do Paraná se concentra principalmente nas regiões Oeste e Norte (Figura 5).

Figura 5 – Efetivo total de aves em relação à área em hectares dos municípios do Paraná.



Fonte: Elaborado com base em dados da Pesquisa da Pecuária Municipal do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2022).

As perspectivas de crescimento do setor avícola apontam para uma crescente participação da carne de frango brasileira no mercado internacional (ABPA, 2020). No entanto, o aumento do efetivo de animais desperta preocupações, sobretudo em relação ao impacto

³ Estes dados se referem a tabulações especiais do Censo Agropecuário 2017.

ambiental que os dejetos gerados podem causar nos solos, plantações, águas superficiais e subterrâneas. Visando minimizar estes impactos, os resíduos da avicultura precisam ser tratados e destinados de forma correta (SIMS; WOLFS, 1994; GHALY; ALHATTABL, 2013), utilizados, por exemplo, como adubo orgânico na agricultura.

2.3.1 Cama de aviário

A cama de aviário (CA) é um subproduto sólido da produção de aves, que é constituída pelos excretados das aves (fezes e urina), juntamente com o material utilizado como substrato para a absorção dos dejetos, penas e restos de alimento (POTE *et al.*, 2011). O substrato pode ser formado por cascas de arroz, cascas de amendoim, maravalha, serragem, dentre outros materiais. Quando a CA é aplicada sem discriminação e sem análise da composição do material a ser aplicado no solo, e da cultura que irá ser cultivada, pode ocorrer sérios danos ambientais.

Aplicações inadequadas de CA podem gerar perdas de nutrientes relacionadas, por exemplo, a lixiviação destes para os cursos d'água, levando a proliferação de algas e eutrofização (YUVARAJ *et al.*, 2019). Dessa forma, a utilização da CA deve ser feita a partir de um balanço de nutrientes, ferramenta importante para realizar a estimativa da diferença entre as entradas e saídas dos elementos do solo necessários para nutrição mineral de plantas na atividade agropecuária – sendo aplicadas as dosagens corretas de acordo com a análise química do resíduo e da necessidade da cultura a ser implantada (PEARCE; MAGUIRE, 2020).

A CA pode ser aplicada no solo sem nenhum outro fertilizante, ou em conjunto com outras formulações. Quando a CA é aplicada no solo, pode promover o aumento dos teores de nutrientes absorvidos pelas plantas, além de influenciar positivamente nos atributos físicos, químicos e microbiológicos do solo (BERTAGNOLI *et al.*, 2020).

2.4 Gestão dos custos na propriedade agrícola

Nas últimas décadas houve importantes mudanças em todo o setor agrícola, principalmente em relação à gestão da propriedade rural (NORTON; ALWANG, 2020). Conforme ocorrem avanços da tecnologia no campo, os agricultores precisam se manter atualizados e administrar suas propriedades como uma empresa rural, sempre buscando se manter atualizado no mercado e desenvolver técnicas que permitam obter bons níveis de produtividade na lavoura. Além disso, o produtor rural deve possuir a capacidade de manter sua

propriedade integrada à agroindústria promovendo, se for do seu interesse, a transição da agricultura familiar para a empresarial (MARION; SEGATTI, 2005; LEITNER; ALVES FILHO, 2019).

Uma forma de conduzir a gestão de uma empresa rural está no desenvolvimento de instrumentos que permitam a mensuração, controle e planejamento das atividades desenvolvidas dentro da propriedade, visando o monitoramento do patrimônio e dos resultados (CREPALDI, 2011). Nesse sentido, a economia rural se destaca por tratar de assuntos como alocação de capital, geração de receitas e, principalmente, a contabilização dos custos de produção, fornecendo ferramentas de apoio na análise do desempenho econômico, financeiro, patrimonial, bem como para a gestão das propriedades rurais, contribuindo, assim, para a tomada de decisão e gerenciamento de recursos (ZANIN *et al.*, 2014).

O controle dos custos de produção é uma das ferramentas mais importantes para a administração e tomada de decisão do produtor rural (ANDRADE *et al.*, 2012). O custo na agricultura está relacionado com as atividades que compreendem todos os gastos feitos desde a preparação do solo até a colheita das culturas, e para uma análise correta do custo de produção e econômico-financeira da propriedade, o custo operacional (CO) se destaca como uma metodologia que inclui todos os itens considerados diretos da agricultura, representados pelos gastos com insumos (sementes, defensivos agrícolas e fertilizantes), operação mecânica (diesel, manutenção das máquinas e implementos), mão de obra e salários de funcionários, serviços terceirizados, comercialização agrícola, transporte, benfeitorias, despesas financeiras, despesas com tributos e comercialização e despesas administrativas (VOLSI *et al.*, 2021; VOLSI *et al.*, 2022).

Gerir os custos de produção é uma das mais importantes etapas no planejamento e tomada de decisão do produtor. Atualmente, o agronegócio requer do produtor o domínio dessas áreas de conhecimento para que possa escolher a melhor cultura, o sistema e as práticas que adotará em sua propriedade (ARTUZO *et al.*, 2018).

Devido a atividade agrícola ser diretamente influenciada por condições que não são controladas pelo agricultor, mas que influenciam na lucratividade de sua propriedade, como preço de insumos, valor da produção e mercado, parte da contabilidade de custos vem se tornando um problema, uma vez que o registo dos custos e das despesas é deixado em segundo plano, comprometendo a gestão, controle de custos e tomada de decisões (QUESADO; SILVA; RUA, 2018).

Manter o controle dos custos e dos demais processos permite uma alocação mais eficiente o capital, o trabalho e os recursos naturais (BARROS *et al.*, 2019), o que permite

verificar a situação econômica em que a propriedade se encontra, seja ela em um momento estático ou em diversos períodos, apresentando uma ampla comparação entre os resultados alcançados e os planejados (ZANIN *et al.*, 2014). Tais informações, quando cruzadas e analisadas de maneira correta, contribuem para gestão, progresso e sustentabilidade da propriedade rural.

3 ARTIGO A

Produtividade e lucratividade de sistema de produção de grãos com o uso de adubos orgânicos de dejetos líquido de suínos e cama de aviário

3.1 RESUMO

A intensificação da produção de carnes no Brasil, com aumento do número de animais, traz consigo o desafio da destinação correta dos dejetos produzidos. Uma das soluções é o aproveitamento dos dejetos animais como adubo orgânico na agricultura. Contudo há poucas informações sobre o retorno econômico que pode ser gerado com sua utilização. O objetivo do estudo foi verificar se o uso de cama de aviário (CA) e dejetos líquidos de suíno (DLS), como adubos orgânicos, em comparação aos fertilizantes químicos, aumentam a produtividade de grãos e lucratividade do sistema de produção. Para tanto, foi conduzido um experimento em área de produção de grãos, no município de Londrina-PR, entre os anos agrícolas de 2009/2010 e 2018/2019. Para avaliar a CA e o DLS, foi utilizado delineamento em blocos ao acaso, composto por cinco tratamentos e quatro repetições para os tratamentos. Tanto para a CA quanto para o DLS os tratamentos foram compostos pelo T1 (aplicação de fertilizantes minerais), e por 4 doses de adubos orgânicos, fornecendo N ou P de acordo com a necessidade das culturas de soja, milho, trigo ou aveia: T2A e T2S (67%), T3A e T3S (100%), T4A e T4S (150%) e T5a e T5S (200%). Foram analisados indicadores de produtividade, receita, custo total e lucro. As produtividades foram comparadas pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$). A partir dos resultados verificou-se que a produtividade dos tratamentos que utilizaram a adubação orgânica foi superior ao T1. A utilização de adubos orgânicos de CA ou DLS aumentou os rendimentos médios das culturas em até 29% em relação a T1. As maiores receitas e os maiores custos foram aferidos nos tratamentos onde foi utilizado as maiores dosagens de dejetos, tanto de CA quanto de DLS. O T1 e todos os tratamentos com CA apresentaram lucratividade ao final do experimento. Os tratamentos com DLS apresentaram viabilidade econômica quando a distância foi de até 0,5 km em relação a esterqueira. O uso de CA ou DLS como adubos orgânicos se mostra, de modo geral, viável para a produção agrícola, contribuindo para a intensificação sustentável da produção de grãos.

Palavras-chave: custo de produção, adubação orgânica, adubação mineral, produção agrícola.

3.2 INTRODUÇÃO

A produção global de carne tende a aumentar em 40 milhões de toneladas até 2030, sendo projetado que os países em desenvolvimento responderão pela maior parte do crescimento da produção animal, sobretudo de aves e suínos (OCDE/FAO, 2022). Neste sentido, o Brasil se destaca atualmente como um dos principais produtores e exportadores de carne (FAO, 2019). O aumento na produção brasileira de aves e suínos foi incentivado por investimentos em sistemas intensivos de produção, com o aumento da densidade animal nas propriedades e inserção no mercado internacional (KEYSERLINGK; HOTZEL, 2015).

Em decorrência do aumento da produção de animais, há geração de grande quantidade de dejetos, trazendo consigo o desafio acerca da destinação adequada destes resíduos. Os dejetos provenientes da produção animal, com o potencial de causar poluição ambiental (BUHRING *et al.*, 2020), podem resultar em significativo impacto nas regiões onde a produção de animais é intensiva, podendo causar poluição: (i) do solo, com excesso de nutrientes e desequilíbrio da população microbiana (RAYNE; AULA, 2021); (ii) da água, com a lixiviação de nutrientes para cursos d'água superficiais e subterrâneas (ROMANELLI *et al.*, 2020); e (iii) do ar, com emissões de odores e gases causadores do efeito estufa (SHAKOOR *et al.*, 2021).

Se tratados de forma correta, além de evitar a poluição, os resíduos gerados na produção de aves e suínos podem ser uma fonte de nutrientes para solos agrícolas. A cama de aviário (CA), subproduto da avicultura, constituída principalmente pelas excretas das aves e substrato para a absorção dos dejetos pode ser aplicada, em cultivos anuais e pastagens, como adubo orgânico para fornecer, principalmente, nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) (HOOVER *et al.*, 2019). O dejetos líquido de suínos (DLS), subproduto da suinocultura, composto principalmente por fezes, urina e água, também pode ser aplicado no solo como adubo orgânico (BELLI FILHO *et al.*, 2001). A utilização de adubos orgânicos, como a CA e do DLS, contribui tanto para aumentar a fertilidade do solo, como para melhorar a sua estrutura física (BERTAGNOLI, 2020; LIU *et al.*, 2021). Entre os benefícios do uso de CA ou DLS no solo vale destacar: a diminuição da acidez e aumento dos nutrientes disponíveis para a planta, aumento dos microrganismos (LI *et al.*, 2020), e aumento da capacidade de retenção de água (BERTAGNOLI *et al.*, 2020).

Além dos benefícios agrônômicos e ambientais da utilização dos dejetos como fertilizante orgânico, englobam-se também potenciais benefícios econômicos, com a possível redução dos custos de produção. Culturas comerciais, como soja, milho e trigo,

caracterizam-se pela utilização de grandes quantidades de fertilizantes minerais industrializados (MORRA, *et al.*, 2021), que são responsáveis por grande parte dos custos de produção de grãos (VOLSI *et al.*, 2021). Considerando que grande parcela dos fertilizantes minerais utilizados nas lavouras brasileiras é importada, e que seus preços estão à mercê das leis de oferta e demanda do mercado, sofrendo alta volatilidade, os custos de produção podem aumentar ou diminuir a depender desta dinâmica. A instabilidade de preços dos fertilizantes no mercado internacional se dá tanto por questões relacionadas à falta de matéria prima, como pelas questões cambiais dos países (MUSTAFA *et al.*, 2023). Conseqüentemente, o produtor, como tomador de preço que é, está sujeito as instabilidades do mercado internacional de fertilizantes minerais, sendo mais um ponto a ser considerado no processo de tomada de decisão acerca dos insumos que irá utilizar.

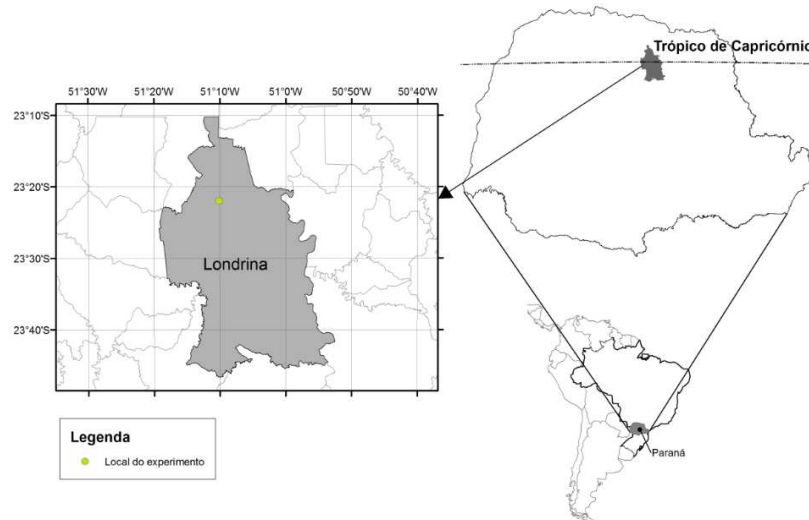
Mesmo com diversos resultados de pesquisas demonstrando que a aplicação de fertilizantes orgânicos de CA ou DLS apresenta uma série de benefícios agrônômicos na produção de grãos, ainda existem poucos estudos que abordam os aspectos econômicos da sua utilização. Diante disso, a hipótese deste estudo é que o DLS e CA podem ser utilizados como fertilizantes orgânicos em substituição aos fertilizantes minerais, minimizando custos de produção e maximizando o lucro. Neste contexto, o objetivo deste estudo foi verificar se o uso de CA ou DLS como adubos orgânicos, em comparação aos fertilizantes minerais, aumentam a produtividade e lucratividade de sistema de produção de grãos.

3.3 MATERIAL E MÉTODOS

3.3.1 Área do estudo

O experimento foi conduzido no Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná – IAPAR-EMATER, situado a 23° 22' S e 51° 10' O (Figura 6), com altitude de 585 m. O solo da área experimental é classificado como Latossolo Vermelho Eutroférico típico, de textura argilosa, apresentando relevo suave ondulado (SANTOS *et al.*, 2018).

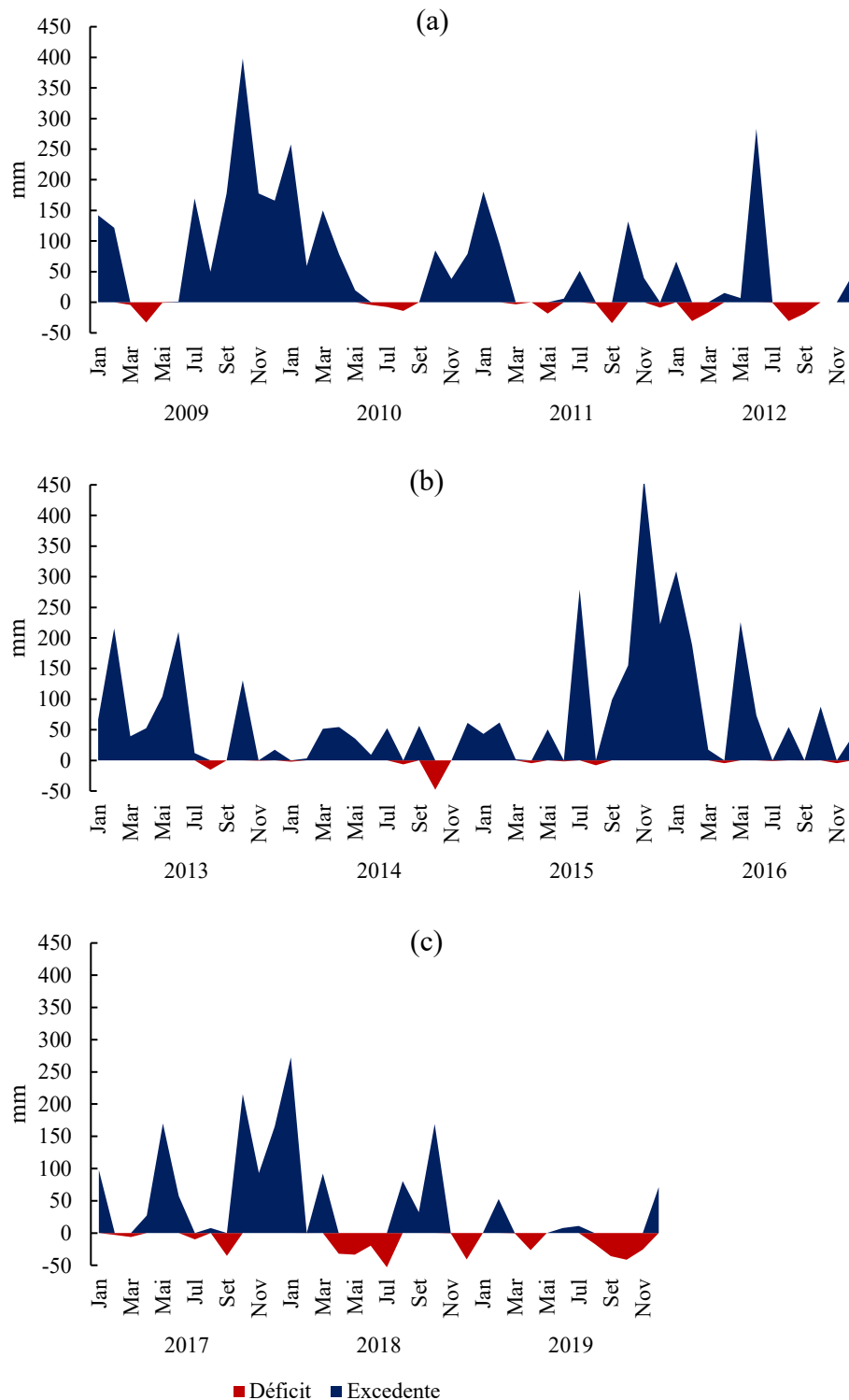
Figura 6 – Localização da área experimental, em Londrina-PR.



Nota: Elaborado pelo autor.

O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cfa subtropical úmido. A precipitação média anual é de aproximadamente $1.632 \text{ mm ano}^{-1}$, com a maior parte ocorrendo durante os meses mais quentes, de setembro a março. A temperatura média máxima diária é de $25,7^\circ \text{ C}$ e a média mínima diária é de $21,6^\circ \text{ C}$. Para caracterizar as condições climáticas do local nos anos em que ocorreu o estudo, foram coletados dados de temperaturas máximas e mínimas diárias, precipitação e capacidade de água disponível (CAD) para calcular o balanço hídrico (Figura 7).

Figura 7 – Balanço hídrico decendial (CAD = 80 mm), Londrina, estado do Paraná, Brasil, entre os anos agrícolas (a) 2009/2012, (b) 2013/2016 e (c) 2017/2019.



Fonte: Elaborada com base nos dados do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná - IAPAR-EMATER.

O estudo compreende dez anos agrícolas, de 2009/2010 a 2018/2019, sendo conduzido em sistema plantio direto (SPD). Em cada ano agrícola foram realizadas duas safras,

uma no verão e uma no inverno. A safra de verão corresponde às lavouras cujo ciclo vegetativo ocorreu na primavera-verão, onde foram rotacionadas as culturas do milho (*Zea mays* L.) e da soja [*Glycine max* (L.) Merrill]; enquanto que a safra de inverno corresponde às lavouras cujo ciclo vegetativo ocorreu no outono-inverno, sendo rotacionadas as culturas do trigo (*Triticum aestivum* L.) e da aveia (*Avena strigosa* Schreb.) (Tabela 3).

Tabela 3 – Lavouras cultivadas no experimento, datas de semeadura e colheita, ao longo dos anos agrícolas de 2009/2010 a 2018/2019, nas safras de verão e inverno.

Ano	Estação	Culturas	Semeadura	Colheita
2009/2010	Verão	Milho	23/10/2009	18/03/2010
	Inverno	Trigo	18/05/2010	15/09/2010
2010/2011	Verão	Soja	14/11/2010	29/03/2011
	Inverno	Aveia	20/05/2011	-
2011/2012	Verão	Milho	30/10/2011	26/03/2012
	Inverno	Aveia	13/05/2012	-
2012/2013	Verão	Soja	31/10/2012	25/03/2013
	Inverno	Aveia	16/05/2013	-
2013/2014	Verão	Milho	16/12/2014	19/05/2014
	Inverno	Aveia	04/06/2014	-
2014/2015	Verão	Soja	29/10/2014	24/03/2015
	Inverno	Trigo	13/05/2015	04/09/2015
2015/2016	Verão	Milho	02/10/2015	01/03/2016
	Inverno	Aveia	20/05/2016	-
2016/2017	Verão	Soja	30/10/2016	13/03/2017
	Inverno	Aveia	23/05/2017	-
2017/2018	Verão	Milho	27/10/2017	20/03/2018
	Inverno	Aveia	14/05/2018	-
2018/2019	Verão	Soja	07/11/2018	13/03/2019
	Inverno	Aveia	17/05/2019	-

Notas: “- “: cultura com finalidade de cobertura vegetal, não houve colheita de grãos.

3.3.2 Delineamento experimental

Na análise da CA o delineamento experimental utilizado foi de blocos ao acaso, constituído por cinco tratamentos e quatro repetições. O tratamento 1 (T1) foi aquele em que se utilizou fertilização química, seguindo as recomendações de adubação para cada cultura. O tratamento 2 (T2A) foi aquele em que se utilizou a CA como fonte de adubação, fornecendo 67% da necessidade de N (para a cultura do milho, trigo e aveia) ou P (para a cultura da soja). O tratamento 3 (T3A) foi aquele em que se utilizou o CA como fonte de adubação, fornecendo

100% da necessidade de N ou P requerida pelas culturas. O tratamento 4 (T4A) foi aquele em que se utilizou o CA como fonte de adubação, fornecendo 150% da necessidade de N ou P requerida pelas culturas. O tratamento 5 (T5A) foi aquele em que se utilizou o CA como fonte de adubação, fornecendo 200% da necessidade de N ou P requerida pelas culturas.

Na análise do DLS o delineamento experimental utilizado também foi de blocos ao acaso, constituído por cinco tratamentos e quatro repetições. O tratamento 1 (T1) foi aquele em que se utilizou fertilização química, seguindo as recomendações de adubação para cada cultura. O tratamento 2 (T2S) foi aquele em que se utilizou o DLS como fonte de adubação, fornecendo 67% da necessidade de N ou P requerida pelas culturas. O tratamento 3 (T3S) foi aquele em que se utilizou o DLS como fonte de adubação, fornecendo 100% da necessidade de N ou P requerida pelas culturas. O tratamento 4 (T4S) foi aquele em que se utilizou o DLS como fonte de adubação, fornecendo 150% da necessidade de N ou P requerida pelas culturas. O tratamento 5 (T5S) foi aquele em que se utilizou o DLS como fonte de adubação, fornecendo 200% da necessidade de N ou P requerida pelas culturas.

A área útil da parcela de cada tratamento foi de 10 m x 5 m (50 m²), espaçadas 3 m entre si para manobra de máquinas.

Tabela 4 – Tratamentos desenvolvidos em Londrina-PR.

Tratamentos	Dosagens
T1	Adubação química
	Cama de aviário (CA)
T2A	67% de N ou P requerida pela cultura fornecida por CA
T3A	100% de N ou P requerida pela cultura fornecida por CA
T4A	150% de N ou P requerida pela cultura fornecida por CA
T5A	200% de N ou P requerida pela cultura fornecida por CA
	Dejeto líquido de suínos (DLS)
T2S	67% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS
T3S	100% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS
T4S	150% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS
T5S	200% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS

3.3.3 Análise econômica

Foram analisados os seguintes indicadores: produtividade, receita, custo de produção e lucro. As produtividades foram obtidas a partir da pesagem dos grãos colhidos na área útil das parcelas, sendo os valores extrapolados para kg ha⁻¹. As receitas foram calculadas pela multiplicação do valor de produtividade das culturas, obtidas em cada tratamento, pelo

preço de venda dos grãos na data da colheita.

Para o cálculo de custo foram considerados os serviços e insumos envolvidos nos tratos culturais recomendados para as lavouras cultivadas. Para a obtenção dos custos dos insumos realizou-se um levantamento no mês de agosto dos anos de 2009 a 2019, por meio dos preços pagos pelos produtores. Já com relação ao preço de venda da soja e do milho, foram utilizados dados diários dos valores recebidos pelos produtores, da Secretaria da Agricultura e do Abastecimento do Paraná (SEAB, 2022a), referentes às datas de colheita das culturas. Foram também contabilizadas outras despesas inerentes ao custo de produção, tais como transporte interno e externo, assistência técnica, taxas, encargos e impostos.

Para o cálculo do custo dos tratamentos que utilizaram como fonte de adubação a CA, foi contabilizada a compra da cama de aviário, de acordo com o valor de mercado da tonelada do produto, referente ao preço pago pelo produtor (SEAB, 2022b).

Nos casos em que a fonte de adubação foi o DLS, foi considerada uma propriedade rural com tamanho entre 5 e 50 hectares, que já possui as esterqueiras necessárias para a deposição do DLS. Visto que a distância entre a esterqueira e a área em que é realizada a aplicação do DLS é uma variável que deve ser considerada na composição dos custos de produção (AFONSO *et al.*, 2020), foram considerados cinco cenários: 0,1 km, 0,25 km, 0,5 km, 1 km e 2 km de distância entre a esterqueira e a área de lavoura de grãos. Os cenários de distância entre a esterqueira e a área de lavoura foram selecionados de acordo com o tamanho médio das propriedades com áreas dedicadas à criação de suínos no Paraná (16 ha em média). Para a composição dos custos de aplicação do DLS, também foram considerados os serviços necessários para o manejo, carregamento e aplicação dos dejetos, sendo necessários um trator de médio porte (75 CV) e um tanque coletor de 6.000 litros (6 m³), operados com velocidade média de 4 km h⁻¹, além da mão de obra, calculada em termos de diária de um trabalhador rural.

O lucro foi calculado subtraindo o custo total de cada tratamento da sua receita. Todos os indicadores econômicos foram deflacionados para dezembro de 2022, utilizando o Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA) –índice oficial de inflação do Brasil.

3.3.4 Análise estatística

Para verificar o efeito da fertilização química e das diferentes doses de adubos orgânicos sobre a produção, foi realizada análise estatística pelo software SAS On Demand for Academics (SAS Institute, Inc., Cary, NC), com os dados submetidos à análise de variância

(ANOVA), e as médias comparadas pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 5% ($p > 0,05$).

