

**ANDERSON ROSA**

**FERTILIDADE DO SOLO E ACÚMULO DE METAIS PESADOS EM LATOSSOLO  
ADUBADO COM DEJETOS DE ANIMAIS**

**CASCVEL  
PARANÁ - BRASIL  
2022**

**ANDERSON ROSA**

**FERTILIDADE DO SOLO E ACÚMULO DE METAIS PESADOS EM LATOSSOLO  
ADUBADO COM DEJETOS DE ANIMAIS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia de Energia na Agricultura da Universidade Estadual do Paraná em cumprimento aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia de Energia na Agricultura, área de concentração Agroenergia.

Orientador: Dr. Luiz Antônio Zanão Júnior  
Coorientador: Dr. Felipe Martins Damaceno

**CASCADEL  
PARANÁ - BRASIL  
2022**

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Rosa, Anderson

FERTILIDADE DO SOLO E ACÚMULO DE METAIS PESADOS EM LATOSSOLO ADUBADO COM DEJETOS DE ANIMAIS / Anderson Rosa; orientador Luiz Antônio Zanão Júnior ; coorientador Felipe Martins Damaceno. -- Cascavel, 2022.

62 p.

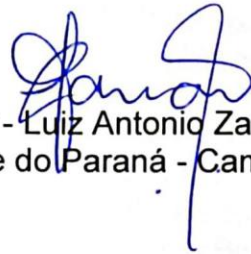
Tese (Doutorado Campus de Cascavel) -- Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia na Agricultura, 2022.

1. Fertilidade do solo. 2. Metais pesados . 3. Adubação Orgânica. 4. Suínos e Aves. I. Zanão Júnior , Luiz Antônio, orient. II. Damaceno, Felipe Martins , coorient. III. Título.

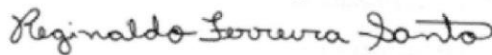
**ANDERSON ROSA**

Fertilidade do solo e acúmulo de metais pesados em latossolo adubado com dejetos de animais

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia na Agricultura em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia de Energia na Agricultura, área de concentração Agroenergia, linha de pesquisa Biomassa e culturas energéticas, APROVADO pela seguinte banca examinadora:



Orientador - Luiz Antonio Zanão Júnior  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Reginaldo Ferreira Santos  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Maritane Prior  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Francieli Helena Bernardi Baloscky  
Universidade Norte do Paraná (UNOPAR)



Thaisa Capato Lima  
Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná (IDR-Paraná)

Cascavel, 15 de setembro de 2022

*É melhor tentar e falhar, que preocupar-se e ver a vida passar; é melhor tentar, ainda que em vão, que sentar-se fazendo nada até o final. Eu prefiro na chuva caminhar, que em dias tristes em casa me esconder. Prefiro ser feliz, embora louco, que em conformidade viver."*

**Martin Luther King**

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente, agradeço a Deus, criador de tudo.

A toda minha família, pelo amparo, carinho, amor e pela compreensão que me fazem grato de ser parte dessa união.

A minha esposa, Renata, e minhas filhas, Mariana e Manuela, pelo apoio, pela paciência e pelo amor em todas as etapas.

Ao professor Dr. Luiz Antônio Zanão Júnior, que me orientou com paciência e sabedoria.

Ao coorientador, Dr. Felipe Martins Damaceno, pelas correções e sugestões.

Ao Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná (IDR-Paraná) de Santa Tereza do Oeste e a todos os colaboradores dos experimentos de campo e laboratório pelo auxílio.

A toda a equipe do PPGEA, principalmente a assistente, Vanderléia L. S. Schmidt, por todas as orientações e os auxílios.

## LISTA DE TABELAS

|   |    |
|---|----|
| Tabela 1 - Histórico do experimento: culturas, período, doses de cama de aviário (CA) e dejetos líquidos de suínos (DLS) e adubação mineral utilizada do período de 2015 a 2021 .....   | 22 |
| Tabela 2 - Caracterização química inicial dos resíduos quanto aos teores médios de N Total, P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn, Zn, B, S, ST, Ba, As, Cd, Co, Cr, Pb, Ni, Sb, e Hg encontrados em amostras de dejetos líquidos de suínos (S) e cama de aviário (A), analisados em 100 % base seca, na região de Cascavel - PR ..... | 25 |
| Tabela 3 - Valores de pH em CaCl <sub>2</sub> e teores de Ca, Mg, Al, K, M.O. e P do solo em função de tipos e doses de adubação, na profundidade de 0 a 5 cm – Santa Tereza do Oeste - PR.....   | 27 |
| Tabela 4 - Teores de enxofre (S), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn) e boro (B) dos tratamentos na profundidade de 0 a 5 cm – Santa Tereza do Oeste - PR .....   | 29 |
| Tabela 5 - Teores de Ba, As, Cd, Co, Cr e Pb do solo em função de tipos e doses de adubação, na profundidade de 0 a 5 cm – Santa Tereza do Oeste - PR .....   | 33 |
| Tabela 6- Teores de Ni, Cu total, Zn total, Sb e Hg do solo em função de tipos e doses de adubação, na profundidade de 0 a 5 cm – Santa Tereza do Oeste - PR...   | 35 |