3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.4.1 Cama de Aviário – Produção Agrícola

Os resultados das produtividades das diferentes culturas analisadas, em resposta às fontes minerais de adubação e diferentes doses de CA, estão apresentados na Tabela 5. Com relação à produtividade do milho cultivado na safra de verão, do ano agrícola 2009/2010, ou seja, primeiro ano de avaliação, a maior produtividade foi observada no T1 (8.032 kg ha⁻¹), que diferiu de T2A (5.987 kg ha⁻¹), T3A (6.765 kg ha⁻¹) e T4A (6.877 kg ha⁻¹). O T6A, por sua vez, diferiu de T2A. Apenas produtividades de alguns tratamentos (T2, T3S, T4S, T5S e T6A) foram superiores à média da SEAB para região do estudo (7.872 kg ha⁻¹). Em relação ao trigo cultivado no inverno de 2009/2010, o T5A (2.887 kg ha⁻¹) diferiu de T3A (2.209 kg ha⁻¹). Comparando as produtividades dos tratamentos com a média da SEAB para região do estudo (2.543 kg ha⁻¹), T5A, T4A e T3A apresentaram produtividade superior.

Na safra de verão do ano agrícola de 2010/2011, quando foi cultivada a soja, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos analisados. Todavia, as produtividades de todos os tratamentos foram inferiores à média da SEAB para região do estudo (que é de 3.257 kg ha⁻¹).

Em 2011/2012, na safra de verão, as maiores produtividades de milho foram verificadas no T5A (5.080 kg ha⁻¹), que diferiu de T2A (3.455 kg ha⁻¹) e T3A (3.903 kg ha⁻¹). Por sua vez, o T1 (4.899 kg ha⁻¹) diferiu de T2A. Em todos os tratamentos, a produtividade de milho nesta safra foi abaixo daquela apresentada pela SEAB para a região do estudo (6.794 kg ha⁻¹). Este resultado pode estar relacionado as sementes de milho, do tipo variedades, utilizadas neste estudo, que apresentam limitado potencial produtivo (CRUZ; PEREIRA FILHO, 2009).

Para a soja, cultivada no verão do ano agrícola 2012/2013, diferenças de produtividade foram verificadas apenas no T1 (3.388 kg ha⁻¹), que obteve a menor produtividade e diferiu significativamente dos tratamentos que utilizaram CA como fonte de adubação. Nesta safra todos os tratamentos apresentaram produtividades superiores à média da SEAB para região do estudo (3.172 kg ha⁻¹).

Em 2013/2014, com relação à safra de milho de verão, o T5A obteve a maior produtividade (6.450 kg ha⁻¹), e diferiu de todos os demais tratamentos. Nesta safra a

produtividade de milho em todos os tratamentos foi inferior à média apresentada pela SEAB para região.

Para a soja da safra de verão de 2014/2015, as produtividades de T2A (2.913 kg ha⁻¹) e T5A (2.850 kg ha⁻¹), diferiram da produtividade de T1 (2.087 kg ha⁻¹). Novamente, os resultados obtidos no estudo foram inferiores à média da região apresentada pela SEAB. Na safra de trigo, no inverno de 2014/2015, não houve diferenças de produtividade entre os tratamentos avaliados.

Na safra de verão do ano agrícola de 2015/2016, em que foi cultivado o milho, novamente não foram observadas diferenças significativas entre as produtividades observadas. Todavia, vale destacar que, nesta safra, a produtividade de milho foi superior à média da SEAB para a região (8.211 kg ha⁻¹).

Quando se produziu soja, na safra de verão do ano agrícola 2016/2017, o T4A (3.426 kg ha⁻¹) se diferiu significativamente de T1 (1.578 kg ha⁻¹) e de T2A (2.931 kg ha⁻¹). Por sua vez, o T5A (3.211 kg ha⁻¹) e T3A (3.148 kg ha⁻¹) diferiram de T1. Nesta safra, apenas o T4A obteve produtividade superior à média da SEAB para a região (3.354 kg ha⁻¹).

No ciclo de produção do verão de 2017/2018, onde novamente foi cultivado o milho, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos. Todos os tratamentos da safra 2017/2018 apresentaram produtividades mais baixas do que a média da SEAB para a região do estudo (8.681 kg ha⁻¹).

Na safra de soja no verão de 2018/2019, último ano do estudo, a produtividade do T4A (4.504 kg ha⁻¹) diferiu de T1 (2.591 kg ha⁻¹), T2A (3.829 kg ha⁻¹) e T3A (3.875 kg ha⁻¹). Por sua vez, o T5A (4.136 kg ha⁻¹), T2A e T3A diferiram de T1. Nesta safra, todos os tratamentos que utilizaram CA como fonte de adubação obtiveram produtividade acima da média da SEAB para a região (2.936 kg ha⁻¹).

Tabela 5 – Produtividade (kg ha⁻¹) dos grãos no experimento com CA, para as safras 2009/2010 a 2018/2019 em Londrina, Paraná.

Safr	Estação						Média municipal*
		T1	T2A	T3A	T4A	T5A	
2009/2010	Verão	M 8.032 a	M 5.987 c	M 6.765 bc	M 6.877 bc	M 7.821 ab	M 7.872
	Inverno	T 2.516 ab	T 2.209 b	T 2.586 ab	T 2.583 ab	T 2.887 a	T 2.543
2010/2011	Verão	S 2.467 a	S 2.604 a	S 2.504 a	S 2.457 a	S 2.827 a	S 3.257
	Inverno	AP -	AP -	AP -	AP -	AP -	AP -
2011/2012	Verão	M 4.899 ab	M 3.455 c	M 3.903 bc	M 4.416 abc	M 5.080 a	M 6.794
	Inverno	AP -	AP -	AP -	AP -	AP -	AP -
2012/2013	Verão	S 3.388 b	S 4.402 a	S 4.518 a	S 4.380 a	S 4.247 a	S 3.172
	Inverno	AP -	AP -	AP -	AP -	AP -	AP -
2013/2014	Verão	M 4.483 b	M 5.189 b	M 4.885 b	M 5.108 b	M 6.450 a	M 8.407
	Inverno	AP -	AP -	AP -	AP -	AP -	AP -
2014/2015	Verão	S 2.087 b	S 2.913 a	S 2.688 ab	S 2.730 ab	S 2.850 a	S 3.212
	Inverno	T 3.107 a	T 3.425 a	T 3.386 a	T 3.026 a	T 3.126 a	T 2.318
2015/2016	Verão	M 12.518 a	M 11.117 a	M 12.239 a	M 12.760 a	M 12.087 a	M 8.211
	Inverno	AP -	AP -	AP -	AP -	AP -	AP -
2016/2017	Verão	S 1.578 c	S 2.931 b	S 3.148 ab	S 3.426 a	S 3.211 ab	S 3.354
	Inverno	AP -	AP -	AP -	AP -	AP -	AP -
2017/2018	Verão	M 6.481 a	M 6.102 a	M 6.537 a	M 6.833 a	M 6.870 a	M 8.681
	Inverno	AP -	AP -	AP -	AP -	AP -	AP -
2018/2019	Verão	S 2.591 c	S 3.829 b	S 3.875 b	S 4.504 a	S 4.163 ab	S 2.936
	Inverno	AP -	AP -	AP -	AP -	AP -	AP -

Notas: AP: aveia preta. M: milho. S: soja. T: trigo. "-": cultura com finalidade de cobertura vegetal, não houve colheita de grãos. “*”: Médias municipais coletadas a partir do levantamento feito pela Secretaria da Agricultura e do Abastecimento (SEAB, 2022). Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente. Letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0, 05$) a 5% de significância.

O emprego de adubos orgânicos em substituição à fertilização mineral em

sistemas de produção de grãos, além de fornecer nutrientes suficientes, também podem melhorar o ambiente do solo e aumentar as produtividades (HENTZ *et al.*, 2016; GENG *et al.*, 2019).

De modo geral, após os primeiros anos de experimento, foi possível verificar que as produtividades dos cultivos de grãos (milho, soja e trigo) foram maiores quando receberam a aplicação de CA do que com o uso de fertilizantes químicos. As respostas de produtividade em relação às diferentes fontes de adubação variaram conforme as espécies cultivadas, tipo de adubo orgânico e volume aplicado de CA. Em comparação ao manejo com fertilizantes químicos, o uso da CA elevou as produtividades de milho e da soja em até 39% e 73%, respectivamente, mas não repercutiu em aumento significativo para trigo. A aplicação de doses mais elevadas de CA como adubo orgânico demonstrou um incremento nos rendimentos produtivos das culturas, sobretudo para o milho cultivado no verão de 2015/2016 e em 2018/2019, e para a soja na safra de verão de 2018/2019.

O aumento da produtividade das culturas com a aplicação de CA relaciona-se com múltiplos fatores, dentre eles pode-se destacar: o aumento do teor de matéria orgânica no solo devido à aplicação de adubos orgânicos, que podem estimular a atividade microbiana do solo (FRANCIOLI *et al.*, 2016); aumento da fixação biológica de nitrogênio na soja (ABBASI; KHALIQ, 2016); e aumento dos teores de fósforo (WEI *et al.*, 2016). Estudos relatam resultados semelhantes aos observados em nosso experimento, em que o uso de adubos orgânicos, em substituição aos fertilizantes químicos, aumentou significativamente a produtividade de culturas como milho (NGUYEN *et al.*, 2013; SAMSON *et al.*, 2019), e soja (NGUYEN *et al.*, 2013; WORTMAN *et al.*, 2017).

Neste contexto, verifica-se que a avaliação da produtividade de culturas agrícolas é fundamental para a compreensão dos efeitos de diferentes fontes e dosagens de adubos e fertilizantes, bem como para o desenvolvimento de práticas agrícolas sustentáveis e eficazes. A escolha entre fertilizantes químicos ou adubos orgânicos, como o CA, é uma decisão que impacta diretamente a produtividade agrícola. Ao analisar os resultados do presente estudo, é possível observar que nos anos iniciais o T1 apresentou produtividades mais elevadas em relação aos tratamentos que utilizaram CA como fonte de adubação. Essa diferença na eficácia imediata entre fertilizantes orgânicos, sobretudo os sólidos, como a CA, está relacionada com a dinâmica de liberação de nutrientes. Os nutrientes presentes na CA necessitam passar por um processo de decomposição no solo, feito por microrganismos, para que possam ser absorvidos pelas plantas (SINGH *et al.*, 2020).

A fertilização mineral, em contraste com a adubação orgânica, disponibiliza prontamente os nutrientes para absorção pelas plantas, agilizando a resposta de rendimento das

culturas após a aplicação (TIMSINA, 2018). Contudo, é crucial ressaltar que, apesar dessa vantagem em termos de disponibilidade de nutrientes, a utilização de fertilizantes minerais pode estar associada a impactos ambientais negativos, incluindo a degradação do solo e a poluição da água (PAHALVI *et al.*, 2021). Assim, a avaliação da sustentabilidade agrícola não deve se limitar apenas aos efeitos imediatos, mas também considerar a produção e o uso eficiente dos recursos, sendo um elemento extremamente relevante na análise do papel dos fertilizantes para promover uma agricultura sustentável.

3.4.2 Cama de Aviário – Análise econômica

Na Tabela 6 são apresentados os resultados de receita, custo total de produção e lucro médios anuais, para o período de 2009/2010 a 2018/2019, do tratamento que utilizou fertilizantes químicos (T1), e dos tratamentos que utilizaram CA como adubo orgânico (T2A, T3A, T4A e T5A).

As maiores receitas médias anuais foram verificadas no T5A (R\$ 5.697,56) e no T4A (R\$ 5.645,00), enquanto que a menor foi verificada no T1 (R\$ 4.783,77). A partir dos valores de receita média anual, foi possível verificar que os tratamentos que utilizaram a CA como adubo orgânico, obtiveram aumento de 8% a 19% na receita, em relação ao uso de fertilizantes químicos (Tabela 6).

Em relação custo total de produção, o menor valor foi observado no T3A (R\$ 4.321,39), em que foi aplicada a menor quantidade de CA. Os maiores custos totais de produção, em média, foram observados no T5A (R\$ 4.966,74) e no T4A (R\$ 4.668,85). O T4A e o T4A utilizaram os maiores volumes de CA, que é um adubo orgânico com preços de compra e venda bem definidos no mercado, desta forma as despesas com a aquisição de maiores volumes de CA elevaram o custo de produção nestes tratamentos. Inclusive, diante disso, o custo de produção do T6A foi 9% maior do que o tratamento com fertilização química (T1) (R\$ 4.554,50).

Em relação a análise do custo total de produção vale destacar que, em média, nos tratamentos com adubação orgânica os insumos representam aproximadamente 51% do custo total de produção, as operações agrícolas corresponderam a cerca de 35%, e os outros custos (transporte, impostos, encargos e taxas) corresponderam a 14%. Estes resultados estão de acordo com os observados em outros estudos que realizaram análises dos custos de produção de grãos (GARBELINI *et al.*, 2020; VOLSI *et al.*, 2021; VOLSI *et al.*, 2022).

No T1, em que foi utilizado fertilizantes químicos, os gastos com insumos foram responsáveis por 53% do custo total de produção, as operações agrícolas por 32% e os

outros custos por 13%. Dentro do valor gasto com insumos, as despesas com fertilizantes químicos representam parte expressiva do custo de produção, correspondendo a 13% do total. Comparados com o custo total de produção de T1, os valores gastos com insumos nos tratamentos em que foi aplicado a CA foram em média 2% menor, entretanto, os valores de operações agrícolas e outros custos foram um pouco maiores do que no T1.

Dentro dos valores gastos com insumos, foram verificadas diferenças entre as despesas com fertilizantes químicos e com os diferentes volumes de CA aplicados. Como já mencionado, no T1 os fertilizantes químicos utilizados representaram 13% do custo total de produção, já para o T2A, a adubação orgânica correspondeu a 6% do custo total de produção. Para o T3A, o custo com a aplicação de CA foi de 9%, e para T4A, foi de 11%. No T5A, que utilizou o maior volume de CA, o valor gasto com a adubação das lavouras representou 16% do custo total de produção.

Tabela 6 – Receita, custo total de produção e lucro médios anuais (R\$ ha⁻¹) dos tratamentos com CA, para o período de 2009/2010 a 2018/2019.

	T1	T2A	T3A	T4A	T5A
Receita	4.783,77	5.164,56	5.410,62	5.645,00	5.697,56
Custo total de produção	4.554,50	4.321,39	4.500,20	4.668,85	4.966,74
Insumos	2.438,43	2.116,33	2.250,86	2.385,11	2.659,84
Sementes	744,08	744,08	744,08	744,08	744,08
Fertilizantes /adubo	595,04	272,94	407,47	541,72	816,46
Defensivos	1.099,31	1.099,31	1.099,31	1.099,31	1.099,31
Operações agrícolas	1.500,01	1.568,57	1.585,46	1.593,91	1.609,19
Outros custos	620,98	636,49	663,88	689,82	697,7
Lucro	229,79	843,17	910,42	976,16	730,84

Notas: T1: fertilização química; T2A: 67% de N ou P requerida pela cultura fornecida por CA; T3A: 100% de N ou P requerida pela cultura fornecida por CA; T4A: 150% de N ou P requerida pela cultura fornecida por CA; T5A: 200% de N ou P requerida pela cultura fornecida por CA.

O T1, em que houve aplicação de fertilizantes químicos, obteve o menor lucro médio anual (R\$ 229,79). O uso de fertilizantes químicos geralmente está associado a maiores produtividades e lucratividades das lavouras, entretanto, segundo Tang *et al.* (2022), nem sempre o investimento em fertilizantes químicos representa uma certeza de que estes efeitos serão observados na lavoura (TANG *et al.*, 2022), o que foi observado neste estudo, visto que o investimento em fertilizantes químicos não se concretizou em maior lucratividade. Todos os tratamentos que utilizaram CA como adubo orgânico apresentaram melhores resultados de lucratividade do que T1. As maiores lucratividades foram observadas em T4A (R\$ 976,16) e

T3A (R\$ 910,42). O T2A (R\$ 843,17), por sua vez, apresentou o terceiro maior lucro. O T5A, onde foi aplicado a maior quantidade de CA, obteve o menor lucro médio anual (R\$ 730,84) dentre os tratamentos com aplicação de adubos orgânicos.

Apesar dos resultados do estudo indicarem que as maiores produtividades das culturas foram verificadas nos tratamentos em que foram aplicadas as maiores quantidades de CA, os resultados econômicos não seguiram a mesma tendência. Isso sugere que a relação entre produtividade e lucratividade nem sempre é linear, e a geração de altas receitas a partir das produtividades das culturas não necessariamente implicam que o sistema agrícola vai obter um alto lucro (GALT, 2015). Isso por que a elevação da produção está condicionada a aplicação de maiores quantidades de CA, que demandam maiores gastos na aquisição do adubo orgânico e maiores custos com as operações agrícolas para sua deposição.

É importante destacar que a produtividade é um importante indicador de desempenho agrícola, mas não é o único. O aumento da produtividade pode ser alcançado com o uso de adubos e fertilizantes, porém, isso nem sempre se traduz em um aumento proporcional nos lucros. Diversos fatores, como a variação dos preços de mercado das *comodities* e dos insumos agrícolas, que podem afetar a receita e os custos de produção, inclusive as despesas operacionais, podem afetar a rentabilidade de uma lavoura. Assim, para alcançar uma alta lucratividade, os produtores precisam considerar cuidadosamente os custos de produção e a eficiência de uso dos recursos financeiros. Isso significa que, embora possam ser necessárias quantidades maiores de adubo para aumentar a produtividade, esses custos devem ser equilibrados com o potencial retorno econômico.

Os resultados deste estudo demonstram que em todos os tratamentos onde foi utilizada a CA como adubo orgânico, a lucratividade foi superior à dos tratamentos em que se utilizou fertilizantes químicos (T1). Por isso, para uma avaliação mais abrangente do uso de CA em áreas agrícolas, além do rendimento das culturas, os resultados econômicos também devem ser considerados (HOOVER *et al.*, 2019), visto que apesar de se manter acima do lucro médio anual de T1, o tratamento que utilizou a maior quantidade de CA obteve o valor mais baixo de lucro médio anual entre os que utilizaram menores quantidades do adubo orgânico.

Estes resultados são de extrema importância, pois, dentro dos fatores que determinam o uso dos adubos orgânicos por parte dos produtores rurais, a adoção dessas práticas não está relacionada somente com os rendimentos das culturas, mas também com o aumento da lucratividade que esta prática pode gerar ao sistema agrícola (CROWDER; REGANOLD, 2015).

3.4.3 Dejeito líquido de suínos – Produção agrícola

Para o milho cultivado na safra de verão, do ano agrícola 2009/2010, primeiro ano de avaliação, a maior produtividade foi observada no T5S (9.155 kg ha⁻¹), que diferiu significativamente de T1 (8.032 kg ha⁻¹), T3S (7.894 kg ha⁻¹) e T5A (6.877 kg ha⁻¹). Para essa safra, todos os tratamentos apresentaram produtividades superiores à observada pela SEAB para região do estudo (7.872 kg ha⁻¹). Em relação ao trigo, cultivado no inverno da safra 2009/2010, o T5S (2.967 kg ha⁻¹) apresentou a maior produtividade, diferindo do T2S (2.136 kg ha⁻¹) e T3S (2.397 kg ha⁻¹).

Não foram observadas diferenças significativas entre as produtividades dos tratamentos na safra de verão de 2010/2011, onde foi cultivado soja, e na safra de verão de 2011/2012, onde foi cultivado milho. Já para o verão do ano agrícola 2012/2013, no cultivo da soja, diferenças de produtividade foram verificadas apenas entre T5S (4.722 kg ha⁻¹) e T1 (3.388 kg ha⁻¹). Nesta safra a produtividade de todos os tratamentos foi superior à média da SEAB para região do estudo (3.172 kg ha⁻¹).

Em 2013/2014, com relação à safra de milho de verão, a produtividade do T5S (5.529 kg ha⁻¹) diferiu de T1 (4.483 kg ha⁻¹). Nesta safra a produtividade de milho em todos os tratamentos foi inferior à média apresentada pela SEAB para região (8.407 kg ha⁻¹). Na safra de soja, cultivada no verão de 2014/2015, a produtividade de T5S (2.975 kg ha⁻¹), T4S (2.730 kg ha⁻¹) e T3S (2.926 kg ha⁻¹) diferiram de T1 (2.087 kg ha⁻¹) e T2S (2.170 kg ha⁻¹). Na safra de trigo, no inverno de 2014/2015, não houve diferenças significativas entre as produtividades dos tratamentos avaliados.

No verão do ano agrícola de 2015/2016, onde foi cultivado o milho, não foram observadas diferenças significativas entre as produtividades dos tratamentos. Nesta safra, as produtividades de milho dos tratamentos avaliados foram superiores à média observada pela SEAB para a região (8.211 kg ha⁻¹).

Em relação a produção de soja, na safra de verão do ano agrícola 2016/2017, apenas o T1 (1.578 kg ha⁻¹), que apresentou a menor produtividade, diferiu dos demais tratamentos. Nesta safra, somente o T5S obteve produtividade superior à média da SEAB para a região (3.354 kg ha⁻¹).

No cultivo do milho, no verão de 2017/2018, não foram observadas diferenças significativas em relação a produtividade do milho entre os tratamentos. A produtividade de todos os tratamentos na safra 2017/2018 foi inferior à média da SEAB para a região (8.681 kg ha⁻¹).

Para o último ano agrícola do estudo, na safra de verão de 2018/2019, no T5S (4.234 kg ha⁻¹) e no T4S (4.188 kg ha⁻¹) foram observadas as maiores produtividades de soja, diferindo do T1 (2.591 kg ha⁻¹), do T2S (3.063 kg ha⁻¹) e do T3S (3.673 kg ha⁻¹). A produtividade de T3S diferiu significativamente de T1 e T2S. Por sua vez, T2S diferiu de T1. Nesta safra, observou-se que todos os tratamentos que utilizaram o DLS como fonte de adubação apresentaram produtividade superior à média observada pela SEAB para a região (2.936 kg ha⁻¹).

De modo geral, foi possível verificar que as produtividades dos cultivos de soja e milho foram maiores quando receberam a aplicação das doses mais altas de DLS do que com o uso de fertilizantes químicos. Em comparação ao manejo com fertilizantes químicos, o uso de DLS resultou em maiores produtividades de milho (aumento de 2% a 33%), de soja (aumento de 31% a 63%). Para a cultura do trigo, não foi observado aumento significativo da produtividade com aplicação de DLS.

Como já mencionado, o emprego de adubos orgânicos em substituição à fertilização mineral em sistemas de produção de grãos, além de fornecer nutrientes suficientes, também melhoram o ambiente do solo e aumentam as produtividades (HENTZ et al., 2016; GENG et al., 2019). Parte disso é devida ao aumento do teor de matéria orgânica no solo devido à aplicação de adubos orgânicos, que podem estimular a atividade microbiana do solo (FRANCIOLI et al., 2016), e aumentar a fixação biológica de nitrogênio na cultura da soja (ABBASI; KHALIQ, 2016). Dessa forma, o rendimento da soja tende a aumentar com a aplicação DLS.

Nas safras dos anos agrícolas de 2010/2011 e 2011/2012, foi verificado a ocorrência de um significativo déficit hídrico na região do estudo, sobretudo entre os meses de março de 2011 e janeiro de 2012 (Figura 7), o que pode ter prejudicado as lavouras nesses anos. O estresse hídrico na agricultura pode causar reduções significativas na produtividade e na qualidade das lavouras (SAH et al., 2020). Situações de disponibilidade limitada de água no solo comprometem o desenvolvimento das plantas, sobretudo se a cultura for afetada durante a sua fase reprodutiva (WIJEWARDANA et al., 2019). Entre os benefícios proporcionados pelo uso do DLS como adubo orgânico está a capacidade do material em aumentar o armazenamento de água no solo disponível para as plantas, melhorando a resistência dos sistemas agrícolas ao estresse hídrico (DOAN et al., 2015; EDEN; GERKE; HOUOT, 2017). Para ambas as safras mencionadas como de ocorrência de déficit hídrico, apesar das produtividades obtidas no experimento estarem abaixo das médias da SEAB para a região, os tratamentos que utilizaram adubação orgânica foram os que apresentaram os melhores resultados.

Tabela 7 – Produtividade (kg ha⁻¹) dos grãos no experimento com DLS, para as safras 2009/2010 a 2018/2019 em Londrina, Paraná.

Safr	Estação						Média municipal*
		T1	T2S	T3S	T4S	T5S	
2009/2010	Verão	M	M	M	M	M	M
		8.032 b	8.200 ab	7.894 b	8.016 b	9.155 a	7.872
	Inverno	T	T	T	T	T	T
		2.516 ab	2.136 b	2.397 b	2.534 ab	2.967 a	2.543
2010/2011	Verão	S	S	S	S	S	S
		2.467 a	2.174 a	2.544 a	2.312 a	2.308 a	3.257
	Inverno	AP	AP	AP	AP	AP	AP
		-	-	-	-	-	-
2011/2012	Verão	M	M	M	M	M	M
		4.899 a	5.989 a	5.584 a	5.699 a	6.232 a	6.794
	Inverno	AP	AP	AP	AP	AP	AP
		-	-	-	-	-	-
2012/2013	Verão	S	S	S	S	S	S
		3.388 b	4.197 ab	4.146 ab	4.259 ab	4.722 a	3.172
	Inverno	AP	AP	AP	AP	AP	AP
		-	-	-	-	-	-
2013/2014	Verão	M	M	M	M	M	M
		4.483 b	4.782 ab	4.662 ab	4.908 ab	5.529 a	8.407
	Inverno	AP	AP	AP	AP	AP	AP
		-	-	-	-	-	-
2014/2015	Verão	S	S	S	S	S	S
		2.087 b	2.170 b	2.926 a	3.227 a	2.975 a	3.212
	Inverno	T	T	T	T	T	T
		3.107 a	2.865 a	3.105 a	3.681 a	3.231 a	2.318
2015/2016	Verão	M	M	M	M	M	M
		12.518 a	11.677 a	12.540 a	12.113 a	12.786 a	8.211
	Inverno	AP	AP	AP	AP	AP	AP
		-	-	-	-	-	-
2016/2017	Verão	S	S	S	S	S	S
		1.578 b	2.981 a	3.181 a	3.269 a	3.403 a	3.354
	Inverno	AP	AP	AP	AP	AP	AP
		-	-	-	-	-	-
2017/2018	Verão	M	M	M	M	M	M
		6.481 a	6.324 a	6.352 a	6.556 a	6.519 a	8.681
	Inverno	AP	AP	AP	AP	AP	AP
		-	-	-	-	-	-
2018/2019	Verão	S	S	S	S	S	S
		2.591 d	3.063 c	3.673 b	4.188 a	4.234 a	2.936
	Inverno	AP	AP	AP	AP	AP	AP
		-	-	-	-	-	-

Notas: AP: aveia preta. M: milho. S: soja. T: trigo. "-": cultura com finalidade de cobertura vegetal, não houve colheita de grãos. “*”: Médias municipais coletadas a partir do levantamento feito pela Secretaria da Agricultura e do Abastecimento (SEAB, 2022). Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente. Letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0, 05$) a 5% de significância.

Os anos agrícolas de 2014/2015 a 2017/2018 tiveram condições pluviométricas e de temperatura adequadas para o desenvolvimento das culturas (Figura 7), e apresentaram melhores resultados com o uso do DLS. Nestas safras, com exceção do trigo cultivado no inverno de 2014/2015 e do milho cultivado no verão de 2017/2018, foi observado que maiores doses de DLS aumentaram as produtividades das culturas em comparação com a utilização dos fertilizantes químicos.

O aumento nas produtividades com aplicação de doses mais elevadas de DLS destaca não apenas o aspecto da sua reutilização em áreas agrícolas, mas também a sua eficácia como adubo orgânico. Os resultados observados no presente estudo denotam que o DSL pode ser adotado como adubo orgânico, e como estratégia para associar ganhos produtividade e práticas agrícolas mais eficientes e sustentáveis.

3.4.4 Dejeito líquido de suínos – Análise econômica

O primeiro cenário de distância entre esterqueira e área de lavoura de grãos que recebeu a aplicação do DLS, foi o de 0,1 km. Neste caso, em relação a receita média anual dos tratamentos, foi possível observar que os maiores valores foram aferidos nos tratamentos com as maiores dosagens de DLS, ou seja, no T5S (R\$ 5.895,48) e no T4S (R\$ 5.574,54); enquanto que a menor receita fora verificada no T1 (R\$ 4.783,77). O T2S apresentou a menor receita média anual entre os tratamentos com adubação orgânica, com o valor de R\$ 5.117,68. A partir dos resultados, se verifica que a adubação orgânica aumentou a receita entre 7% a 23%, em relação ao fertilizante químico (Tabela 8).

Com relação ao custo total de produção, os menores valores foram verificados no T2S (R\$ 4.185,23) e T3S (R\$ 4.391,74). O T1, em que se utilizou fertilizantes químicos, apresentou custo médio anual de R\$ 4.554,50, sendo 9% maior do que o do T2S, e 4% maior em relação a T3S. Os maiores valores de custo total de produção, em média, foram verificados em T5S (R\$ 4.869,66) e T4S (R\$ 4.623,37). Para o T2S e o T3S, que forneceram 67% e 100% da necessidade de N ou P das plantas por meio do DLS, os gastos com os insumos (sobretudo defensivos) foram os principais componentes dentro do custo de produção, representando de 41% a 44% do total. Por sua vez, no T4S e no T5S, que utilizaram maiores volumes de DLS, os custos com as operações agrícolas representaram a maior parte do custo total de produção, variando de 45% a 49%.

Com relação ao lucro médio anual, o T3S (R\$ 1.035,17) e T5S (R\$ 1.025,40) apresentaram os melhores resultados. Por sua vez, o T4S (R\$ 951,17) e o T2S (R\$ 932,44)

obtiveram lucros médios anuais superiores ao T1 (R\$ 229,79). De modo geral, o uso de DLS como adubo orgânico elevou a lucratividade do sistema de produção de grãos em até 319%, quando comparado com o T1.

Tabela 8 – Receita, custo total de produção e lucro médios anuais, dos tratamentos com DLS, considerando a distância de 0,1 km entre a esterqueira e a lavoura, em relação aos anos agrícolas de 2009/2010 a 2018/2019.

	T1	T2S	T3S	T4S	T5S
Receita	4.783,77	5.117,68	5.426,91	5.574,54	5.895,48
Custo total	4.554,50	4.185,23	4.391,74	4.623,37	4.869,66
Insumos	2.438,43	1.843,39	1.843,39	1.843,39	1.843,39
Sementes	744,08	744,08	744,08	744,08	744,08
Fertilizantes	595,04	-	-	-	-
Defensivos	1.099,31	1.099,31	1.099,31	1.099,31	1.099,31
Operações agrícolas	1.500,01	1.719,68	1.893,40	2.097,49	2.343,83
Outros custos	620,98	622,15	654,96	682,49	682,44
Lucro	229,79	932,44	1.035,17	951,17	1.025,40

Notas: T1: fertilização química; T2S: 67% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS; T3S: 100% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS; T4S: 150% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS; T5S: 200% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS.

Para o segundo cenário, de 0,25 km de distância a esterqueira e a área de lavoura de grãos, os resultados dos tratamentos com DLS também se mantiveram superiores ao T1 (Tabela 9). Os maiores custos foram observados no T5S (R\$ 5.077,65) e no T4S (R\$ 4.784,75), enquanto que os menores foram observados no T2S (R\$ 4.245,23) e no T3S (R\$ 4.495,73). O T1 (R\$ 4.554,50) apresentou custo total de produção 4% maior do que no T2S e 1% maior do que no T3S. No T2S os gastos com os insumos representaram a maior porção do custo total de produção. No T3S os gastos com operações agrícolas foram o principal componente do custo total de produção do tratamento (44% do custo total). No T4S e no T5S as operações agrícolas também representaram a maior parte do custo total de produção (46% e 50% do total, respectivamente). Com relação ao lucro médio anual, o T3S foi o mais lucrativo (R\$ 931,19), seguido do T2S (R\$ 872,45) e do T4S (R\$ 789,79). O T6S apresentou o menor lucro dentre os tratamentos que receberam adubação com DLS (R\$ 817,82). Neste cenário todos os tratamentos que receberam DLS foram mais lucrativos do que o T1.

Tabela 9 – Receita, custo total de produção e lucro médios anuais, dos tratamentos com DLS, considerando a distância de 0,25 km entre a esterqueira e a lavoura, em relação aos anos agrícolas de 2009/2010 a 2018/2019.

	T1	T2S	T3S	T4S	T5S
Receita	4.783,77	5.117,68	5.426,91	5.574,54	5.895,48
Custo total de produção	4.554,50	4.245,23	4.495,73	4.784,75	5.077,65
Insumos	2.438,43	1.843,39	1.843,39	1.843,39	1.843,39
Sementes	744,08	744,08	744,08	744,08	744,08
Fertilizantes	595,04	-	-	-	-
Defensivos	1.099,31	1.099,31	1.099,31	1.099,31	1.099,31
Operações agrícolas	1.500,01	1.774,33	1.988,10	2.244,46	2.533,25
Outros custos	620,98	627,51	664,24	696,9	701,01
Lucro	229,79	872,45	931,19	789,79	817,82

Notas: T1: fertilização química; T2S: 67% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS; T3S: 100% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS; T4S: 150% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS; T5S: 200% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS.

No terceiro cenário, com distância de 0,5 km entre a esterqueira e a lavoura de grãos, foi possível observar que os resultados de custo total de produção e lucro seguiram as mesmas tendências observadas nas distâncias de 0,1 km e 0,25 km. Porém, ao passo que a distância entre a esterqueira e a lavoura de grãos aumenta, elevam-se também os gastos com as operações agrícolas, sobretudo nos tratamentos com maiores dosagens (Tabela 10). Assim, os maiores custos foram observados no T5S (R\$ 5.424,28) e no T4S (R\$ 5.053,72). O T3S (R\$ 4.669,05) passou a apresentar custo total de produção 25% superior do que T1. O T2S (R\$ 4.345,23) apresentou o menor custo entre os tratamentos que receberam o DLS. Em todos os tratamentos foi observado lucro, sendo os maiores valores verificados no T2S (R\$ 772,45) e no T3S (R\$ 757,87). O T4S e o T5S apresentaram maiores custos de produção do que o T1, o T2S e o T3S, mas ainda assim apresentaram lucro médio anual maior do que T1.

Tabela 10 – Receita, custo total de produção e lucro médios anuais, dos tratamentos com DLS, considerando a distância de 0,5 km entre a esterqueira e a lavoura, em relação aos anos agrícolas de 2009/2010 a 2018/2019.

	T1	T2S	T3S	T4S	T5S
Receita	4.783,77	5.122,75	5.426,91	5.574,54	5.895,48
Custo total de produção	4.554,50	4.345,23	4.669,05	5.053,72	5.424,28
Insumos	2.438,43	1.843,39	1.843,39	1.843,39	1.843,39
Sementes	744,08	744,08	744,08	744,08	744,08
Fertilizantes	595,04	-	-	-	-
Defensivos	1.099,31	1.099,31	1.099,31	1.099,31	1.099,31
Operações agrícolas	1.500,01	1.865,40	2.145,95	2.489,42	2.848,93
Outros custos	620,98	636,44	679,72	720,91	731,95
Lucro	229,79	772,45	757,87	520,82	471,19

Notas: T1: fertilização química; T2S: 67% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS; T3S: 100% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS; T4S: 150% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS; T5S: 200% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS.

No quarto cenário, com distância de 1 km de distância entre a esterqueira e a lavoura de grãos, os maiores valores de custo total de produção foram verificados no T5S (R\$ 6.114,01) e no T4S (R\$ 5.579,00). O T2S e o T3S apresentaram os menores custos dentre os tratamentos que receberam o DLS (R\$ 4.542,95 e R\$ 5.013,41, respectivamente). Apenas no T2S o custo total de produção foi menor do que no T1 (Tabela 11). Neste cenário as operações agrícolas passaram a responder pela maior parcela do custo total de produção, variando de 43% a 52% do total. Diante do custo de aplicação do DLS, o T5S e o T4S apresentam prejuízo médio anual. Apenas o T2S e o T3S se mostraram mais lucrativos do que o T1.

Tabela 11 – Receita, custo total de produção e lucro médios anuais, dos tratamentos com DLS, considerando a distância de 1 km entre a esterqueira e a lavoura, em relação aos anos agrícolas de 2009/2010 a 2018/2019.

	T1	T2S	T3S	T4S	T5S
Receita	4.783,77	5.122,75	5.426,91	5.574,54	5.895,48
Custo total	4.554,50	4.542,95	5.013,41	5.579,00	6.114,01
Insumos	2.438,43	1.843,39	1.843,39	1.843,39	1.843,39
Sementes	744,08	744,08	744,08	744,08	744,08
Fertilizantes	595,04	-	-	-	-
Defensivos	1.099,31	1.099,31	1.099,31	1.099,31	1.099,31
Operações agrícolas	1.500,01	2.045,47	2.459,57	2.967,81	3.477,09
Outros custos	620,98	654,09	710,45	767,81	793,54
Lucro	229,79	574,73	413,5	-4,47	-218,54

Notas: T1: fertilização química; T2S: 67% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS; T3S: 100% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS; T4S: 150% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS; T5S: 200% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS.

No quinto cenário, de 2 km de distância entre a esterqueira e a lavoura de grãos, o custo total de produção de todos os tratamentos com adubação orgânica foi superior ao do T1 (R\$ 4.554,50). O T2S apresentou o menor custo total de produção entre os tratamentos que receberam DLS (R\$ 4.945,77), seguido pelo T3S (R\$ 5.709,51). Os maiores custos de produção foram verificados no T5S (R\$ 7.503,39) e no T6S (R\$ 6.650,79). Em todos os tratamentos as operações agrícolas representaram a maior parcela do custo de produção, variando de 49% a 63% do total. Entre os tratamentos que receberam o DLS, apenas o T2S obteve lucro (R\$ 165,04), os demais apresentaram prejuízo. O T5S apresentou o maior prejuízo (R\$ -1.607,93), seguido pelo T4S (R\$ -1.076,25) e pelo T3S (R\$ -282,60).

Tabela 12 – Receita, custo total de produção e lucro médios anuais do T1 e T2 e dos tratamentos com dejetos líquidos de suínos (DLS) considerando a distância de 2 km, para o período de 2009/2010 a 2018/2019.

	T1	T2S	T3S	T4S	T5S
Receita	4.783,77	5.122,75	5.426,91	5.574,54	5.895,48
Custo total	4.554,50	4.945,77	5.709,51	6.650,79	7.503,39
Insumos	2.438,43	1.843,39	1.843,39	1.843,39	1.843,39
Sementes	744,08	744,08	744,08	744,08	744,08
Fertilizantes	595,04	-	-	-	-
Defensivos	1.099,31	1.099,31	1.099,31	1.099,31	1.099,31
Operações agrícolas	1.500,01	2.412,32	3.093,52	3.943,90	4.742,43
Outros custos	620,98	690,05	772,6	863,49	917,58
Lucro	229,79	171,91	-282,6	-1.076,25	-1.607,93

Notas: T1: fertilização química; T2S: 67% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS; T3S: 100% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS; T4S: 150% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS; T5S: 200% de N ou P requerida pela cultura fornecida por DLS.

Em síntese, as operações agrícolas, em função da logística de aplicação do DLS, que exige inclusive implemento agrícola específico, é o componente que mais impacta no custo total de produção. Apesar dos custos com a logística de aplicação do DLS ter impactado o custo total de produção dos tratamentos em que foi aplicado, com base nos resultados, foi possível verificar que o uso de DLS em solos agrícolas, em substituição aos fertilizantes químicos, pode promover benefícios econômicos para as lavouras. Entretanto, a utilização do DLS como adubo orgânico está sujeita a uma distância máxima, na qual sua utilização seja lucrativa, visto que o transporte de grandes quantidades de DLS a longas distâncias implica em aumento de despesa. Quanto maior a distância entre a esterqueira e a área de aplicação do dejetos, maiores serão os custos com a logística da aplicação do dejetos (PORTER; JAMES, 2020).

Como poucos suinocultores possuem áreas agrícolas suficientes para a utilização do dejetos gerado em suas fazendas, a distância máxima, até onde se pode obter lucro com a utilização de DLS, é um dos gargalos que impedem a comercialização do material. Por isso, segundo Nolan *et al.* (2012), geralmente o DLS é fornecido para propriedades vizinhas, próximas a propriedade do suinocultor, sem custos.

Com base nos resultados verificou-se que é possível obter lucro com a aplicação do DLS, independente do volume utilizado, até a distância de 0,5 km. Na distância de até 2 km entre a esterqueira e a lavoura de grãos, apenas com a aplicação da menor dose de DLS (T2S), foi possível obter lucro. Resultado semelhante foi descrito na literatura, onde a distância máxima entre o estabelecimento de criação suínos e as áreas em que se obteve lucro com a produção de grãos foi de até 2,3 km (KAST *et al.*, 2019).

A partir da distância de 2 km entre a esterqueira e a lavoura de grãos, em todos os tratamentos em que se utilizou o DLS houve aumento no custo total de produção, em decorrência do valor gasto com a logística para aplicação do material e, diante disso, todos apresentaram prejuízo.

Nos tratamentos com aplicação de menores volumes de DLS (T2S e T3S) houve menor variação no custo total de produção, quando comparadas com os que receberam maiores quantidades de DLS (T4S e T5S). Este fato se refletiu na lucratividade dos tratamentos, com o T2S e o T3S passando a apresentar maior lucro médio anual do que o T4S e o T5S quando a distância entre a esterqueira e a lavoura de grãos foi maior que 0,25 km. Com isso, se verifica que a lucratividade é reduzida a medida em que a distância entre a esterqueira e a lavoura de grãos aumenta.

Apesar dos resultados econômicos da utilização do DLS terem apresentado lucro na maioria dos cenários analisados neste estudo, evidenciando que é possível se obter benefícios econômicos com sua utilização deste como adubo orgânico, de acordo com Vaneeckhaute *et al.* (2013), o fato de serem formados basicamente de esterco e urina, constituídos em sua grande maioria de água, inviabiliza o seu transporte a longas localidades. Dessa forma, para se obter lucro com o uso de DLS como adubo orgânico, o produtor rural deve levar em consideração fatores como distância entre a esterqueira e a área de aplicação, relevo e qualidade do dejetos, que podem ser determinantes para a viabilidade econômica de sua utilização.

3.5 CONCLUSÃO

Com os resultados obtidos neste estudo, foi possível verificar que o uso de adubos orgânicos, como CA ou DLS, apresentam efeitos positivos na produtividade das lavouras, além de reduzirem os custos de produção e aumentarem a lucratividade dos sistemas de produção de grãos, sendo uma estratégia sustentável para muitas propriedades agrícolas.

A adubação com CA ou DLS em doses mais elevadas tendeu a aumentar a produtividade das lavouras de soja e milho.

Com relação aos indicadores econômicos, o T1 e todos os tratamentos com CA apresentaram lucro. Para a adubação com CA, os maiores lucros foram verificados no T4A (150 % da necessidade de N ou P requerida pelas plantas fornecida pela CA), e T3A (100 % da necessidade de N ou P requerida pelas plantas fornecida pela CA).

A aplicação do DLS a distância de até 0,5 km entre a esterqueira e a lavoura de grãos apresenta viabilidade econômica. Ao passo que a distância entre a esterqueira e a lavoura aumenta, os melhores resultados econômicos foram observados nos tratamentos em que se utilizou menores quantidades de dejetos (T2S e T3S). Quando utilizada a menor dose de DLS (T2A), a aplicação dos dejetos se mostrou viável em uma distância de até 2 km.

O uso de CA ou DLS pode agregar sustentabilidade ao sistema agrícola de produção de grãos, principalmente por serem materiais altamente disponíveis, de custo relativamente baixo, e por suprirem as demandas de nutrientes nas lavouras, inclusive levando ao aumento da produtividade, podendo substituir o uso de fertilizantes químicos.

4 ARTIGO B

Atributos químicos do solo em sistema de rotação de culturas com aplicação contínua de dejetos líquido de suínos e cama de aviário

4.1 RESUMO

A aplicação de dejetos oriundos da produção animal como adubação orgânica pode beneficiar a qualidade do solo, aumentar o conteúdo de matéria orgânica e de nutrientes e estimular a atividade microbiana. Entretanto, aplicações contínuas e de volumes elevados podem ocasionar a contaminação ambiental. O objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos da aplicação de cama de aviário (CA) e dejetos líquido de suínos (DLS) nos atributos químicos de um Latossolo Vermelho Eutroférico, bem como verificar quais doses que contribuíram na manutenção da qualidade do solo após oito anos de aplicação dos tratamentos. Foi conduzido um experimento no município de Londrina-PR, entre os anos agrícolas de 2009/2010 e 2017/2018. Para os tratamentos com CA, foi utilizado delineamento em blocos ao acaso, composto por cinco tratamentos e quatro repetições. Para avaliar a CA e o DLS, foi utilizado delineamento em blocos ao acaso, composto por cinco tratamentos e quatro repetições para os tratamentos. Tanto para a CA quanto para o DLS os tratamentos foram compostos pelo TI (aplicação de fertilizantes minerais), e por 4 doses de adubos orgânicos, fornecendo N ou P de acordo com a necessidade das culturas de soja, milho, trigo ou aveia: T2A e T2S (67%), T3A e T3S (100%), T4A e T4S (150%) e T5a e T5S (200%). Amostras de solo foram coletadas após as safras nas profundidades de 0-0,1 m e 0,1-0,2 m, para avaliação de atributos químicos de solo. Foram analisados os teores de carbono (C), fósforo (P), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}) e capacidade de troca catiônica (CTC). Os teores dos nutrientes analisados foram comparados pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$). A partir dos resultados, verificou-se que a aplicação de adubos orgânicos como o CA e o DLS, em áreas agrícolas, podem substituir, parcial ou totalmente, alguns macronutrientes do solo, como o P, C, Ca^{2+} e K^+ . Foi observado que a CA, ao longo do tempo, elevou os teores de P, C, Ca^{2+} e K^+ no solo, tanto na camada 0-0,1 m, quanto na camada 0,1-0,2 m de profundidade. O uso do DLS, ao longo do tempo, elevou os teores de C, na camada do solo 0-0,1 m e 0,1-0,2 m de profundidade, e aumentou os teores de P apenas quando utilizadas doses maiores (T4S e T5S). Verificou-se que a CA apresentou os melhores resultados em relação ao aumento da fertilidade do solo, conciliando, assim, diferentes vertentes do desenvolvimento sustentável.

Palavras-chave: nutrientes, adubação orgânica, adubação mineral.

4.2 INTRODUÇÃO

A partir da década de 1970, a modernização da agricultura, marcada pela incorporação de inovações tecnológicas, promoveu mudanças na agropecuária brasileira, especialmente com a intensificação do uso da mecanização, de sementes geneticamente modificadas e insumos químicos (fertilizantes e agrotóxicos). Esse processo foi chamado de “Revolução Verde” (SHARMA; SINGHVI, 2017), que, dentre outras finalidades, teve como foco o aumento da produção agropecuária para atender a demanda mundial por alimentos (COOMES *et al.*, 2019).

Apesar do aumento da produtividade das culturas suprir, de modo geral, a demanda mundial de alimentos, o uso contínuo e intensivo de fertilizantes químicos tem causado problemas ambientais, sobretudo em áreas agrícolas (YE *et al.*, 2020; YOST *et al.*, 2022). O uso indiscriminado de fertilizantes químicos pode acarretar na lixiviação de nutrientes, principalmente de N e P, para corpos d’água, comprometendo a sua qualidade (KOUSMANEN; KOUSMANEN, 2013). Além disso, o uso sem critério destes fertilizantes químicos pode causar a acidificação do solo (NING *et al.*, 2017; HUANG *et al.*, 2019; RAZA *et al.*, 2020), redução da diversidade biológica (CHIRINDA *et al.*, 2010), bem como o aumento significativo das emissões de gases de efeito estufa (LINQUIST *et al.*, 2012; WANG *et al.*, 2022).

Uma das alternativas para reduzir o impacto ambiental causado pelos fertilizantes químicos é sua substituição, parcial ou total, por adubos orgânicos. Os dejetos de animais são importantes fontes de adubos orgânicos, e têm sido amplamente utilizados em áreas agrícolas, dentre eles se destacam a cama de aviário (CA) e o dejetos líquido de suínos (DLS). O uso destes dejetos como adubos orgânicos, pode gerar inúmeros benefícios, como o acréscimo de macronutrientes – por exemplo, nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) – e matéria orgânica no solo (BALOTA *et al.*, 2014), redução das emissões dos gases causadores do efeito estufa (VANEECKHAUTE *et al.*, 2013), maior capacidade de retenção de água do solo (YOST *et al.*, 2022), e aumento da biomassa microbiana no solo (HAZARIKA *et al.*, 2021). Em linhas gerais, a utilização dos adubos orgânicos, considerados tão eficientes quanto os fertilizantes químicos, pode contribuir com melhorias nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (BARROS *et al.*, 2017), com ganhos na produtividade das lavouras (URRA *et al.*, 2019), e com a sustentabilidade dos sistemas agropecuários de produção (SOARES *et al.*, 2021).

Como os dejetos de origem animal são ricos em matéria orgânica (MO), a sua aplicação pode contribuir no aumento dos teores de carbono orgânico do solo (COS)

(MAILLARD; ANGERS, 2014). O COS é o principal constituinte da matéria orgânica dos solos (MOS), o qual é resultante da decomposição de diferentes materiais orgânicos vivos e não vivos encontrados nos solos (MEHRA *et al.*, 2018). Seu papel é fundamental para o desenvolvimento das culturas, uma vez que é responsável por atuar como um reservatório, no curto prazo, de nutrientes para as plantas, após serem decompostos pela microbiota do solo (LAL, 2016).

Além disso, o uso dos dejetos de animais como adubo orgânico, sendo reaproveitados como fonte de nutrientes para as lavouras e, assim, evitando o descarte incorreto destes materiais no ambiente, também tem se destacado como prática agrícola sustentável (KOMIYAMA *et al.*, 2013; BARBOSA *et al.*, 2015; EMADODIN *et al.*, 2020). Porém, apesar da aplicação dos adubos orgânicos em áreas agrícolas contribuírem para a destinação correta destes dejetos, doses elevadas podem causar o acúmulo de metais pesados (NING *et al.*, 2017), assim como a contaminação por patógenos (BLOEM *et al.*, 2017), toxicidade de amônia (NKOA, 2014), provocando o declínio da qualidade do solo e redução do potencial produtivo das culturas (URRA *et al.*, 2019). Por exemplo, um solo argiloso, com boa profundidade, com declividade suave ondulado ou plano, distante dos cursos d'água, tem condições de receber, por exemplo, uma dose máxima de DSL de 30 m³ por hectare (CASTRO FILHO *et al.*, 2001).

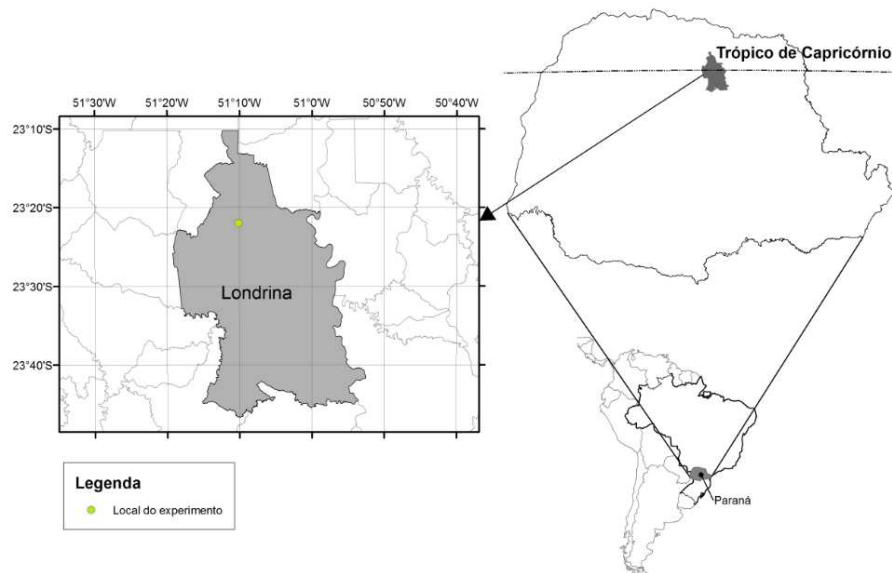
Devido a dicotomia acerca da aplicação de dejetos animais em áreas agrícolas e a qualidade do solo, bem como da preocupação crescente acerca do impacto da agricultura no ambiente, ainda se faz necessário investigar quais os tipos e doses de adubos orgânicos podem ser utilizados em substituição aos fertilizantes químicos. A hipótese é que quando os adubos orgânicos são utilizados em doses que não levem a um desequilíbrio por excesso de um determinado nutriente no solo, seguindo os critérios agrônômicos de fertilidade do solo e nutrição mineral de plantas, o CA ou o DLS podem ser aproveitados na agricultura em substituição aos fertilizantes químicos. Diante do exposto, este estudo teve como objetivo verificar o efeito da aplicação de CA ou DLS nos atributos químicos do solo, bem como verificar as doses de CA ou DLS que podem ser aproveitados na agricultura em substituição aos fertilizantes químicos.

4.3 MATERIAL E MÉTODOS

4.3.1 Área do Estudo

O experimento foi realizado no Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná - IAPAR-EMATER, localizado no município de Londrina, estado do Paraná, situado geograficamente a 23° 22'Sul e 51° 10'Oeste, com altitude de 585 m. O solo da área experimental é classificado como Latossolo Vermelho Eutroférico, com textura argilosa e relevo suave ondulado (SANTOS et al., 2018).

Figura 8 – Localização da área experimental.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Com base na classificação de Koppen, o clima da região é do tipo Cfa, subtropical úmido, com precipitação média anual de aproximadamente 1.632 mm, e temperatura média máxima diária de 25,7 °C e média mínima diária de 21,6 °C. Antes da instalação do experimento foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0-0,1 m e 0,1-0,2 m, cujos resultados são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 – Atributos químicos do solo antes da instalação do experimento.

Prof. (m)	pH	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	C	MO	S	T	V	m
		mg dm ⁻³		cmolc dm ⁻³				— g dm ⁻³ —		mg dm ⁻³	cmolc dm ⁻³	— % —	
0-0,1	5,10	27,30	0,74	3,99	2,43	0,05	5,68	17,77	67,85	7,16	12,83	55,65	0,70
0,1-0,2	5,05	23,75	0,28	3,31	2,49	0,04	5,77	16,83	66,80	6,76	12,53	53,82	0,61

O estudo compreende oito anos agrícolas, de 2009/2010 a 2016/2017, sendo conduzido em sistema plantio direto (SPD), com rotação de culturas. A cada ano agrícola foram realizadas duas safras (verão e inverno). A safra de verão corresponde às lavouras cujo ciclo vegetativo se deu na primavera-verão, sendo rotacionadas as culturas do milho (*Zea mays* L.) e da soja [*Glycine max* (L.) Merrill]; e a safra de inverno corresponde às lavouras cujo ciclo vegetativo ocorreu no outono-inverno, sendo rotacionadas as culturas do trigo (*Triticum aestivum* L.) e da aveia (*Avena sativa* L.) (Tabela 14).

Tabela 14 – Lavouras cultivadas no experimento, datas de semeadura e colheita, ao longo dos anos agrícolas de 2009/2010 a 2016/2017, nas safras de verão e inverno.

Ano	Estação	Culturas	Semeadura	Colheita
2009/2010	Verão	Milho	23/10/2009	18/03/2010
	Inverno	Trigo	18/05/2010	15/09/2010
2010/2011	Verão	Soja	14/11/2010	29/03/2011
	Inverno	Aveia	20/05/2011	-
2011/2012	Verão	Milho	30/10/2011	26/03/2012
	Inverno	Aveia	13/05/2012	-
2012/2013	Verão	Soja	31/10/2012	25/03/2013
	Inverno	Aveia	16/05/2013	-
2013/2014	Verão	Milho	16/12/2014	19/05/2014
	Inverno	Aveia	04/06/2014	-
2014/2015	Verão	Soja	29/10/2014	24/03/2015
	Inverno	Trigo	13/05/2015	04/09/2015
2015/2016	Verão	Milho	02/10/2015	01/03/2016
	Inverno	Aveia	20/05/2016	-
2016/2017	Verão	Soja	30/10/2016	13/03/2017
	Inverno	Aveia	23/05/2017	-

Notas: “-“: cultura para cobertura vegetal do solo, não houve colheita de grãos.

Em cada ensaio, antes do plantio das safras de verão e inverno, foram aplicadas doses de CA ou DLS. Devido à heterogeneidade dos dejetos, previamente à aplicação nas lavouras, efetuou-se a análise química do material, a fim de caracterizar o seu conteúdo em nutrientes. Os valores médios dos teores de CA ou DLS aplicados são apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 – Composição química média dos dejetos aplicados.

Dejeto	N	P	K	Ca	Mg	Cu	Zn	Mn
CA	20,99	28,27	25,23	45,93	10,43	87,51	822,54	885,06
DLS	1,03	1,21	1,12	1,18	0,36	42,12	31,05	7,15

4.3.2 Delineamento experimental

Na análise da CA, o delineamento experimental utilizado foi de blocos ao acaso, constituído por cinco tratamentos e quatro repetições. O tratamento 1 (T1) foi aquele em que se utilizou fertilização química, seguindo as recomendações de adubação para cada cultura. O tratamento 2 (T2A) foi aquele em que se utilizou a CA como fonte de adubação, fornecendo 67% da necessidade de N (para a cultura do milho, trigo e aveia) ou P (para a cultura da soja). O tratamento 3 (T3A) foi aquele em que se utilizou o CA como fonte de adubação, fornecendo 100% da necessidade de N ou P requerida pelas culturas. O tratamento 4 (T4A) foi aquele em que se utilizou o CA como fonte de adubação, fornecendo 150% da necessidade de N ou P requerida pelas culturas. O tratamento 5 (T5A) foi aquele em que se utilizou o CA como fonte de adubação, fornecendo 200% da necessidade de N ou P requerida pelas culturas.

Na análise do DLS, o delineamento experimental utilizado também foi de blocos ao acaso, constituído por cinco tratamentos e quatro repetições. O tratamento 1 (T1) foi aquele em que se utilizou fertilização química, seguindo as recomendações de adubação para cada cultura. O tratamento 2 (T2S) foi aquele em que se utilizou o DLS como fonte de adubação, fornecendo 67% da necessidade de N ou P requerida pelas culturas. O tratamento 3 (T3S) foi aquele em que se utilizou o DLS como fonte de adubação, fornecendo 100% da necessidade de N ou P requerida pelas culturas. O tratamento 4 (T4S) foi aquele em que se utilizou o DLS como fonte de adubação, fornecendo 150% da necessidade de N ou P requerida pelas culturas. O tratamento 5 (T5S) foi aquele em que se utilizou o DLS como fonte de adubação, fornecendo 200% da necessidade de N ou P requerida pelas culturas.

A área útil da parcela de cada tratamento foi de 10 m x 5 m (50 m²), espaçadas 3 m entre si para manobra de máquinas. Em T1 foram aplicadas doses de formulados comerciais de fertilizantes químicos, conforme a recomendação para a adubação das culturas de milho, trigo, soja e aveia (PAULETTI; MOTTA, 2019). Para os tratamentos com CA ou DLS, os volumes de dejetos aplicados foram calculados considerando a quantidade de N contido nos dejetos e a necessidade deste elemento para a produção de milho, trigo ou aveia, ou P, para a

produção de soja (Tabela 16).

Tabela 16 – Quantidades de dejetos líquidos de suínos (DLS) e cama de aviário (CA) aplicados.

Dejeto	Dose	Milho	Soja	Trigo
		m ³		
DLS	67%	14,6	32,1	20
	100%	29	48	33,4
	150%	43,6	72	50,1
	200%	58	96	66,8
		Mg		
CA	67%	2,4	0,8	1,8
	100%	3,6	1,1	2,7
	150%	4,8	1,5	3,6
	200%	7,3	2,3	5,5

A aplicação do DLS foi realizada sobre a superfície da área experimental com o uso de regadores, enquanto que a aplicação da CA foi realizada manualmente, sobre a área dos tratamentos. A adubação química foi realizada mecanicamente junto com a operação de semeadura, utilizando o formulado 04-24-16, ou manualmente quando aplicada em cobertura. Para as culturas do milho e do trigo foram realizadas, manualmente, adubação nitrogenada em cobertura, utilizando uréia.

4.3.3 Avaliação dos atributos químicos do solo

Após todas as safras, foram coletadas amostras de solo em cada parcela dos tratamentos nas profundidades de 0-0,1 m e 0,1-0,2 m, para serem submetidas as análises dos atributos químicos de solo. Foram analisados os teores de P, carbono (C), cálcio (Ca²⁺), magnésio (Mg²⁺), potássio (K⁺) e capacidade de troca catiônica (CTC). P e K⁺ foram extraídos com solução extratora Mehlich-1 e determinados por colorimetria e fotometria de chama, respectivamente. Ca²⁺ e Mg²⁺ foram extraídos em KCl 1M e determinados por espectrofotometria de absorção atômica. O teor de C foi determinado pelo método Walkley e Black (1934). CTC foi determinada a partir da soma dos teores das bases trocáveis do solo.

4.3.4 Análise estatística

Para verificar o efeito do uso de fertilizantes químicos e orgânicos sobre os

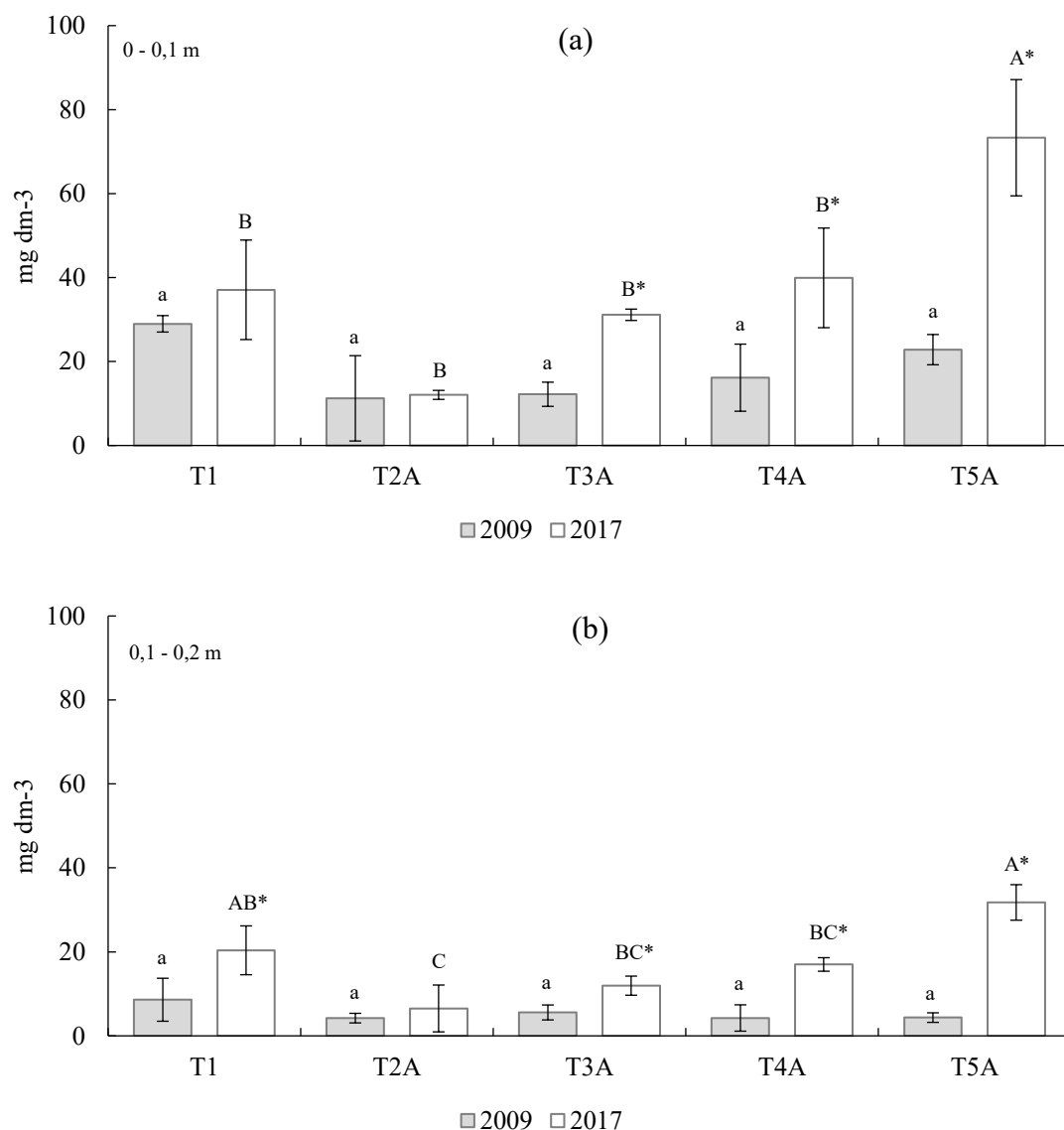
atributos químicos do solo, foram realizadas análises estatísticas por meio do software SAS On Demand for Academics (SAS Institute, Inc., Cary, NC), com os dados submetidos à análise de variância (ANOVA), e as médias comparadas pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 5% ($p > 0,05$).

4.4 RESULTADOS

4.4.1 Cama de Aviário

Na Figura 9 são apresentados os resultados acerca do teor de fósforo (P) no solo (g dm^{-3}), nas camadas de 0-0,1 m e 0,1-0,2 m, em 2009 e 2017, em área que recebeu fertilizantes químicos, e em áreas que receberam CA. Em 2009, no primeiro ano de avaliação, tanto na camada do solo de 0-0,1 m quanto na de 0,1-0,2 m, não houve diferenças significativas entre os tratamentos. No ano de 2017, na camada 0-0,1 m, o maior teor de P no solo foi verificado no T5A ($73,3 \text{ g dm}^{-3}$), que diferiu estatisticamente dos demais tratamentos. Todos os outros tratamentos não diferiram entre si. Além disso, T3A ($31,1 \text{ g dm}^{-3}$), T4A ($40,0 \text{ g dm}^{-3}$), e T5A apresentaram um aumento significativo no teor de P no solo entre 2009 e 2017. No ano de 2017, na camada 0,1-0,2 m, T5A ($31,7 \text{ g dm}^{-3}$) diferiu de T4A ($17,0 \text{ g dm}^{-3}$), T3A ($11,9 \text{ g dm}^{-3}$) e T2A ($6,5 \text{ g dm}^{-3}$). T1 ($20,3 \text{ g dm}^{-3}$) diferiu de T2A. Na camada 0,1-0,2m, entre 2009 e 2017, com exceção de T2A, todos os tratamentos apresentaram aumento significativo no teor de P no solo.

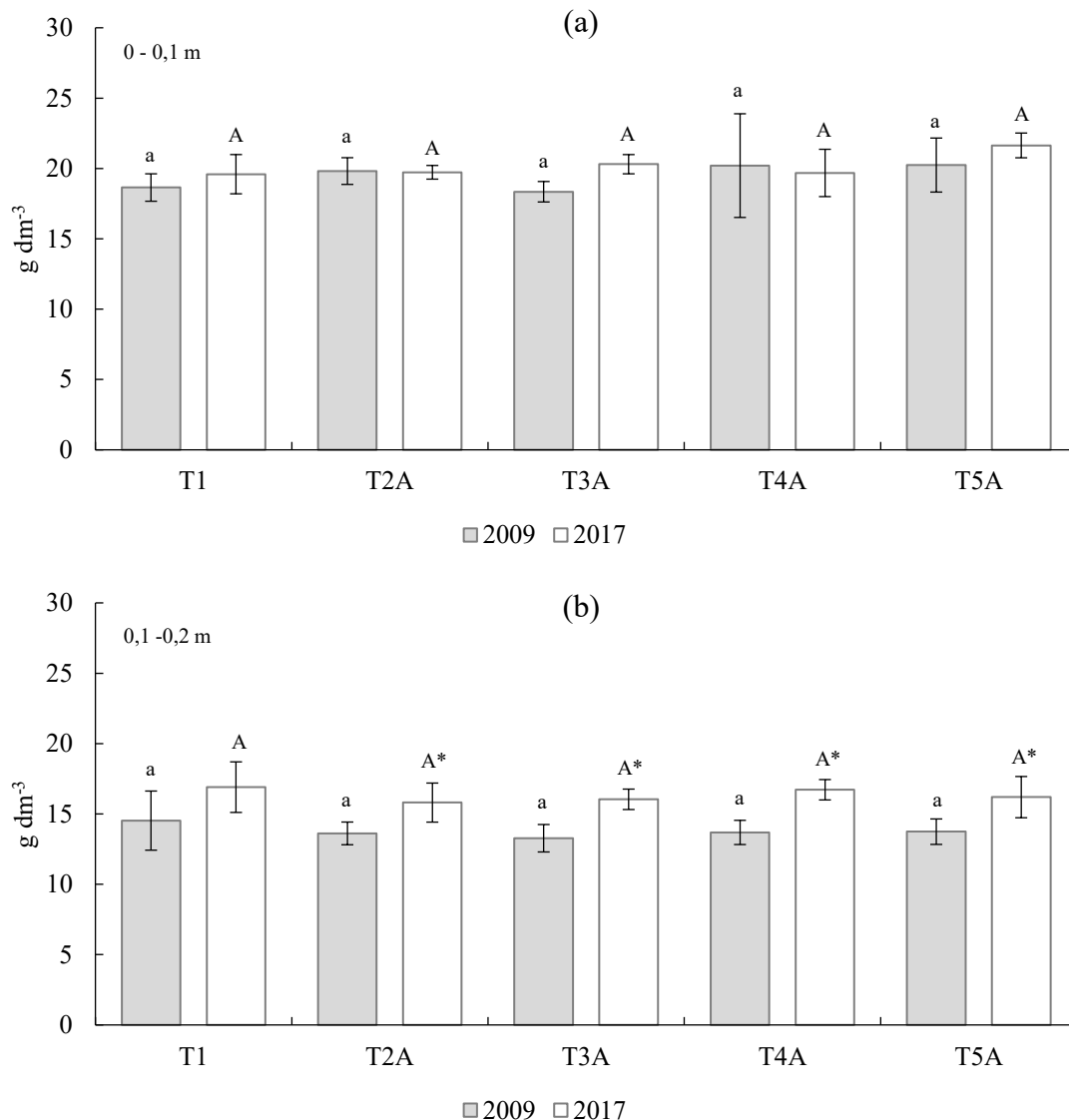
Figura 9 – Teor de fósforo (P) no solo (mg dm^{-3}) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou CA, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2 m, em 2009 e 2017.



Nota: Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no de 2009, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2017, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). * indica diferenças significativas entre os anos de 2009 e 2017, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Na Figura 10 são apresentados os teores de C no solo (g dm^{-3}), em 2009 e 2017. Em 2009, tanto na camada do solo de 0-0,1 m quanto na de 0,1-0,2 m, não foram verificadas diferenças significativas no teor de C entre os tratamentos. No ano de 2017, em ambas as camadas do solo (0-0,1 m e 0,1-0,2 m), também não foram observadas diferenças estatísticas entre os tratamentos. Na camada 0,1-0,2 m foi observada diferença significativa entre anos de 2009 e 2017 em todos os tratamentos que utilizaram CA como fonte de adubação.

Figura 10 – Teor de carbono (C) no solo (g dm^{-3}) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou CA, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2 m, em 2009 e 2017.

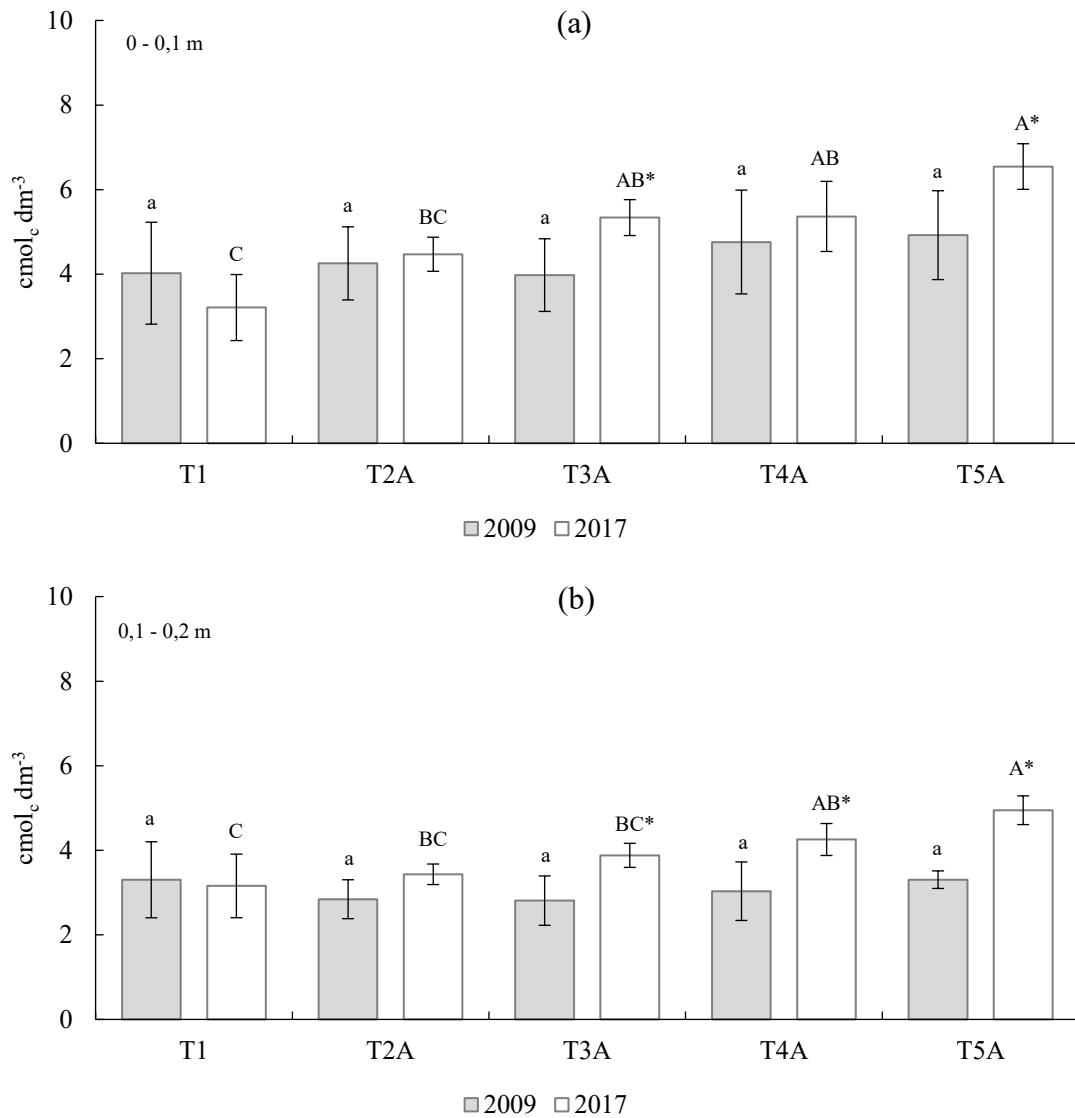


Notas: Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no de 2009, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2017, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). * indica diferenças significativas entre os anos de 2009 e 2017, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

A Figura 11 apresenta os resultados dos teores de Ca^{2+} no solo ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), em 2009 e 2017. Em 2009 não foram observadas diferença entre os tratamentos, tanto na camada 0-0,1 m quanto na de 0,1-0,2 m. Em 2017, na camada de 0-0,1 m, T5A ($6,5 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), onde foi aplicado a maior quantidade de CA no solo, diferiu de T1 ($3,2 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e T2A ($4,4 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$). O T3A ($5,3 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e T4A ($5,2 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) diferiram de T1. Além disso, na camada 0-0,1 m, T3A e T5A apresentaram diferenças significativas nos teores de Ca^{2+} no solo entre 2009 e 2017. Na camada de 0,1-0,2 m, em 2017, o T5A ($4,9 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), com o maior teor de Ca^{2+} no solo nesta profundidade, diferiu do T1 ($3,1 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), T2A ($3,4 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e T3A ($3,8 \text{ cmol}_c$

dm⁻³). O T4A (4,2 cmol_c dm⁻³), diferiu estatisticamente de T1. Ademais, na profundidade 0,1-0,2 m, houve diferença significativas nos teores de Ca²⁺ no solo entre 2009 e 2017 no T3A, T4A e T5A. Estes resultados indicam que ao longo do tempo, tanto na camada de 0-0,1 m quanto na de 0,1-0,2 m, a aplicação de CA levou a alterações significativas nos teores de Ca²⁺ do solo.

Figura 11 – Teor de cálcio (Ca²⁺) no solo (cmol_c dm⁻³) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou CA, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2 m, em 2009 e 2017.

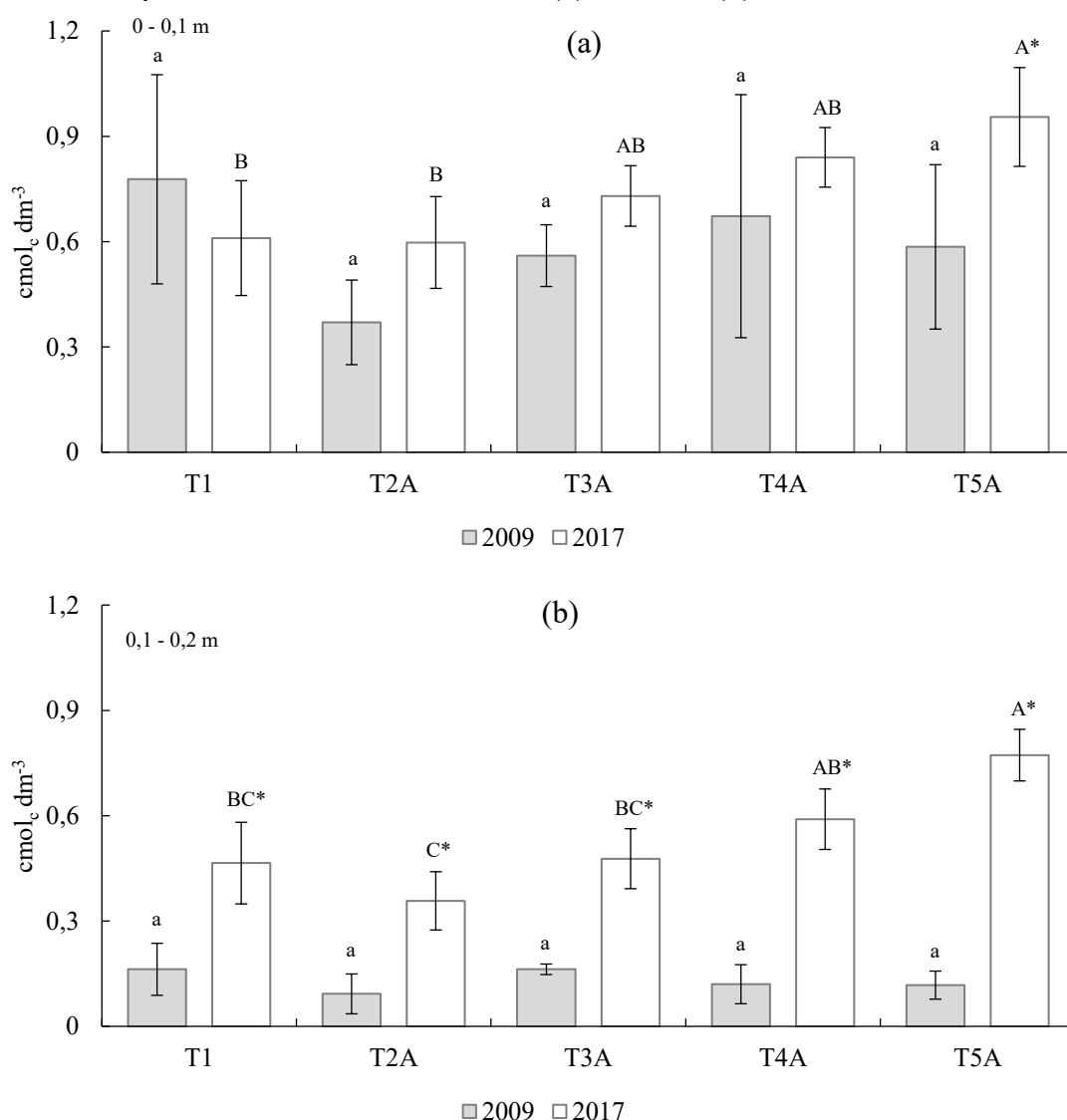


Notas: Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2009, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2017, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). * representa diferenças significativas entre os anos de 2009 e 2017, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Na Figura 12 são apresentados os resultados acerca dos teores de K⁺ no solo (cmol_c dm⁻³), em 2009 e 2017. Ao final do primeiro ano de avaliação, os tratamentos não diferiram em nenhuma das profundidades avaliadas. No ano de 2017, na camada 0-0,1 m, o T5A apresentou

o maior teor de K^+ no solo ($0,95 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), diferindo de T1 ($0,61 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e T2A ($0,59 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$); na camada de 0,1-0,2, o T5A também apresentou o maior teor de K^+ no solo ($0,77 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), diferindo de T1 ($0,46 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), T2A ($0,35 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e T3A ($0,47 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$). Na camada 0-0,1 m houve diferenças no teor de K^+ entre os anos de 2009 e 2017 apenas em T5A. Na camada 0,1-0,2 m, todos os tratamentos apresentaram diferenças no teor de K^+ entre 2009 e 2017.

Figura 12 – Teor de potássio (K^+) no solo ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou CA, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2 m, em 2009 e 2017.

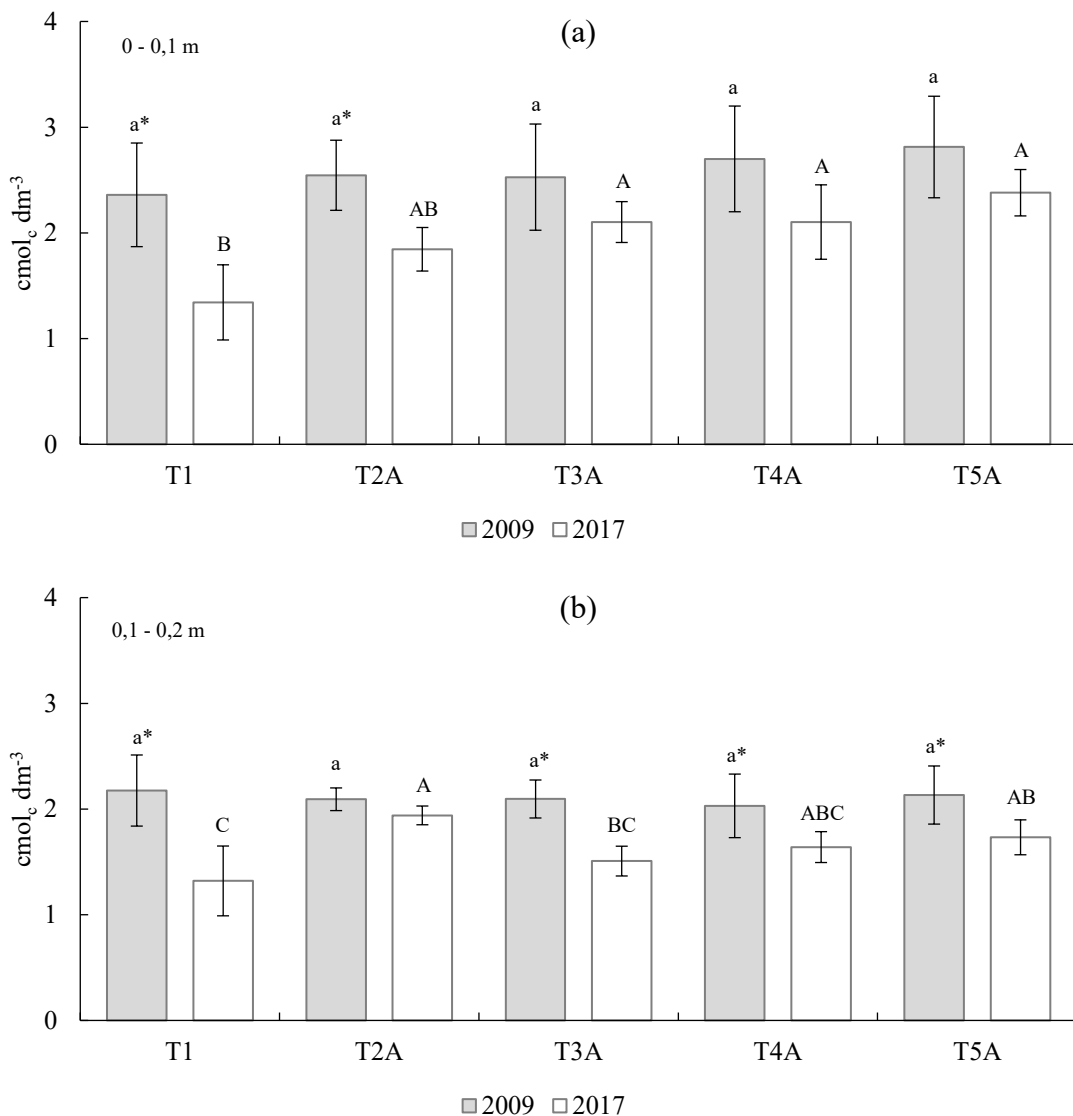


Notas: Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2009, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2017, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). * representa diferenças significativas entre os anos de 2009 e 2017, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Na Figura 13 são apresentados os resultados referentes aos teores de Mg^{2+} no solo ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), em 2009 e 2017. No ano de 2009, tanto na camada de solo de 0-0,1 m quanto

na de 0,1-0,2 m, não houve diferenças significativas entre os tratamentos. Em 2017, na camada de solo de 0-0,1 m, o T3A (2,1 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$), o T4A (2,1 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) e o T5A (2,4 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) apresentaram diferenças significativas em relação a T1 (1,4 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$). Na camada de solo de 0-0,1 m, o T1 e o T2A apresentaram redução nos teores de Mg^{2+} entre os anos de 2009 e 2017. Na camada 0,1-0,2 m, no ano de 2017, observou-se que o T2A (1,9 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) e o T5A (1,7 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) diferiram do T1 (1,3 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$). Além disso, o T2A diferiu de T3A (1,5 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$). T1, T3A, T4A, T5A apresentaram redução significativa nos teores de Mg^{2+} no solo entre 2009 e 2017.

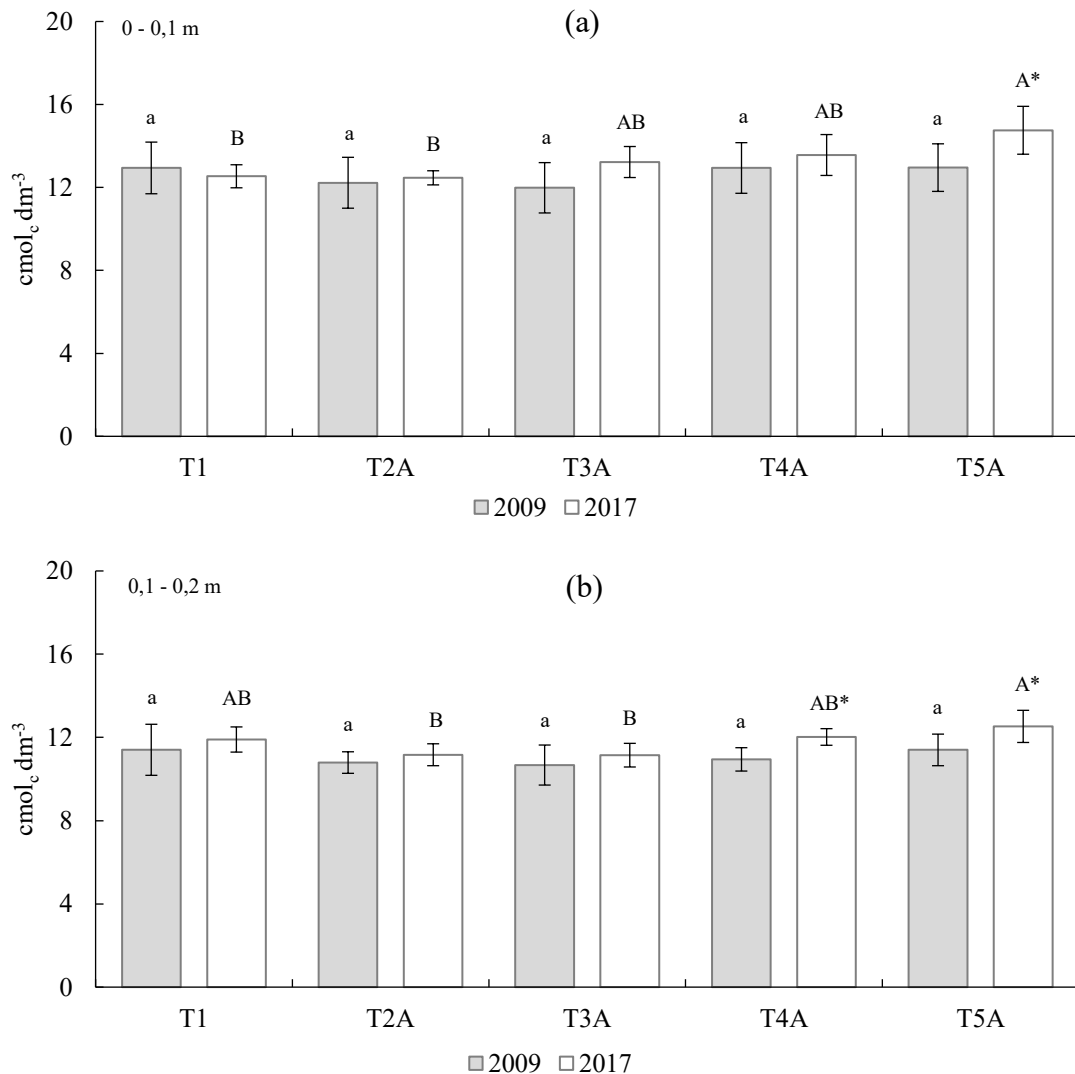
Figura 13 – Teor de magnésio (Mg^{2+}) no solo ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou CA, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2 m, em 2009 e 2017.



Notas: Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2009, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2017, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). * indica diferenças significativas entre os anos de 2009 e 2017, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Na Figura 14 são apresentados os valores da CTC do solo ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$), em 2009 e 2017. Em 2009, tanto na profundidade de 0-0,1 m quanto na de 0,1-0,2 m, não foram identificadas diferenças nos teores de CTC do solo, entre os tratamentos avaliados. Em 2017, na camada de solo 0-0,1 m, o T5A obteve a maior CTC do solo ($14,7 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$), diferindo do T1 ($12,5 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$) e do T2A ($12,4 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$); na camada de 0,1-0,2 m no o T5A ($12,5 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$) apresentou diferenças em relação ao T2A ($11,1 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$) e ao T3A ($11,0 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$). Na camada 0-0,1 m, entre 2009 e 2017 apenas o T5A apresentou diferença na CTC do solo. Na camada 0,1-0,2 m, o T4A e o T5A apresentaram aumento na CTC do solo entre 2009 e 2017.

Figura 14 – Capacidade de troca catiônica (CTC) no solo ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou CA, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2 m, em 2009 e 2017.

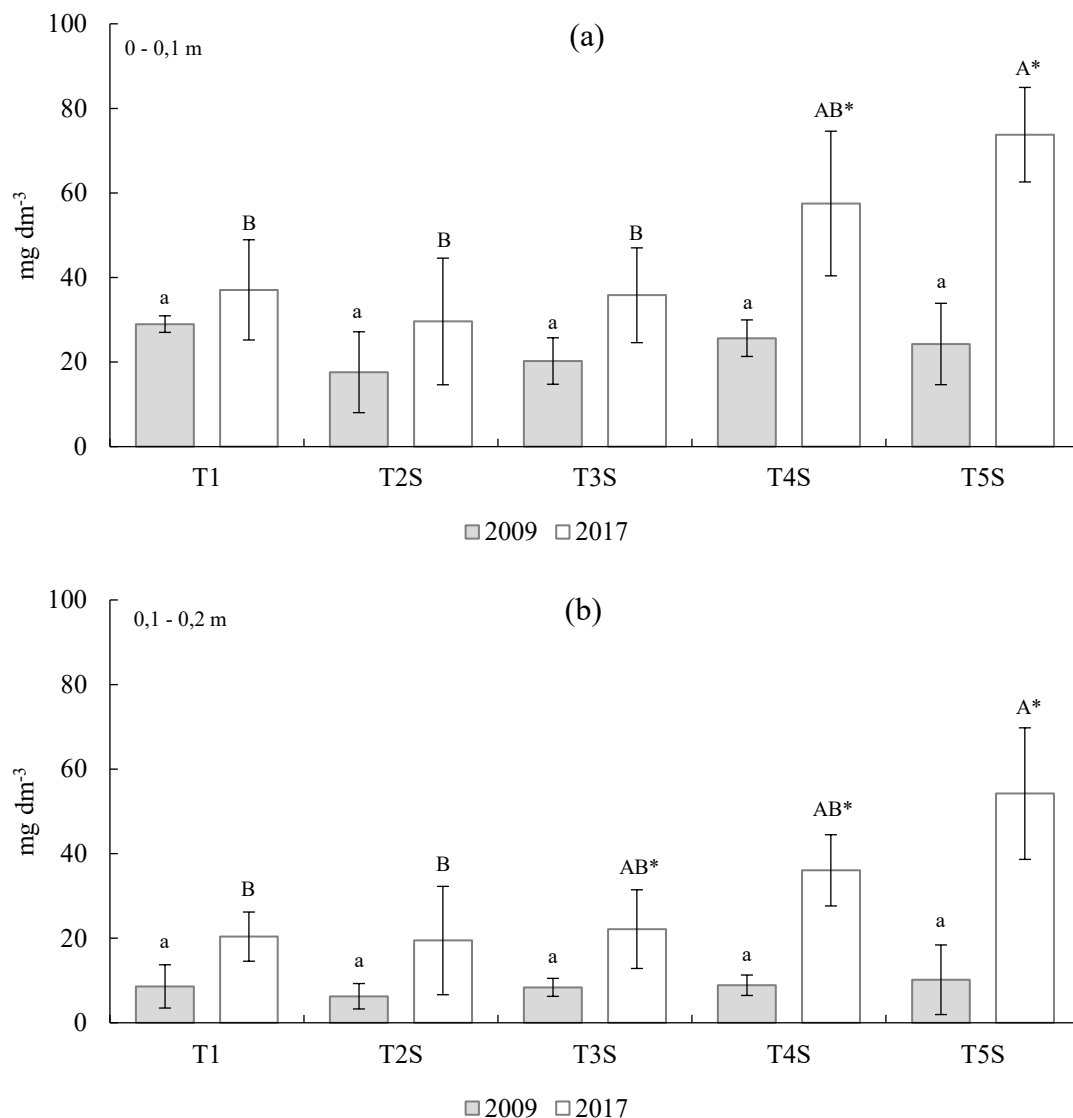


Notas: Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2009, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2017, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). * indica diferenças significativas entre os anos de 2009 e 2017, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

4.4.2 Dejeto Líquido de Suíno

Na Figura 15 são apresentados os resultados referentes ao teor de P no solo (g dm^{-3}), nas camadas de 0-0,1 m e 0,1-0,2 m, em 2009 e 2017. No ano de 2009, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos, tanto na camada superficial do solo (0-0,1 m) quanto na camada subsuperficial (0,1-0,2 m). Já em 2017, na camada de 0-0,1 m, foi observado que o T5S apresentou o maior teor de P no solo ($73,7 \text{ g dm}^{-3}$), diferindo estatisticamente de T1 ($37,0 \text{ g dm}^{-3}$), T2S ($29,6 \text{ g dm}^{-3}$) e T3S ($35,8 \text{ g dm}^{-3}$). Na camada de 0,1-0,2 m, no ano de 2017, o T5S destacou-se como o tratamento com o maior teor de P ($54,2 \text{ g dm}^{-3}$), diferindo de T1 ($20,3 \text{ g dm}^{-3}$) e T2S ($19,4 \text{ g dm}^{-3}$). Na camada 0-0,1 m, os tratamentos T4S e T5S apresentaram um aumento significativo no teor de fósforo no solo entre os anos de 2009 e 2017. Além disso, é relevante destacar que, com exceção de T1 e T2A, tratamento com fertilizantes químicos e tratamento com menor dosagem de DLS, respectivamente, todos os tratamentos evidenciaram um aumento significativo no teor de fósforo no solo no período entre 2009 e 2017.

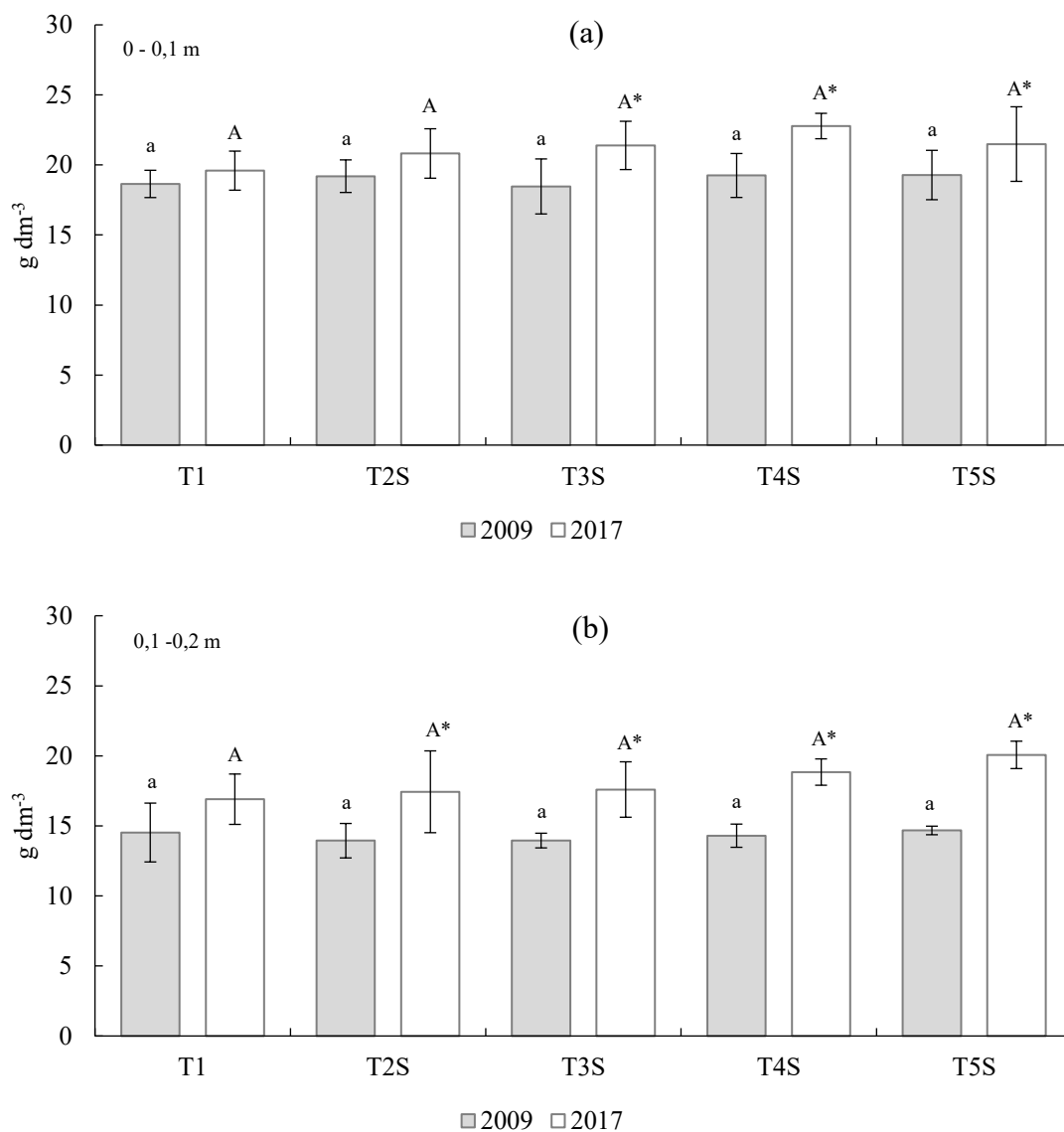
Figura 15 – Teor de fósforo (P) no solo (mg dm^{-3}) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou DLS, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2 m, em 2009 e 2017.



Nota: Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no de 2009, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2017, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). * indica diferenças significativas entre os anos de 2009 e 2017, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

A Figura 16 apresenta resultados referentes aos teores de C no solo (g dm^{-3}), nas camadas de 0-0,1 m e 0,1-0,2 m, nos anos de 2009 e 2017. No ano de 2009, não foram observadas diferenças significativas no teor de C entre os tratamentos, tanto na camada de 0-0,1 m quanto na 0,1-0,2 m. Para o ano de 2017, também não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos, tanto na camada 0-0,1 m quanto na camada 0,1-0,2 m. Ademais, quando comparado o teor de C dentro de cada tratamento ao longo dos anos de estudo, foi observado diferenças significativas entre 2009 e 2017 em T3S, T4S e T5S, na camada 0-0,1 m, e em T2S, T3S, T4S e T5S, na camada 0,1-0,2 m.

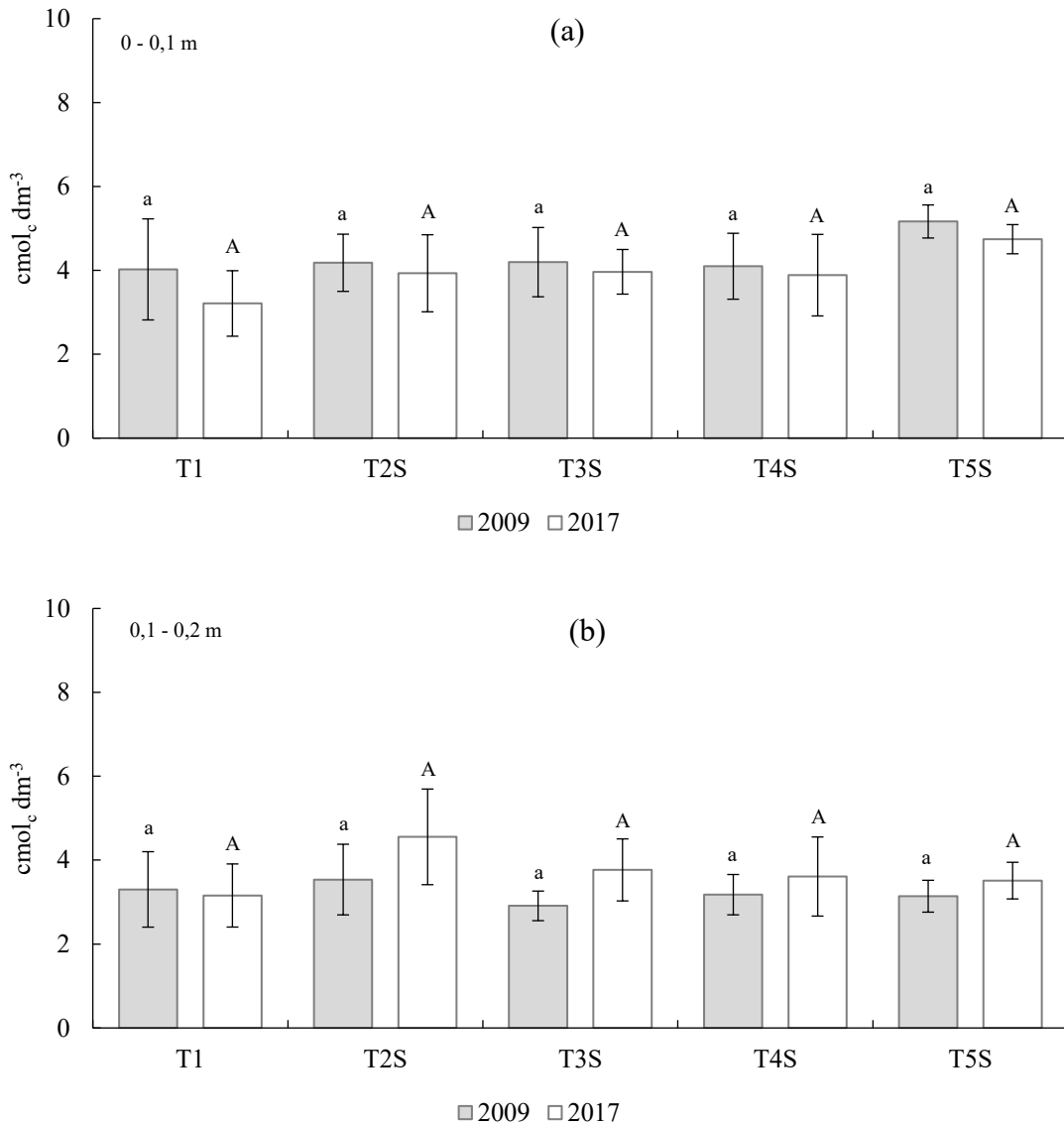
Figura 16 – Teor de carbono (C) no solo (g dm^{-3}) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou DLS, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2 m, em 2009 e 2017.



Notas: Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0, 05$). Letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no de 2009, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0, 05$). Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2017, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0, 05$). * indica diferenças significativas entre os anos de 2009 e 2017, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0, 05$).

Na Figura 17 são apresentados os resultados acerca dos teores de Ca^{2+} no solo ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), nas camadas de 0-0,1 m e 0,1-0,2 m, em 2009 e 2017. Tanto em 2009 quanto em 2017, em ambas as profundidades, seja entre os tratamentos dentro de cada ano, ou ao longo do tempo, não foram verificadas variações significativas no teor de cálcio no solo.

Figura 17 – Teor de cálcio (Ca^{2+}) no solo ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou DLS, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2 m, em 2009 e 2017.

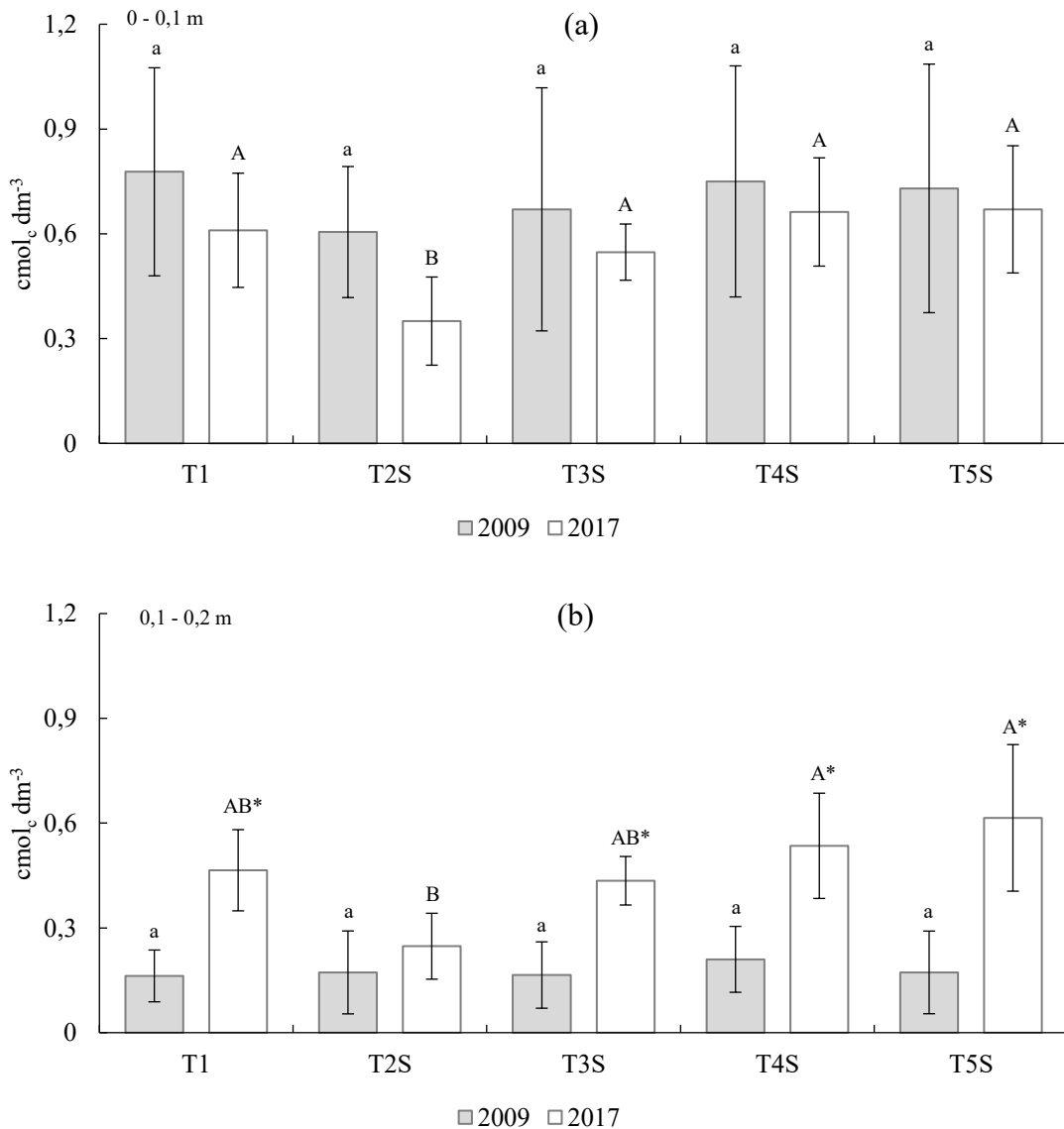


Notas: Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2009, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2017, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). * representa diferenças significativas entre os anos de 2009 e 2017, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Na Figura 18 são apresentados os teores de K^+ no solo ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$), nas camadas de 0-0,1 m e 0,1-0,2 m, em 2009 e 2017. Em 2009, os tratamentos não apresentaram diferenças significativas em nenhuma das profundidades avaliadas. Em 2017, na camada 0-0,1 m, o T1 ($0,61 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$), o T3S ($0,54 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$), o T4S ($0,66 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$) e o T5S ($0,67 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$), diferiram significativamente de T2S ($0,35 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$); na camada de 0,1-0,2 m, o T5S ($0,61 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$), e o T4S ($0,53 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$), diferiram do T2S ($0,24 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$). Na camada 0-0,1 m não houve diferenças significativas entre os anos de 2009 e 2017 em nenhum dos

tratamentos avaliados. Para a profundidade 0,1-0,2 m, com exceção de T2S, todos os demais tratamentos apresentaram diferenças significativas em relação aos teores de K^+ entre os anos de 2009 e 2017.

Figura 18 – Teor de potássio (K^+) no solo ($cmol_c dm^{-3}$) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou DLS, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2 m, em 2009 e 2017.

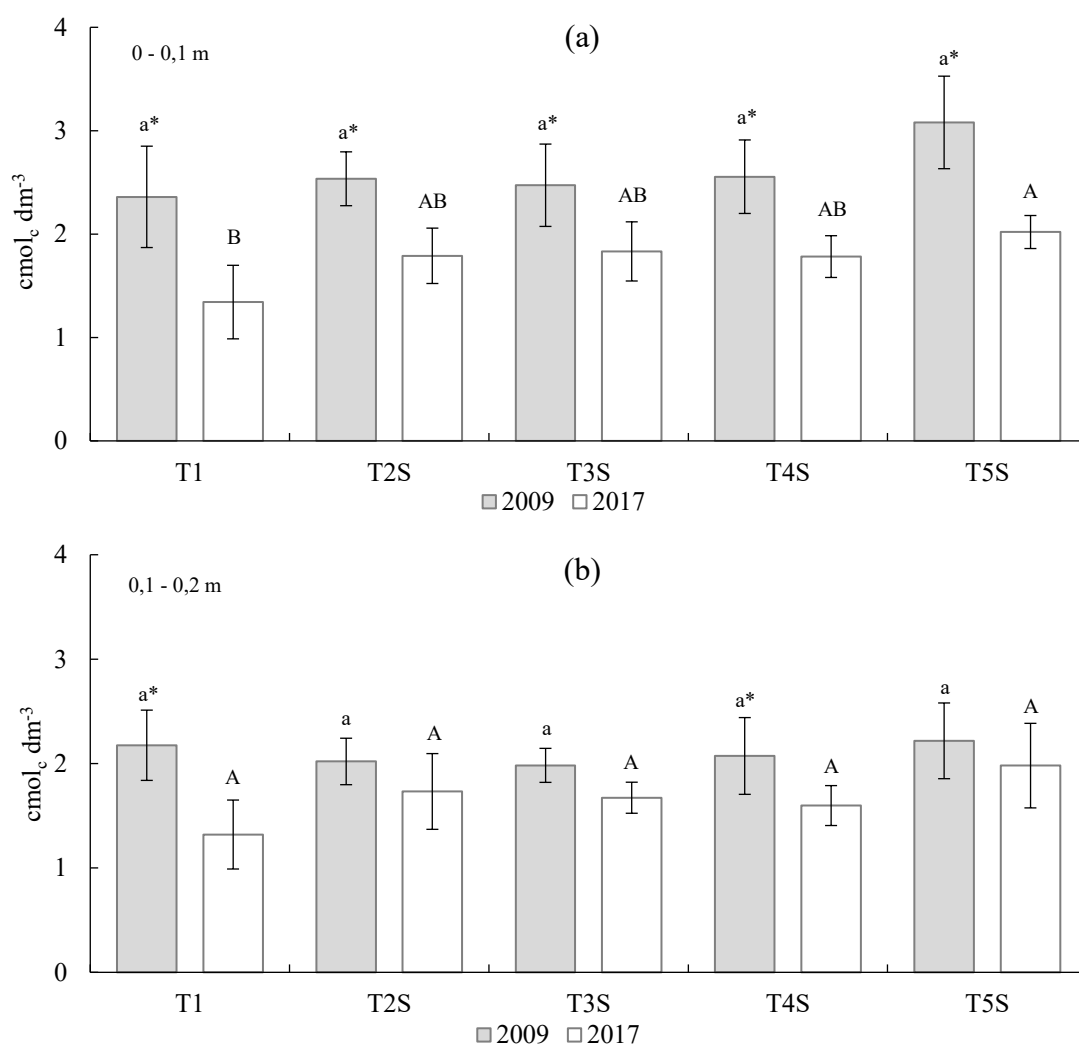


Notas: Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2009, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2017, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). * representa diferenças significativas entre os anos de 2009 e 2017, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Na Figura 19 são apresentados os teores de Mg^{2+} no solo ($cmol_c dm^{-3}$), nas camadas de 0-0,1 m e 0,1-0,2 m, nos anos de 2009 e 2017. Em 2009, em ambas as camadas, não

foram observadas diferenças entre os tratamentos avaliados. Em 2017, na camada de solo de 0-0,1 m, o T5S (2,1 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) apresentou diferença significativa em relação ao T1 (1,3 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$); na camada de 0,1-0,2 m não foram identificadas diferenças entre os tratamentos. Na profundidade 0-0,1 m todos os tratamentos apresentaram redução significativa nos teores de Mg^{2+} entre 2009 e 2017; e na camada 0,1-0,2 m, o T1, o T4S e o T5S apresentaram redução nos teores de Mg^{2+} no solo entre 2009 e 2017.

Figura 19 – Teor de magnésio (Mg^{2+}) no solo ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou DLS, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2 m, em 2009 e 2017.

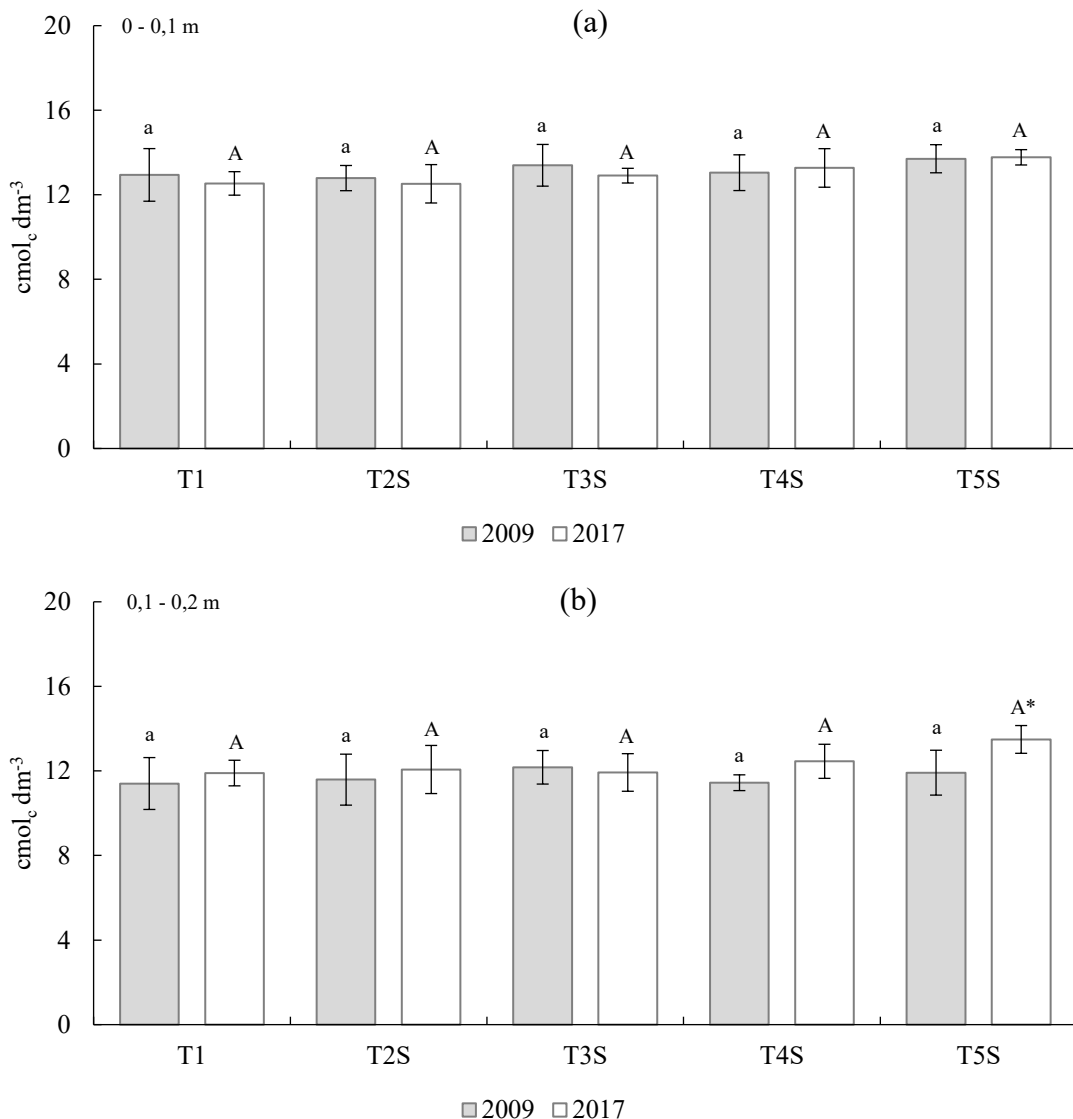


Notas: Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2009, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2017, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). * indica diferenças significativas entre os anos de 2009 e 2017, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Na Figura 20 são apresentados os resultados acerca dos valores de CTC do solo

($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$), nas camadas de 0-0,1 m e 0,1-0,2 m, em 2009 e 2017. Tanto em 2009 quanto em 2017, em ambas as camadas do solo, não foram observadas diferenças nos valores da CTC no solo entre os tratamentos avaliados. Para a camada 0,1-0,2 m, foi observado diferença significativa nos valores de CTC do T5A, entre os anos de 2009 e 2017.

Figura 20 – Teor de capacidade de troca catiônica (CTC) no solo ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) em função da aplicação de fertilizantes químicos ou DLS, nas camadas de (a) 0-0,1 m e (b) 0,1-0,2 m, em 2009 e 2017.



Notas: Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2009, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos no ano de 2017, segundo o teste de Tukey ($p \leq 0,05$). * indica diferenças significativas entre os anos de 2009 e 2017, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

4.5 DISCUSSÃO

Ao se analisar os teores de P no solo, após o último ano de avaliação, os tratamentos que receberam maiores doses de CA ou DLS apresentaram aumento nos teores de P no solo entre 2009 e 2017, tanto nas camadas superficiais quanto nas camadas mais profundas. Tais constatações evidenciam o impacto positivo do uso dos adubos orgânicos na disponibilidade de fósforo, apontando para sua eficácia em promover aumento dos teores de P nas condições nutricionais do solo. O P é um importante macronutriente para as plantas, estando envolvido em diversos processos metabólicos, como transferência de energia, fotossíntese e crescimento radicular (ALEWELL *et al.*, 2020). No entanto, a disponibilidade de P no solo costuma ser limitada, sobretudo para solos agrícolas de regiões tropicais (HANYABUI *et al.*, 2020) pois tende a se ligar fortemente às partículas do solo, tornando-o menos acessível às raízes das plantas (ELHAISSOUFI *et al.*, 2022). A utilização de fontes orgânicas de adubação, como a CA, pode ser uma prática vantajosa na agricultura devido ao elevado teor de fósforo presente nesses materiais (BLOEM *et al.*, 2017). Os fertilizantes orgânicos costumam apresentar fósforo em formas solúveis e facilmente absorvíveis pelas plantas (FRAZÃO *et al.*, 2019), que ao serem aplicados no solo, proporcionam imediatamente a disponibilidade deste nutriente às plantas, ampliando sua absorção e aproveitamento.

Além disso, a aplicação de fertilizantes orgânicos pode aumentar a atividade microbiana no solo (HOLÍK *et al.*, 2019; PARENTE *et al.*, 2021). Durante a decomposição dos resíduos orgânicos, as bactérias e fungos do solo liberam enzimas que quebram as moléculas orgânicas complexas em formas simples. Esse processo libera nutrientes, incluindo fósforo, que estavam retidos nas moléculas orgânicas, tornando-os disponíveis para as plantas. Os dejetos ainda fornecem um mecanismo de liberação lenta para o fósforo, liberando-o gradualmente ao longo do tempo à medida que a matéria orgânica se decompõe. Essa liberação lenta ajuda a evitar a lixiviação e o escoamento de fósforo, promovendo sua utilização eficiente pelas plantas (ROBERTS; JOHNSTON, 2015).

A despeito dos possíveis benefícios do aumento dos teores de P devido a aplicação de CA, vale ressaltar que o excesso de fósforo no solo pode acarretar sérios problemas ambientais e comprometer a qualidade do solo. Entre as preocupações associadas a esse cenário, destacam-se a eutrofização de corpos d'água, resultante do escoamento de fósforo em excesso, e a contaminação do solo, que pode gerar efeitos adversos tanto na saúde humana quanto na biodiversidade local (BROOKS *et al.*, 2016; DING *et al.*, 2018; YUVARAJ *et al.*, 2019). Além disso, a presença exacerbada de fósforo no solo pode contribuir para o aumento das emissões

de gases de efeito estufa, exacerbando as questões relacionadas às mudanças climáticas (HUANG *et al.*, 2019; RAZA *et al.*, 2020; WANG *et al.*, 2022).

Diversos estudos têm destacado a contribuição significativa dos fertilizantes orgânicos na promoção do aumento dos níveis de fósforo disponível no solo ao longo do tempo. Em estudo realizado no Brasil, que comparou a aplicação de fontes químicas de fósforo com a utilização de dejetos de aves, foi observado que o uso de dejetos de aves promoveu a recuperação do fósforo no solo, especialmente em áreas com solos intemperizados, a absorção de P pelas plantas e o rendimento de biomassa, quando comparado aos resultados obtidos com fertilização química de P (FRAZÃO *et al.*, 2019). Da mesma forma, um estudo conduzido no Mississippi, Estados Unidos, após um período de quatro anos com aplicação de CA, foi demonstrado que a sua utilização proporcionou um aumento notável em produtividade e nos níveis de fósforo disponível no solo, especialmente em anos de estresse hídrico (ADELI *et al.*, 2019). Estes resultados ressaltam a importância e o potencial impacto positivo do uso de CA como fertilizantes orgânicos na dinâmica dos nutrientes do solo, oferecendo valiosas contribuições para o avanço da sustentabilidade agrícola.

Os resultados acerca dos teores de C no solo apresentados nas Figuras 10 e 16, revelam padrões distintos em relação à aplicação de fertilizantes químicos (T1) e a utilização de adubos orgânicos – CA e DLS. Em 2009, não foram encontradas diferenças significativas nos teores de C entre os tratamentos com CA e DLS nas camadas do solo avaliadas (0-0,1 m e 0,1-0,2 m de profundidade). No entanto, ao analisar a variação ao longo dos anos, notou-se que, principalmente na camada de 0,1-0,2 m, houve aumento entre 2006 e 2017 nos teores de C no solo em todos os tratamentos que utilizaram CA e DLS como fonte de adubação. Em contraste, em ambas as profundidades, T1 não apresentou aumento nos teores de C entre 2006 e 2017. O que se depreende dos resultados é que o uso de adubos orgânicos, ou seja, da CA e do DLS, foram capazes de aumentar os teores de C no solo longo tempo.

O C no solo pode assumir formas orgânicas ou inorgânicas, sendo relacionado principalmente com a quantidade de MO no solo, dado que parte dessa MO é composta pelo carbono (LORENZ; LAL, 2016). A adição de fontes orgânicas de adubação contribui para que o solo tenha teores adequados de MO, uma vez que a substituição do fertilizante químico pelo adubo orgânico aumenta as entradas de C no solo, que por sua vez desempenha papel importante no desenvolvimento das plantas, contribuindo para a formação e estabilização de agregados do solo, capacidade de retenção de água, CTC e atividade microbiana, contribuindo com a estrutura e permeabilidade do solo (WEI *et al.*, 2016).

Enquanto a adubação mineral pode ser eficaz em fornecer nutrientes

específicos e de forma rápida, a cama de aviário, rica em MO, demonstra um impacto positivo na acumulação de carbono no solo ao longo do tempo. Isso ressalta que práticas agrícolas que consideram a sustentabilidade do solo, além das necessidades imediatas das culturas, podem consolidar sistemas agrícolas mais resilientes e sustentáveis (RODRIGUEZ et al., 2022). A falta de aumento nos teores de carbono com o fertilizante mineral também levanta questões sobre a sustentabilidade a longo prazo do uso exclusivo de produtos químicos na agricultura.

Os fertilizantes químicos consistem principalmente em nutrientes inorgânicos, como nitrogênio, fósforo e potássio. Embora esses nutrientes sejam essenciais para o desenvolvimento das plantas, a ausência de matéria orgânica nesses fertilizantes limita sua capacidade de contribuir diretamente para o acúmulo de CO no solo (PAHALVI et al., 2021). Além disso, a rápida solubilidade desses fertilizantes pode resultar na absorção acelerada de nutrientes pelas plantas, reduzindo o potencial de incorporação de CO no solo (SHAJI et al., 2021), o até mesmo acarretando a depleção de MO do solo. A redução da MO compromete, dentre outros fatores, a capacidade do solo de reter água, aumentando a suscetibilidade a processos erosivos e reduzindo a eficiência hídrica durante períodos de escassez (GURMU, 2019; OBALUM et al., 2017), reduzindo a atividade microbiana, afetando negativamente a ciclagem de nutrientes e a disponibilidade de substâncias vitais para as plantas (PAHALVI et al., 2021).

Em relação aos teores de Ca^{2+} no solo, apresentados nas Figuras 11 e 17, os resultados deste estudo indicam que a aplicação de CA como fonte de adubação aumentou os teores de Ca^{2+} no solo em comparação com a fertilização química e com o DLS. Em 2017, na camada de 0-0,1 m, a maior aplicação de CA resultou em maiores teores do nutriente no solo. Por outro lado, a adubação com DLS não aumentou os teores de cálcio no solo ao longo do tempo. Esse resultado pode ser atribuído à composição relativamente pobre em cálcio do DLS. Enquanto o dejetos líquido suíno é uma fonte valiosa de matéria orgânica e outros nutrientes, sua contribuição específica de cálcio pode ser limitada em comparação com outras fontes orgânicas mais ricas nesse elemento, como a CA ou calcários de uso agrícola (BAUER et al., 2019).

O cálcio é um nutriente essencial para o desenvolvimento das plantas, sendo fundamental em vários processos fisiológicos, como crescimento e desenvolvimento vegetal, divisão celular, fluxo citoplasmático e fotossíntese (HUANG et al., 2017). Além disso, o íon Ca^{2+} está envolvido, juntamente com a matéria orgânica, na formação e estabilidade dos agregados do solo, que influenciam na condutividade hidráulica do solo (WUDDIVIRA; CAMPS-ROACH, 2006). A CA, sendo uma fonte de adubação orgânica rica em cálcio, destaca-se como uma opção para aumentar os teores de Ca^{2+} no solo. Este resultado já foi constatado em

outros estudos, que também verificaram que a aplicação de CA em áreas agrícolas leva ao incremento nos níveis de cálcio do solo (Carvalho *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2020).

A aplicação de adubos orgânicos, como a CA, pode resultar em benefícios a longo prazo para os solos agrícolas, uma vez que a decomposição dos resíduos orgânicos libera gradualmente o cálcio no solo, tornando-o disponível para ser absorvido pelas plantas (VERMA *et al.*, 2020). Além disso, a adubação com CA pode aumentar a capacidade de troca catiônica do solo, favorecendo a retenção de cátions, incluindo o cálcio (OREOLUWA *et al.*, 2020).

Esses benefícios, em conjunto com o aumento nos teores de C, ressaltam a eficácia da CA como uma alternativa sustentável para melhorar a fertilidade e qualidade do solo, especialmente no que diz respeito ao cálcio. Ao adotar práticas de adubação orgânica, como o uso da CA, os agricultores podem otimizar o fornecimento de alguns nutrientes no solo, ao longo do tempo. Essa integração de materiais orgânicos na agricultura se revela como uma abordagem promissora para impulsionar a sustentabilidade e eficiência dos sistemas agrícolas, contribuindo significativamente para a saúde do solo a longo prazo.

Com relação aos teores de K^+ , as aplicações de CA elevaram os teores de K^+ no solo ao longo do tempo em ambas as profundidades analisadas. Por sua vez, nos tratamentos com aplicação de DLS, só foi observado aumento nos teores de K^+ no solo na camada 0,1-0,2 m.

A elevação dos teores de K^+ nas camadas inferiores pode ser resultado da alta mobilidade do potássio no perfil do solo. O potássio é um cátion altamente móvel, apresentando movimentação significativa no solo, muitas vezes em conjunto com outros elementos como Ca^{2+} e Mg^{2+} (MAHMOODABADI *et al.*, 2013). Como as fontes orgânicas de adubação são aplicadas na superfície do solo e misturadas superficialmente, a liberação de nutrientes, incluindo o potássio, ocorre inicialmente na camada superficial do solo. No entanto, à medida que o tempo passa e a decomposição continua, os nutrientes liberados migram para as camadas mais profundas do solo (LIU *et al.*, 2023). Esta mobilidade pode ser um fator determinante nas variações dos teores do nutriente, justificando as diferenças significativas encontradas no estudo.

Os resultados deste estudo indicam que a aplicação de adubos orgânicos também resultou em aumento nos teores de K^+ no solo, principalmente nas camadas subsuperficiais. Cairo *et al.* (2023), Masud *et al.* (2020) e Solaiman *et al.* (2020) também constataram que a aplicação de adubos orgânicos está associada ao aumento dos níveis K^+ no solo

O aumento nos teores de potássio é de grande relevância para a fertilidade do

solo, considerando o papel crucial desempenhado por esse nutriente no desenvolvimento das plantas (SARDANS; PEÑUELAS, 2021). O potássio é essencial para processos como a regulação osmótica, ativação enzimática e transporte de nutrientes nas plantas (SUSTR *et al.*, 2019, JOHNSON *et al.*, 2022). Portanto, os resultados observados indicam que a adubação orgânica, principalmente com CA, pode ser uma estratégia eficaz para melhorar a disponibilidade desse nutriente no solo, promovendo condições mais propícias para o crescimento e desenvolvimento das plantas.

Outro resultado que se depreende deste estudo é a redução dos teores Mg^{2+} no solo com a aplicação de adubos orgânicos, tanto da CA quanto do DLS, com os teores de magnésio nos tratamentos apresentando valores inferiores em relação aos os verificados no ano de 2009. A redução nos teores de Mg^{2+} ao longo dos anos do estudo em todos os tratamentos, tanto com adubação mineral quanto com CA ou DLS pode estar relacionado com a quantidade de magnésio que esses materiais aportam no solo. CA e DLS são caracterizados por possuírem pouca quantidade de Mg em sua composição, desta forma, na medida em que ocorre a absorção deste elemento pelas plantas, ocorre uma tendência de redução de Mg no solo. Teores reduzidos de Mg no solo podem afetar a quantidade disponível a ser absorvida pelas plantas, causando desequilíbrios nutricionais (GUO *et al.*, 2016). Além disso, é importante considerar outros fatores que podem contribuir para a redução dos teores de Mg^{2+} no solo, como perdas do nutriente por lixiviação (BOHARA *et al.*, 2019); e a acidificação do solo. No caso da CA, os dejetos são ricos em ácido úrico, o que pode levar à acidificação do solo quando aplicados em grandes quantidades (CAO *et al.*, 2020). A acidificação pode diminuir o pH do solo, reduzindo a disponibilidade de magnésio e aumentando a saturação por alumínio (ALVES *et al.*, 2019).

Para minimizar a redução dos teores de magnésio no solo, é fundamental realizar uma gestão adequada dos resíduos de suínos e aves. Isso inclui avaliar cuidadosamente a quantidade de nutrientes necessária para cada área, realizar análises químicas do solo e adotar práticas de manejo adequadas, como a rotação de culturas e a aplicação de corretivos de solo. Essas medidas podem contribuir para manter equilibrados os níveis de magnésio no solo, preservando assim a fertilidade e a produtividade ao longo do tempo. Uma alternativa para se elevar os teores de Mg^{2+} no solo e garantir a sua disponibilidade adequada para as plantas, especialmente com a aplicação de CA, é o tratamento do material com calcários agrícolas (FRANZ *et al.*, 2020), que possuam magnésio em sua composição.

Com relação à CTC do solo, a aplicação de CA elevou os valores observados na análise em 2017, nos tratamentos com maiores dosagens. Os resultados com DLS, apesar de menos expressivos, também denotam aumento nos valores de CTC, como observado no T5S,

na camada 0,1-0,2 m. A fertilização com CA surge como uma estratégia para aumentar gradualmente a CTC do solo ao longo do tempo. Essa melhoria é atribuída à presença de compostos orgânicos nos dejetos, que desencadeiam um aumento na capacidade do solo em trocar cátions. Esse fenômeno está intrinsecamente relacionado ao acréscimo de íons K^+ , Ca^{2+} e magnésio Mg^{2+} , além da diminuição dos íons de hidrogênio e alumínio (H^+Al) no solo, como resultado direto da aplicação de adubos orgânicos, conforme indicado por YOST *et al.* (2022). A CTC do solo serve como um importante indicador de sua qualidade, uma vez que representa a capacidade do solo de reter íons carregados positivamente (KHALEDIAN *et al.*, 2017). Seus benefícios estão relacionados com maior capacidade de retenção de nutrientes e maior capacidade de retenção de umidade.

Além disso, os dejetos de suínos e aves contêm uma grande quantidade de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, que, quando aplicados ao solo, são absorvidos pelas plantas e podem aumentar a produção de biomassa. O aumento na produção de biomassa leva à produção de mais compostos orgânicos pelas raízes das plantas e pela decomposição dos restos de cultura, o que aumenta ainda mais a CTC do solo (KOMIYAMA; ITO, 2019).

Em síntese, os resultados denotam a eficácia da utilização de adubos orgânicos, com a CA e o DLS, em substituição aos fertilizantes químicos, o que pode contribuir tanto na melhoria da fertilidade do solo, como para a resiliência e sustentabilidade dos sistemas agrícolas de produção.

4.6 CONCLUSÃO

A aplicação de adubos orgânicos como o CA e o DLS, em áreas agrícolas, podem substituir, parcial ou totalmente, alguns macronutrientes do solo, como o P, C, Ca^{2+} e K^+ .

A aplicação destes adubos orgânicos se mostra como uma opção viável para o reaproveitamento dos nutrientes presentes nos dejetos nas lavouras, sobretudo em regiões com produção intensiva de aves e suínos. O uso da CA, ao longo do tempo, elevou os teores de P, C, Ca^{2+} e K^+ no solo, tanto na camada superficial (0-0,1 m de profundidade), quanto na camada subsuperficial (0,1-0,2 m de profundidade). O uso do DLS, ao longo do tempo, elevou os teores de C, independente da dose e da camada do solo (0-0,1 m e 0,1-0,2 m de profundidade); aumentou os teores de P apenas quando utilizadas doses maiores (T4S e T5S); e aumentou os teores de K^+ na camada subsuperficial (0,1-0,2 m de profundidade). Com o uso do fertilizante químico, ao longo do tempo, só houve aumento dos teores de K^+ na profundidade

0,1-0,2 m. Com base nos resultados, verifica-se que a CA foi o adubo orgânico que apresentou os melhores resultados em relação ao aumento da fertilidade do solo, conciliando, assim, diferentes vertentes do desenvolvimento sustentável.

No entanto, é importante ressaltar que a aplicação desses adubos orgânicos deve ser feita de forma racional. A dose correta deve ser cuidadosamente determinada com base na análise química do solo, visando evitar impactos negativos no meio ambiente. Desta forma, destaca-se a necessidade de uma abordagem responsável na utilização de dejetos como adubos orgânicos, buscando o equilíbrio entre a produção agrícola e a preservação ambiental.

5 CONCLUSÃO GERAL

É fundamental que os produtores realizem uma avaliação abrangente de sua produção, que vá além da produtividade, englobando a eficiência na utilização de recursos e os custos inerentes à produção ao deliberarem sobre a aplicação de adubos e fertilizantes. A análise econômica da atividade agrícola se caracteriza como um pilar crucial para assegurar a sustentabilidade financeira desse setor, especialmente diante das oscilações nos preços de mercado e dos desafios ambientais que permeiam o cenário contemporâneo. Nesse contexto, a tomada de decisões embasada em critérios econômicos estratégicos torna-se não apenas uma prática recomendada, mas uma necessidade premente para garantir a viabilidade econômica a longo prazo da produção agrícola.

Além disso, a busca pela eficiência na gestão dos insumos agrícolas não apenas contribui para a estabilidade financeira, mas também desempenha um papel significativo na promoção da sustentabilidade ambiental. O emprego criterioso de adubos e fertilizantes não apenas otimiza os rendimentos das colheitas, mas também minimiza potenciais impactos negativos sobre o solo, a água e a biodiversidade. Investir em práticas agrícolas sustentáveis não apenas atende às demandas crescentes por responsabilidade ambiental, mas também fortalece a resiliência do setor diante das mudanças climáticas e das pressões regulatórias.

Nesse sentido, a integração de tecnologias inovadoras e práticas agrícolas sustentáveis, como a reutilização de dejetos proveniente da produção animal na agricultura, emerge como uma estratégia essencial. A adoção de técnicas como o uso de fertilizantes orgânicos, que permite uma aplicação mais sustentável de insumos, e a rotação de culturas, que promove a saúde do solo, são exemplos de abordagens que não apenas impulsionam a eficiência, mas também reduzem o impacto ambiental. Assim, ao ponderar as decisões relacionadas aos adubos e fertilizantes, os produtores não apenas resguardam sua viabilidade econômica, mas também assumem um compromisso ativo com a preservação dos recursos naturais e a construção de uma agricultura sustentável a longo prazo.

6 REFERÊNCIAS

- ABBASI, M. K.; KHALIQ, A. Nitrogen mineralization of a loam soil supplemented with organic–inorganic amendments under laboratory incubation. **Frontiers in Plant Science**, v. 7, 1038, 2016.
- ABPA. Associação Brasileira de Proteína Animal. **Relatório Anual**, 2020. Disponível em: <<http://www.abpa-br.org/mercados/>>. Acessado em: 13 de julho de 2021.
- ABPA. Associação Brasileira de Proteína Animal. **Relatório Anual**, 2021. Disponível em: <<http://www.abpa-br.org/mercados/>>. Acessado em: 20 de agosto de 2022.
- ABPA. Associação Brasileira de Proteína Animal. **Relatório Anual**, 2022. Disponível em: <<http://www.abpa-br.org/mercados/>>. Acessado em: 12 de dezembro de 2022.
- ADELI, A.; BROOKS, J. P.; READ, J. J.; SHANKLE, M. W.; FENG, G.; JENKINS, J. N. Poultry litter and cover crop integration into no-till cotton on upland soil. **Agronomy Journal**, v. 111, n. 4, p. 2097-2107, 2019.
- ANDA. Associação Nacional para Difusão de Adubos. **Pesquisa Setorial**, 2017. Disponível em: <http://anda.org.br/pesquisa_setorial/>. Acessado em: 10 de junho de 2021.
- AFONSO, E. R.; NASCIMENTO, R. A.; PALHARES, J. C. P.; GAMEIRO, A. H. How can nutritional strategies and feed technologies in pig production affect the logistical costs of manure distribution? **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 49, e20190045, 2020.
- AGEGNEHU, G.; SRIVASTAVA, A. K.; BIRD, M. I. The role of biochar and biochar-compost in improving soil quality and crop performance: A review. **Applied Soil Ecology**, v. 119, p. 156-170, 2017.
- ALENCAR, P. A.; ROSANP-PENA, C.; GUARNIERI, P.; SERRANO, A. L. M. Ecoeficiência e preço sombra das emissões de gases de efeito estufa na suinocultura brasileira. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 12, n. 2, p. 377-408, 2019.
- ALEWELL, C.; RINGEVAL, B.; BALLABIO, C.; ROBINSON, D. A.; PANAGOS, P.; BORRELLI, P. Global phosphorus shortage will be aggravated by soil erosion. **Nature Communications**, v. 11, 4546, 2020.

ALGERI, A.; LUCHESE, A. V.; SATO, A. J.; PIVETTA, L. Growth and production of tomato fertilized with poultry litter and swine wastewater. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 25, n. 7, p. 492-497, 2021.

AMATO, A.; MSATROVITO, M.; BECCI, A.; BEOLCHINI, F. Environmental sustainability analysis of case studies of agriculture residue exploitation. **Sustainability**, v. 13, n. 7, 556192, 2021.

ARTUZO, F.D.; FOGUESATTO, C.R.; SOUZA, A.R.L.; SILVA, L.X. Costs management in maize and soybean production. **Revista Brasileira de Gestão de Negócios**, v. 20, n. 2, p. 273-294, 2018.

BALOTA, E. L.; MACHINESKI, O.; HAMID, K. I. A.; YADA, I. F. U.; BARBOSA, G. C. M.; NAKATANI, A. S.; COYNE, M. S. Soil microbial properties after long-term swine slurry application to conventional and no-tillage systems in Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 490, p. 397-404, 2014.

BARBOSA, G. M. C.; OLIVEIRA, J. F.; MIYAZAWA, M.; RUIZ, D. B.; TAVARES FILHO, J. Aggregation and clay dispersion of an oxisol treated with swine and poultry manures. **Soil and Tillage Research**, v. 146, p. 279-285, 2015.

BARCELOS, M. D., SAAB, M. S. S., CUETO, F. P., PERIN, M. G., NEVES, M. F., VERBEKE, W. Pork consumption in Brazil: challenges and opportunities for the Brazilian pork production chain. **Journal on Chain and Network Science**, v. 11, n. 2, p. 99-113, 2011.

BARROS, G. S. C.; ALVES, L. R. A.; OSAKI, M.; ADAMI, A. C. O. **Gestão de negócios agropecuários com foco no patrimônio**. Campinas: Alínea, 2019.

BARROS, J. S.; MEDEIROS, J. C.; ROSA, J. D.; LACERDA, J. J. J.; SOUSA, D. C.; MAFRA, M. S. H. Corn yield in sandy soil fertilized with poultry litter. **Emirates Journal of Food and Agriculture**, v. 29, n. 12, p. 921-926, 2017.

BAUER, P. J.; SOZGI, A. A.; SHUMAKER, P. D. Fertilizer efficacy of poultry litter ash blended with lime or gypsum as fillers. **Environments**, v. 6, n. 5, p. 50, 2019.

BELLI FILHO, P.; CASTILHOS JUNIOR, A. B.; COSTA, R. H. R.; SOARES, S. R.; PERDOMO, C. C. Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 5, n. 1, p. 166-170, 2001.

BERTAGNOLI, B. G. P.; OLIVEIRA, J. F.; BARBOSA, G. M. C.; COLOZZI FILHO, A. Poultry litter and liquid swine slurry applications stimulate glomalin, extraradicular mycelium production, and aggregation in soils. **Soil and Tillage Research**, v. 202, 104657, 2020.

BLOEM, E.; ALBIHN, A.; ELVING, J.; HERMANN, L.; LEHMANN, L.; SARVI, M.; SCHAAF, T.; SCHICK, J.; TURTOLA, E.; YLIAVAINIO, K. Contamination of organic nutrient sources with potentially toxic elements, antibiotics and pathogen microorganisms in relation to P fertilizer potential and treatment Options for the production of sustainable fertilizers: A review. **Science of the Total Environment**, v. 607, p. 225-242, 2017.

BRASIL. **Instrução normativa nº 48, de 17 de outubro de 2019**. Estabelece as regras sobre o recolhimento, transporte, processamento e destinação de animais mortos e resíduos da produção pecuária como alternativa para a sua eliminação nos estabelecimentos rurais, na forma desta Instrução Normativa. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2019.

BROOKS, B. W.; LAZORCHAK, J. M.; HOWARD, M. D. A.; JOHNSON, M. V. V. MORTON, S. L.; PERKINS, D. A. K. REAVIE, E. D.; SCOTT, G. I.; SMITH, S. A.; STEEVENS, J. A. Are harmful algal blooms becoming the greatest inland water quality threat to public health and aquatic ecosystems? **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 35, n. 1, p. 6-13, 2016.

BRUNELLE, T.; DUMAS, P.; SOUTY, F.; DORIN, B.; NADAUD, F. Evaluating the impact of rising fertilizer prices on crop yields. **Agricultural Economics**, v. 46, n. 5, p. 653-666, 2015.

BOHARA, H.; DODLA, S.; WANG, J. J.; DARAPUNENI, M.; ACHARYA, B. S.; MAGDI, S.; PAVULURI, K. Influence of poultry litter and biochar on soil water dynamics and nutrient leaching from a very fine sandy loam soil. **Soil and Tillage Research**, v. 189, p. 44-51, 2019.

BONAMIGO, A.; BONAMIGO, C. B. S. S.; MOLENTO, C. F. M. Atribuições da carne de frango relevantes ao consumidor: foco no bem-estar animal. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 41, n. 4, p. 1044-1050, 2012.

BUHRING, G. M. B.; SILVEIRA, V. C. P.; MIRANDA, C. R.; BERNARDO, E. L. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 41, n. 5, p. 2029-2046, 2020.

CAIRO, P. C.; MARTIN, B. D.; ARMAS, J. M.; LOPEZ, O. R. Effects of poultry manure on structure and some indicators of fertility in tropical soils. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 69, n. 13, p. 2692-2702, 2023.

CAO, Y.; WANG, X.; LIU, L.; VELTHOF, G. L.; MISSELBROOK, T.; BAI, Z.; MA, L. Acidification of manure reduces gaseous emissions and nutrient losses from subsequent composting process. **Journal of Environmental Management**, v. 264, p. 110454, 2020.

CARAUTA, M.; TROOST, C.; GUZMAN-BUSTAMANTE, I.; HAMPF, A.; LIBERA, A.; MEURER, K.; BONECKE, E.; FRANKO, U.; RODRIGUES, R. A. R.; BERGER, T. Climate-related land use policies in Brazil: How much has been achieved with economic incentives in agriculture? **Land Use Policy**, v. 109, 105618, 2021.

CARDOSO, F.; OYAMADA, B.; CRISTINE, G.; SILVA, C. M. Produção, tratamento e uso de dejetos suínos no Brasil. **Desenvolvimento em Questão**, v. 13, n. 32, p. 127-145, 2015.

CHADWICK, D.; WEI, J.; YAN'AN, T.; GUANGHUI, Y.; QIRONG, S.; QING, C. Improving manure nutrient management towards sustainable agricultural intensification in China. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 209, p. 34-46, 2015.

CHIRINDA, N.; OLESEN, J. E.; PORTER, J. R.; SCHJONNING, P. Soil properties, crop production and greenhouse gas emissions from organic and inorganic fertilizer-based arable cropping systems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 139, n. 4, p. 584-594, 2010.

COOMES, O. T.; BARHAM, B. L.; MACDONALD, G. K.; RAMANKUTTY, N.; CHAVAS, J. P. Leveraging total factor productivity growth for sustainable and resilient farming. **Nature Sustainability**, v. 2, p. 22-28, 2019.

CREPALDI, S. A. **Contabilidade rural: uma abordagem decisória**. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2011.

CROWDER, D. W.; REGANOLD, J. P. Financial competitiveness of organic agriculture on a global scale. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 24, p. 7611-7616, 2015.

CRUZ, A. C.; PEREIRA, F. S.; FIGUEIREDO, V. S. Fertilizantes organominerais de resíduos do agronegócio: avaliação do potencial econômico brasileiro. **BNDES Setorial**, v. 45, p. 137-187, 2017.

CRUZ, J. C.; PEREIRA FILHO, I. A. Milho: como escolher a cultivar certa entre tantas alternativas. **DBO Agrotecnologia**, n. 22, p. 12-17, 2009.

DAVOK, D. F.; LAZZARI, L. Necessidades de informação e competência em informação de produtores de aves integrados da agroindústria Sadia S.A. do Oeste de Santa Catarina. **Informação & Informação**, v. 30, n. 3, p. 327-355, 2015.

DIAS, C. P.; SILVA, C. A.; FOPPA, L.; CALLEGARI, M. A.; PIEROZAN, C. R. Brazilian panorama of pig welfare. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, v. 16, n. 1, e161101, 2018.

DING, S.; CHEN, M.; GONG, M.; FAN, X.; QIN, B.; XU, H.; GAO, S. S.; JIN, Z.; TSANG, D. C. W.; ZHANG, C. Internal phosphorus loading from sediments causes seasonal nitrogen limitation for harmful algal biogas. **Science of The Total Environment**, v. 625, p. 872-884, 2018.

DOAN, T. T.; TUREAUX, T. H.; RUMPEL, C.; JANEAU, J. L.; JOUQUET, P. Impact of compost, vermicompost and biochar on soil fertility, maize yield and soil erosion in Northern Vietnam: A three-year mesocosm experiment. **Science of The Total Environment**, v. 514, p. 147-154, 2015.

EDEN, M.; GERKE, H. H.; HOUOT, S. Organic waste recycling in agriculture and related effects on soil water retention and plant available water: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 37, 11, 2017.

ELHAISSOUFI, W.; GHOULAM, C.; BARAKAT, A.; ZEROUAL, Y.; BARGAZ, A. A key rhizosphere driving force enabling higher P use efficiency and crop productivity. **Journal of Advanced Research**, v. 38, p. 13-28, 2022.

EMADODIN, I.; REINSCH, T.; ROTTER, A.; ORLANDO-BONACA, M.; TAUBE, F.; JAVIDPUR, J. A perspective on the potential of using marine organic fertilizers for the sustainable management of coastal ecosystem services. **Environmental Sustainability**, v. 3, p. 105-115, 2020.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Food Outlook – 2019. **Biannual Report on Global Food Markets**. Roma, 2019.

FRANCIOLI, D.; SCHULZ, E.; LENTENDU, G.; WUBET, T.; BUSCOT, F.; REITZ, T. Mineral vs. Organic amendments: microbial community structure, activity and abundance of agriculturally relevant microbes are driven by long-term fertilization strategies. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, 1446, 2016.

FRAZÃO, J. J.; BENITES, V. M.; RIBEIRO, J. V. S.; PIEROBON, V. M.; LAVRES, J. Agronomic effectiveness of a granular poultry litter-derived organomineral phosphate

fertilizer in tropical soils: Soil phosphorus fractionation and plant responses. **Geoderma**, v. 337, p. 582-593, 2019.

GARBELINI, L. G.; FRANCHINI, J. C.; DEBIASI, H.; BALBINOT JÚNIOR, A. A.; JUNIOR, E. B.; TELLES, T. S. Profitability of soybean production models with diversified crops in the autumn–winter. **Agronomy Journal**, v. 112, n. 5, p. 4092-4103, 2020.

GHALY, A.; ALHATTAB, M. Drying poultry manure for pollution potential reduction and production of organic fertilizer. **American Journal of Environmental Sciences**, v. 9, n. 2, p. 88-102, 2013.

GENG, Y.; CAO, G.; WANG, L.; WANG, S. Effects of equal chemical fertilizer substitutions with organic manure on yield, dry matter, and nitrogen uptake of spring maize and soil nitrogen distribution. **Plos One**, v. 14, n. 7, e0219512, 2019.

GROSS, A.; GLASER, B. Meta-analysis on how manure application changes soil organic carbon storage. **Scientific Reports**, v. 11, 5516, 2021.

GURMU, G. Soil organic matter and its role in soil health and crop productivity improvement. **Forest Ecology and Management**, v. 7, n. 7, p. 475-483, 2019.

GUO, W.; NAZIM, H.; LIANG, Z.; YANG, D. Magnesium deficiency in plants: An urgent problem. **The Crop Journal**, v. 4, n. 2, p. 83-91, 2016.

HALL, D. J. M.; BELL, W. Biochar and compost increase crop yields but the effect is short term on sandplain soils of Western Australia. **Pedosphere**, v. 25, n. 5, p. 720-728, 2015.

HANYABUI, E.; APORI, S. O.; FRIMPONG, K. A.; ATIAH, K.; ABINDAW, T.; BYALEBEKA, J.; ASIAMAHA, J. Y. Phosphorus sorption in tropical soils. **Aims Agriculture and Food**, v. 5, n. 4, p. 599-616, 2020.

HASSEN, T. B.; EL BILALI, H. Impacts of the Russia-Ukraine War on Global Food Security: Towards More Sustainable and Resilient Food Systems? **Foods**, v. 11, n. 15, 2301, 2022.

HAZARIKA, S.; NABAM, A.; THAKURIA, D.; KATAKI, S.; KRISHNAPPA, R. Lime equivalence of organic manures and scope of their utilization as acid soil amendments. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 67, n. 5, p. 660-674, 2022.

HE, Z.; PAGLIARI, P. H.; WALDROP, H. M. Applied and environmental chemistry of animal manure: A Review. **Pedosphere**, v. 26, n. 6, p. 779-816, 2016.

HENTZ, P.; CORREA, J. C.; FONTANELI, R. S.; REBELATTO, A.; NICOLOSO, R. S.; SEMMELMANN, C. E. N. Poultry litter and pig slurry applications in an integrated crop-livestock system. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, v. 40, e0150072, 2016.

HERRERO, M.; THORNTON, P. K.; POWER, B.; BOGARD, J.; REMANS, R.; FRITZ, S.; GERBER, J. S.; NELSON, G.; SEE, L.; WAHA, K.; WATSON, R. A.; WEST, P. C.; SAMBER, L. H.; STEEG, J. STEPHENSON, E.; WIJK, M.; HAVLIK, P. Farming and the geography of nutrient production for human use: a transdisciplinary analysis. **The Lancet Planetary Health**, v. 1, n. 1, e33-e42, 2022.

HOCHSTETLER, K. Climate institutions in Brazil: three decades of building and dismantling climate capacity. **Environmental Politics**, v. 30, n. 1, p. 49-70, 2021.

HOLÍK, L.; HLISNIKOVSÝ, L.; HONZÍK, R.; TRÖGL, J.; BURDOVÁ, H.; POPELKA, J. Soil microbial communities and enzyme activities after long-term application of inorganic and organic fertilizers at different depths of the soil profile. **Sustainability**, v. 11, n. 12, p. 3251, 2019.

HOOVER, N. L.; LAW, J. Y.; LONG, L. A. M.; KANWAR, R.; SOUPIR, M. L. Long-term impact of poultry manure on crop yield, soil and water quality, and crop revenue. **Journal of Environmental Management**, v. 252, 109582, 2019.

HUANG, D.; GONG, X.; LIU, Y.; ZENG, G.; LAI, C.; BASHIR, H.; ZHOU, L.; WANG, D.; XU, P.; CHENG, M.; WAN, J. Effects of calcium at toxic concentrations of cadmium in plants. **Planta**, v. 245, p. 863-873, 2019.

HUANG, R.; MCGRATH, S. P.; HIRSCH, P. R.; CLARK, I. M.; STORKEY, J.; WU, L.; ZHOU, J.; LIANG, Y. Plant-microbe networks in soil are weakened by century-long use of inorganic fertilizers. **Microbial Biotechnology**, v. 12, n. 6, p. 1093-1493, 2019.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa da Pecuária Municipal**. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/>>. Acessado em: 20/12/2022.

JOHNSON, R.; VISHWAKARMA, K.; HOSSEN, M. S.; KUMAR, V.; SHACKIRA, A. M.; PUTHUR, J. T.; ABDI, G.; SARRAF, M.; HASANUZZAMAN, M. Potassium in plants: Growth regulation, signaling, and environmental stress tolerance. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 172, p. 56-69, 2022.

JUNG, G. M.; ZANELATTO, J. H. Trajetória das relações de trabalho entre avicultores integrados e frigoríficos no sul do Brasil (1970-2016). **Interações**, v. 21, n. 2, p. 405-417, 2020.

KAST, J. B.; LONG, C. M.; MUENICH, R. L.; MARTIN, J. F.; KALCIC, M. M. Manure management at ohio confined animal feeding facilities in the maumee river watershed. **Journal of Great Lakes Research**, v. 45, n. 6, p. 1162-1170, 2019.

KEYSERLINGK, A. A. G.; HOETZEL, M. J. The Ticking Clock: Addressing Farm Animal Welfare in Emerging Countries. **Journal of Agricultural and Environmental Ethics**, v. 28, p. 179-195, 2015.

KHALEDIAN, Y.; BREVIK, E. C.; PEREIRA, P.; CERDA, A.; FATTAH, M. A.; TAZIKE, H. Modeling soil cation exchange capacity in multiple countries. **Catena**, v. 158, p. 194-200, 2017.

KHOSHNEVISAN, B.; DUAN, N.; TSAPEKOS, P.; AWASTHI, M. K.; LIU, Z.; MAHAMMADI, AL.; TSANG, D. C.; ZHANG, Z.; PAN, J.; MA, L.; AGHBASHLO, M.; TABATABAEI, M.; LIU, M. A critical review on livestock manure biorefinery technologies: Sustainability, challenges, and future perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 135, 110033, 2021.

KOMIYAMA, T.; KOBAYASHI, A.; YAHAGI, M. The chemical characteristics of ashes from cattle, swine and poultry manure. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 15, p. 106-110, 2013.

KOMIYAMA, T.; ITO, T. The characteristics of phosphorus in animal manure composts. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 65, n. 3, p. 281-288, 2019.

KOUSMANEN, N.; KOUSMANEN, T. Modeling cumulative effects of nutrient surpluses in agriculture: a dynamic approach to material balance accounting. **Ecological Economics**, v. 90, p. 159-167, 2013.

KRABBE, E.L.; SANTOS FILHO, J. I.; MIELE, M.; MARTINS, F. M. Cadeias produtivas de suínos e aves. *In*: GENTILINI, F. P.; ANCIUTI, M. A. (org.). **Tópicos atuais na produção de suínos e aves**. Pelotas: IFSul, 2013. p. 9-13.

LAL, R. Soil health and carbon management. **Food and Energy Security**, v. 5, n. 4, p. 212-222, 2016.

LEITNER, C. P. S.; ALVES FILHO, A. G. Applying the operations strategy construct to rural grain-producing enterprises: a theoretical framework. **Gestão & Produção**, v. 26, n. 1, e2400, 2019.

LLEWELLYN, D. Does Global Agriculture need another green revolution? **Engineering**, v. 4, p. 449-451, 2018.

LI, A.; STROKAL, M.; BAI, Z.; KROEZE, C.; MA, L. How to avoid coastal eutrophication - a back-casting study for the North China Plain. **Science of The Total Environment**, v. 629, p. 676-690, 2019.

LI, S.; WU, J.; WANG, X.; MA, L. Economic and environmental sustainability of maize-wheat rotation production when substituting mineral fertilizers with manure in the North China Plain. **Journal of Cleaner Production**, v. 271, 122683, 2020.

LI, Z.; JIAO, Y.; YIN, J.; LI, D.; WANG, B.; ZHANG, K.; ZHENG, X.; HONG, Y.; ZHANG, H.; XIE, C.; LI, Y.; DUAN, Y.; HU, Y.; ZHU, Z.; LIU, Y. Productivity and quality of banana in response to chemical fertilizer reduction with bio-organic fertilizer: Insight into soil properties and microbial ecology. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 322, 107659, 2021.

LIN, Y.; WATTS, D. B.; TORBERT, H. A.; HOWE, J. A.; FENG, Y. Integration of poultry litter and mineral nitrogen on growth and yield of winter canola. **Agronomy Journal**, v. 112, n. 4, p. 2496-2505, 2020.

LINQUIST, B. A.; ADVIENTO-BORBE, M. A.; PITTELKOW, C. M.; KESSEL, C. V.; GROENIGEN, K. J. V. Fertilizer management practices and greenhouse gas emissions from rice systems: A quantitative review and analysis. **Field Crops Research**, v. 135, p. 10-21, 2012.

LIU, J.; SHU, A.; SONG, W.; SHI, W.; LI, M.; ZHANG, W.; LI, Z.; LIU, G.; YUAN, F.; ZHANG, S.; LIU, Z.; GAO, Z. Long-term organic fertilizer substitution increases rice yield by improving soil properties and regulating soil bacteria. **Geoderma**, v. 404, 410128, 2021.

LIU, Y.; LI, C.; CAI, G.; SAUHEITL, L.; XIAO, M.; SHIBISTOVA, O.; GE, T.; GUGGENBERGER, G. Meta-analysis on the effects of types and levels of N, P, and K fertilization on organic carbon in cropland soils. **Geoderma**, v. 437, 116580, 2023.

LORENZ, K.; LAL, R. Environmental impact of organic agriculture. **Advances in Agronomy**, v. 139, p. 99-152, 2016.

MA, M.; WANG, H. H.; HUA, Y.; YANG, J. African swine fever in China: Impacts, responses, and policy implications. **Food Policy**, v. 102, 102065, 2021.

MAHMOOD, Y. A.; AHMED, F. W.; MOHAMMED, I. Q.; WHEIB, K. A. Effect of organic, mineral fertilizers and foliar application of humic acid on growth and yield of corn (*Zea mays* L.). **Indian Journal of Ecology**, v. 47, n. 10, p. 39-44, 2020.

MAHMOODABADI, M.; YAZDANPANA, N.; SINOBAS, L. R.; PAZIRA, E.; NESHAAT, A. Reclamation of calcareous saline sodic soil with different amendments (I): Redistribution of soluble cations within the soil profile. **Agricultural Water Management**, v. 120, p. 30-38, 2020.

MAILLARD, E.; ANGERS, D. A. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 20, n. 2, p. 666-679, 2014.

MALLORY, A. L. Impact of COVID-19 on medium-term export prospects for soybeans, corn, beef, pork, and poultry. **Applied Economic Perspectives**, v. 43, n. 1, p. 292-303, 2021.

MARION, J.C.; SEGATTI, S. Gerenciando custos agropecuários. **Custos e Agronegócio**, v. 1, n. 1, p. 2-8, 2005.

MARTINS, F. M.; TRIENEKENS, J.; OMTA, O. Differences in quality governance: the case of the Brazilian pork chain. **British Food Journal**, v. 119, n. 12, p. 2837-2850, 2017.

MASUD, M. M.; BAQUY, M. A.; AKHTER, S.; SEN, R.; BARMAN, A.; KHATUN, M. R. Liming effects of poultry litter derived biochar on soil acidity amelioration and maize growth. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 202, 110865, 2020.

MEHRA, P.; BAKER, J.; SOJKA, R. E.; BOLAN, N.; DESBIOLLES, J.; KIRKHAM, M. B.; ROSS, C.; GUPTA, R. A Review of Tillage Practices and Their Potential to Impact the Soil Carbon Dynamics. **Advances in Agronomy**, v. 150, p. 185-230, 2018.

MISSONG, A.; HOLZMANN, S.; BOL, R.; NISCHWITZ, V.; PUHLMANN, H.; WILPERT, K. V.; SIEMENS, J.; KLUMPP, E. Leaching of natural colloids from forest topsoils and their relevance for phosphorus mobility. **Science of The Total Environment**, v. 634, p. 305-315, 2018.

MORRA, L.; BILOTTO, M.; BALDANTONI, D.; ALFANI, A.; BAIANO, S. A seven-year experiment in a vegetable crops sequence: Effects of replacing mineral fertilizers with

Biowaste compost on crop productivity, soil organic carbon and nitrates concentrations. **Scientia Horticulturae**, v. 290, 110534, 2021.

MUSTAFA, Z.; VITALI, G.; HUFFAKER, R.; CANAVARI, M. A systematic review on price volatility in agriculture. **Journal of Economic Surveys**, 2023.

NASCIMENTO, S. P., BASTOS, E. A., ARAÚJO, E. C. E., FREIRE FILHO, F. R., SILVA, E. M. Tolerância ao déficit hídrico em genótipos de feijão-caupi. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 8, p. 853-860, 2011.

NDAMBI, O. A.; PELSTER, D. E.; OWINO, J. O.; BUISONJÉ, F.; VELLINGA, T. Manure management practices and policies in sub-saharan africa: implications on manure quality as a fertilizer. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 3, 29, 2019.

NGUYEN, H. K.; KANWAR, R. S.; HOOVER, N. L.; DIXON, P.; HOBBS, J.; PEDERSON, C.; SOUPIR, M. L. Long-term effects of poultry manure application on nitrate leaching in tile drain water. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 56, n. 1, p. 91-101, 2013.

NICOLOSO, R. S.; RICE, C. W.; AMADO, T. J. C.; COSTA, C. N.; AKLEY, E. K. Carbon saturation and translocation in a no-till soil under organic amendments. **Agriculture, Ecosystems & Environments**, v. 264, p. 73-84, 2018.

NING, C.; GAO, P. D.; WANG, B. Q.; LIN, W. P.; JIANG, N. CAI, K. Impacts of chemical fertilizer reduction and organic amendments supplementation on soil nutrient, enzyme activity and heavy metal content. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 16, n. 8, p. 1819-1831, 2017.

NKOA, R. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 34, p. 473-492, 2014.

NOOROLLAHI, Y.; KHEIRROUZ, M.; ASL, H. F.; YOUSEFI, H.; HAJINEZHAD, A. Biogas production potential from livestock manure in Iran. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 50, p. 748-754, 2015.

NOLAN, T.; TROY, S. M.; GILKINSON, S.; FROST, P.; XIE, S.; ZHAN, X.; HARRINGTON, C.; HEALY, M. G.; LAWLOR, P. G. Economic analyses of pig manure treatment options in Ireland. **Bioresource Technology**, v. 105, p. 15-23, 2012.

NORTON, G. W.; ALWANG, J. Changes in Agricultural Extension and Implications for Farmer Adoption of New Practices. **Applied Economic Perspectives and Policy**, v. 42, n. 1, p. 8-20, 2020.

OBALUM, S. E.; CHIBUIKE, G. U.; PETH, S.; OUYANG, Y. Soil organic matter as sole indicator of soil degradation. **Environmental monitoring and assessment**, v. 189, p. 1-19, 2017.

OECD/FAO – ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT / FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Agricultural Outlook 2022-2031**. Paris: OECD Publishing, 2022.

OGINO, C. M.; COSTA JUNIOR, G.; POPOVA, N. D.; MARTINES FILHO, J. G. Poder de compra, preço e consumo de fertilizantes minerais: uma análise para o centro-oeste brasileiro. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 59, n. 1, e220367, 2021.

OLIVEIRA FILHO, J. S.; FERRARI, A. C.; PEREIRA, A. C.; PEREIRA, M. G.; PINTO, L. A. R.; ZONTA, E. MATOS, T. S. Phosphorus accumulation in soil after successive applications of swine manure: a long-term study in Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 79, 62, 2020.

OREOLUWA, A. T.; YETUNDE, A. T.; JOSEPH, U. E.; CHENGSEN, Z.; HONGYAN, W. Effect of biochar and poultry litter application on chemical properties and nutrient availability of an acidic soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 51, n. 12, p. 1670-1679, 2020.

PAHALVI, H. N.; RAFIYA, L.; RASHID, S.; NISAR, B.; KAMILI, A. N. Chemical fertilizers and their impact on soil health. In: DAR, G. H.; BHAT, R. A.; MEHMOOD, M. A.; HAKEEM, K. R. (Eds). **Microbiota and biofertilizers, vol 2: Ecofriendly tools for reclamation of degraded soil environs**. Cham: Springer Nature, 2021. p. 1-20.

PATRICIO, I. S.; MENDES, A. A.; RAMOS, A. A.; PEREIRA, D. F. Overview on the performance of Brazilian broilers (1990 to 2009). **Brazilian Journal of Poultry Science**, v. 14, n. 4, p. 233-304, 2012.

PARANÁ, **Resolução SEDEST nº 15 de 05 de março de 2020**. Estabelece condições e critérios e adota outras providencias, para o licenciamento ambiental de Empreendimentos de Suinocultura no Estado do Paraná. Curitiba: Secretária de Estado do Desenvolvimento Sustentável e do Turismo, 2020.

PARENTE, C. E.; BRITO, E. M.; CARETTA, C. A.; CERVANTES-RODRÍGUEZ, E. A.; FÁBILA-CANTO, A. P.; VOLLÚ, R. E.; SELDIN, L.; MALM, O. Bacterial diversity changes in agricultural soils influenced by poultry litter fertilization. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 52, n. 2, p. 675-686, 2021.

PAULETTI, V.; MOTTA, A. C. V. **Manual de adubação e calagem para o Estado do Paraná**. 2 ed. Curitiba: Núcleo Estadual Paraná da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2019.

PEARCE, A.; MAGUIRE, R. The state of phosphorus balance on 58 Virginia dairy farms. **Journal of Environmental Quality**, v. 49, n. 2, p. 324-334, 2020.

PINOTTI, R. N.; PAULILLO, L. F. O. A estruturação da rede de empresas processadoras de aves no Estado de Santa Catarina: governança contratual e dependência de recursos. **Gestão & Produção**, v. 13, n. 1, p. 167-177, 2006.

PROCÓPIO, D. P.; LIMA, H. J. D. Avaliação conjuntural da avicultura no Brasil. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 3, e47932312, 2020.

PORTER, S. A.; JASMES, D. E. Using a spatially explicit approach to assess the contribution of livestock manure to minnesota's agricultural nitrogen budget. **Agronomy**, v. 10, n. 4, 440, 2020.

POTE, D. H.; WAY, T. R.; KLEINMAN, P. J. A.; MOORE JR, P. A.; MEISINGER, J. J.; SISTANI, K. R.; SAPORITO, L. S.; ALLEN, A. L. Subsurface Application of Poultry Litter in Pasture and No-Till Soils. **Journal of Environmental Quality**. v. 40, n. 2, p. 402-411, 2011.

QUESADO, P. R.; SILVA, M. L. R.; RUA, S. C. A contabilidade financeira e a gestão de custos na atividade agrícola. **Custos e Agronegócio**, v. 14, n. 4, p. 214-258, 2018.

RAYNE, N.; AULA, L. Livestock Manure and the Impacts on Soil Health: A Review. **Soil Systems**, v. 4, n. 4, 64, 2020.

RAZA, S.; MIAO, N.; WANG, P.; JU, X.; CHEN, Z.; ZHOU, J.; KUZYAKOV, Y. Dramatic loss of inorganic carbon by nitrogen-induced soil acidification in Chinese croplands. **Global Change Biology**, v. 26, n. 6, p. 3738-3751, 2020.

ROBERTS, T. L.; JOHNSTON, A. E. Phosphorus use efficiency and management in agriculture. **Resources, conservation and recycling**, v. 105, p. 275-281, 2015.

RODRÍGUEZ, B. C.; DURÁN-ZUAZO, V. H.; SORIANO RODRÍGUEZ, M.; GARCÍA-TEJERO, I. F.; RUIZ, B. G.; TAVIRA, S. C. Conservation agriculture as a sustainable system for soil health: A review. **Soil Systems**, v. 6, n. 4, 87, 2022.

ROMANELLI, A.; SOTO, X. D.; MATIATOS, I.; MARTINEZ, D. E.; ESQUIUS, S. A biological and nitrate isotopic assessment framework to understand eutrophication in aquatic ecosystems. **Science of The Total Environment**, v. 715, 136909, 2020.

SAH, R. P.; CHAKRABORTY, M.; PRASAD, K.; PANDIT, K.; TUDU, V. K.; CHAKRAVARTY, M. K.; NARAYAN, S. C.; RANA, M.; MOHARANA, D. Impact of water deficit stress in maize: Phenology and yield components. **Scientific Reports**, v. 10, 2944, 2020.

SAMAL, A.; UMMALLA, M.; GOYARI, P. The impact of macroeconomic factors on food price inflation: an evidence from India. **Future Business Journal**, v. 8, 15, 2022.

SAMSON, M. E.; MENASSERI-AUBRY, S.; CHANTIGNY, M. H.; ANGERS, D. A.; ROYER, I.; VANASSE, A. Crop response to soil management practices is driven by interactions among practices, crop species and soil type. **Field Crops Research**, v. 243, 107623, 2019.

SARKAR, D.; SANKAR, A.; DEVIKA, O. S.; SINGH, S.; SARKAR, S.; PARIHAR, M.; RAKSHIT, A.; SAYYED, R. Z.; GAFUR, A.; ANSARI, M. J.; DANISH, S.; FAHAD, S.; DATTA, S. Optimizing nutrient use efficiency, productivity, energetics, and economics of red cabbage following mineral fertilization and biopriming with compatible rhizosphere microbes. **Scientific Reports**, v. 11, 15680, 2021.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAÚJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5 ed. rev. ampl. Brasília: Embrapa, 2018.

SANTOS FILHO, J. I.; MIELE, M.; MARTINS, F. M.; TALAMINI, D. J. D. Os 35 anos que mudaram a avicultura brasileira. *In*: SOUZA, J. C. P. V. B.; TALAMINI, D. J. D.; SCHEUERMANN, G. N.; SCHMIDT, G. S. **Sonho, desafio e tecnologia: 35 anos de contribuições da Embrapa Suínos e Aves**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011. p. 59-87.

SARDANS, J.; PEÑUELAS, J. Potassium control of plant functions: Ecological and agricultural implications. **Plants**, v. 10, n. 2, 419, 2021.

SCHILS, R.; SCHRODER, J.; VELTHOF, G. Fertilizer replacement value. *In*: MEERS, E.; VELTHOF, G.; RIETRA, R. **Biorefinery of Inorganics: Recovering Mineral Nutrientes from Biomass and Organic Waste**. Hoboken: John Wiley and Sons, 2020. p. 189-214.

SHAJI, H.; CHANDRAN, V.; MATHEW, L. Organic fertilizers as a route to controlled release of nutrients. *In*: Controlled release fertilizers for sustainable agriculture. **Academic Press**, p. 231-245, 2021.

SEAB – SECRETARIA DA AGRICULTURA E DO ABASTECIMENTO. **Dados agropecuários. Preços. Preços recebidos pelo produtor**. Disponível em: <<https://www.agricultura.pr.gov.br>>. Acessado em: 03/06/2022.

SEAB – SECRETARIA DA AGRICULTURA E DO ABASTECIMENTO. **Dados agropecuários. Preços. Preços pagos pelo produtor**. Disponível em: <<https://www.agricultura.pr.gov.br>>. Acessado em: 03/06/2022.

SEGAT, J. C.; ALVES, P. R. L.; BARETTA, D.; CARDOSO, E. J. B. N. Ecotoxicological evaluation of swine manure disposal on tropical soils in Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 122, p. 91-97, 2015.

SHAKOOR, A.; SHAHBAZ, M.; FAROOQ, T. H.; SAHAR, N. E.; SHAHZAD, S. M.; ALTAF, M. M.; ASHRAF, M. A global meta-analysis of greenhouse gases emission and crop yield under no-tillage as compared to conventional tillage. **Science of The Total Environment**, v. 750, 142299, 2021.

SHARMA, N.; SINGHVI, R. Effects of chemical fertilizers and pesticides on human health and environment: a review. **International journal of agriculture, environment and biotechnology**, v. 10, n. 6, p. 675-680, 2017.

SHENG, H.; ZHOU, Y.; ZHANG, Y.; KUZYAKOV, Y.; ZHOU, Q.; GE, T.; WANG, C. Loss of labile organic carbon from subsoil due to land-use changes in subtropical China. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 88, p. 148-157, 2015.

SIMS, J. T.; WOLF, D. C. Poultry waste management: Agricultural and environmental issues. **Advances in Agronomy**, v. 52, p. 1-83, 1994.

SINGH, T. B.; ALI, A.; PRASAD, M.; YADAV, A.; SHRIVASTAV, P.; GOYAL, D.; DANTU, P. K. Role of organic fertilizers in improving soil fertility. **Contaminants in agriculture: Sources, impacts and management**, p. 61-77, 2020.

SOLAIMAN, Z. M.; SHAFI, M. I.; BEAMONT, E.; ANAWAR, H. M. Poultry litter biochar increases mycorrhizal colonization, soil fertility and cucumber yield in a fertigation system on sandy soil. **Agriculture**, v. 10, n. 10, 480, 2020.

SZOZI, A. A.; VANOTTI, M. B.; RO, K. S. Methods for treatment of animal manures to reduce nutrient pollution prior to soil application. **Current Pollution Reports**, v. 1, p. 47-56, 2015.

TANG, Q.; COTTON, A.; WEI, Z.; XIA, Y.; DANIELL, T.; YAN, X. How does partial substitution of chemical fertilizer with organic forms increase sustainability of agricultural production? **Science of The Total Environment**, v. 803, 1499332, 2022.

TIMSINA, J. Can organic sources of nutrients increase crop yields to meet global food demand? **Agronomy**, v. 8, n. 10, 214, 2018

URRA, J.; ALKORTA, I.; GARBISU, C. Potential benefits and risks for soil health derived from the use of organic amendments in agriculture. **Agronomy**, v. 9, n. 9, 542, 2019.

VARMA, V. S.; PARAJULI, R.; SCOTT, E.; CANTER, T.; LIM, T. T.; POPP, J.; THORMA, G. Dairy and swine manure management – Challenges and perspectives for sustainable treatment technology. **Science of The Total Environment**, v. 15, 146319, 2021.

VANEECKHAUTE, C.; MEERS, E.; MICHELS, E.; BUYSSE, J.; TACK, F. M. G. Ecological and economic benefits of the application of bio-based mineral fertilizers in modern agriculture. **Biomass and Bioenergy**, v. 49, p. 239-248, 2013.

VERMA, B. C.; PRAMANIK, P.; BHADURI, D. Organic fertilizers for sustainable soil and environmental management. **Nutrient dynamics for sustainable crop production**, p. 289-313, 2020.

VOLSI, B.; BORDIN, I.; HIGASHI, G. E.; TELLES, T. S. Production and profitability of diversified agricultural systems. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 93, n. 2, e2019133, 2021.

VOLSI, B.; BORDIN, I.; HIGASHI, G. E.; TELLES, T. S. The diversification of species in crop rotation increases the profitability of grain production systems. **Scientific Reports**, v. 12, 19849, 2022.

WANG, C.; MA, X.; SHEN, J.; CHEN, D.; ZHENG, L.; ZHENG, L.; GE, T.; LI, Y.; WU, J. Reduction in net greenhouse gas emissions through a combination of pig manure and reduced inorganic fertilizer application in a double-rice cropping system: Three-year results. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 326, 107799, 2022.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, v. 37, n. 1, p. 29-38, 1934.

WEI, W.; YAN, Y.; CAO, J.; CHRISTIE, P.; ZHANG, F.; FAN, M. Effects of combined application of organic amendments and fertilizers on crop yield and soil organic matter: An integrated analysis of long-term experiments. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 225, p. 86-92, 2016.

WILLERS, E. M.; ALVES, L. R.; STADUTO, J. A. R.; GERMAN, C. Análise da concentração dos setores de criação, de abate e de processamento da carne de suínos no Oeste do Paraná. **Revista de Administração, Contabilidade e Economia**, v. 11, n. 1, p. 103-130, 2012.

WIJewardana, C.; REDDY, K. J.; BELLALOU, N. Soybean seed physiology, quality, and chemical composition under soil moisture stress. **Food Chemistry**, v. 278, p. 92-100, 2019.

WUDDIVIRA, M. N.; CAMPS-ROACH, G. Effects of organic matter and calcium on soil structural stability. **European Journal of Soil Science**, v. 58, n. 3, p. 722-727, 2007.

WON, S.; YOU, B. G.; SHIM, S.; AHMED, N.; CHOI, Y. S.; RA, C. Nutrient variations from swine manure to agricultural land. **Asian-Australasian Journal of Animal Sciences**, v. 31, n. 5, p. 763-772, 2018.

WORTMAN, S. E.; HOLMES, A. A.; MIERNICK, E.; KNOCH, K.; PITTELKOW, C. M. First-season crop yield response to organic soil amendments: A meta-analysis. **Agronomy Journal**, v. 109, n. 4, p. 1210-1217, 2017.

YE, L.; ZHAO, X.; BAO, E.; LI, J.; ZOU, Z.; CAO, K. Bio-organic fertilizer with reduced rates of chemical fertilization improves soil fertility and enhances tomato yield and quality. **Scientific Reports**, v. 10, 177, 2020.

YOST, J. L.; SCHIMIDT, A. M.; KOELSCH, R.; SCHOTT, L. R. Effect of swine manure on soil health properties: A systematic review. **Soil Science Society of America Journal**, v. 86, n. 2, p. 450-486, 2022.

YUAN, T.; CHENG, Y.; HUANG, W.; ZHANG, Z.; LEI, Z.; SHIMIZU, K.; UTSUMI, M. Fertilizer potential of liquid product from hydrothermal treatment of swine manure. **Waste Management**, v. 77, p. 166-171, 2018.

YUVARAJ, A.; THANGARAJ, R.; MAHESWARAN, R. Decomposition of poultry litter through vermicomposting using earthworm *Drawida sulcata* and its effect on plant growth. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, p. 7241-7254, 2019.

ZANELLA, J. R.; MORÉS, N.; BARCELLOS, D. E. S. N. Principais ameaças sanitárias endêmicas da cadeia produtiva de suínos no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 5, p. 443-453, 2016.

ZANIN, A.; OENNING, V.; TRES, N.; KRUGER, S.D.; GUBIANI, C.A. Gestão das propriedades rurais do Oeste de Santa Catarina. **Revista Catarinense da Ciência Contábil**, v. 13, n. 40, p. 9-19, 2014.

ZHONG, W.; GU, T.; WANG, W.; ZHANG, B.; LIN, X.; HUANG, Q.; SHEN, W. The effects of mineral fertilizer and organic manure on soil microbial community and diversity. **Plant and Soil**, v. 326, p. 511-522, 2010.