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Imagem de satélite da área experimental, delimitada pelo retângulo laranja.  
Fonte: <http://maps.google.com> (acesso em 05 de agosto de 2022). Santa Tereza do Oeste, PR..... 22
- Figura 2. Croqui da área experimental com a disposição dos tratamentos ..... 26



## RESUMO

ROSA, Anderson. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, setembro 2022. **FERTILIDADE DO SOLO E ACÚMULO DE METAIS PESADOS EM LATOSSOLO ADUBADO COM DEJETOS DE ANIMAIS**. Orientador: Prof. Dr. Luiz Antônio Zanão Júnior. Coorientador: Prof. Dr. Felipe Martins Damaceno.

A região oeste do Paraná se destaca no Brasil na produção de suínos e aves em sistema de confinamento em granjas. Esse sistema de produção é instalado, normalmente, em pequenas propriedades com mão de obra familiar. Geralmente, as propriedades têm pequenas extensões de terras e os resíduos da produção de suínos e aves são aplicados no solo. Contudo, a aplicação de quantidades elevadas e de maneira contínua pode ocasionar acúmulos indesejáveis de metais pesados no solo. O objetivo deste trabalho foi avaliar a fertilidade do solo e o acúmulo de metais pesados em Latossolo adubado com dejetos de suínos e cama de aviário. Para avaliar a fertilidade do solo, foram analisados teores de cálcio, magnésio, alumínio, potássio, fósforo, cobre, ferro, zinco, manganês, boro, enxofre, matéria orgânica e valores de pH CaCl<sub>2</sub>. Para avaliar o acúmulo de metais pesados, foram analisados os teores de arsênio, cádmio, chumbo, bário, cobalto, cromo, níquel, antimônio, mercúrio, cobre total e zinco total. O delineamento experimental utilizado foi blocos casualizados, com oito tratamentos e quatro repetições. Os tratamentos avaliados foram: três doses de dejetos líquidos de suínos (S1, S2, S3), três doses de cama de aviário (A1, A2, A3), uma testemunha e um tratamento com adubação mineral, com unidades experimentais de 50 m<sup>2</sup> (5 m x 10 m). A menor dose foi definida para fornecer a mesma quantidade de nitrogênio ou fósforo, dependendo da cultura, que a adubação. S1 corresponde à quantidade calculada; S2, duas vezes à quantidade calculada; e S3, três vezes à quantidade calculada. O mesmo cálculo foi realizado para as três doses de cama de aviário A1, A2, A3. Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade. A adubação com dejetos de animais e mineral não alterou os teores de matéria orgânica, boro, alumínio, bário, cobalto e níquel no solo. A adubação com cama de aviário proporcionou maiores valores de pH, cálcio e potássio do solo; e a com dejetos líquidos de suínos, maiores teores de fósforo, enxofre, cobre, ferro, manganês e zinco. Houve um acúmulo nos teores de arsênio, cádmio, cromo, chumbo, cobre total e zinco total no solo. Isto ficou mais evidenciado no tratamento com a maior dose de dejetos líquidos de suínos, porém os teores ficaram abaixo dos limites ambientais estabelecidos pelas agências reguladoras.

**Palavras-chave:** Adubação orgânica, suinocultura, avicultura.

## ABSTRACT

ROSA, Anderson. State University of Western Paraná, september, 2022. **SOIL FERTILITY AND ACCUMULATION OF HEAVY METALS IN OXISOLFERTILIZED WITH ANIMAL WASTE.**Advisor: Prof. Dr. Luiz Antônio Zanão Júnior. Co – advisor: Prof. Dr. Felipe Martins Damaceno.

The western region of Paraná stands out in the production of pigs and poultry in a confinement system in farms in Brazil. This production system is usually installed on small properties with family labor. Generally, the properties have small extensions of land and normally the residues from the production of pigs and poultry are applied to the soil. However, the application of high amounts and continuously can cause undesirable accumulations of heavy metals in the soil. The objective of this work was to evaluate the soil fertility and the accumulation of heavy metals in an Oxisol fertilized with swine manure and poultry litter. To assess soil fertility, calcium, magnesium, aluminum, potassium, phosphorus, copper, iron, zinc, manganese, boron, sulfur, organic matter and  $\text{CaCl}_2$  pH values were analyzed. To assess the accumulation of heavy metals, the contents of arsenic, cadmium, lead, barium, cobalt, chromium, nickel, antimony, mercury, total copper and total zinc were analyzed. The experimental design used was randomized blocks, with eight treatments and four replications. The evaluated treatments were three doses of pig manure (S1, S2, S3), three doses of poultry litter (A1, A2, A3), a control and a treatment with mineral fertilizer, with experimental units of 50 m<sup>2</sup> (5 m x 10 m). The lowest dose was defined to provide the same amount of nitrogen or phosphorus, depending on the crop, as the fertilizer. S1 corresponds to the calculated amount, S2 twice the calculated amount and S3 corresponds to three times the calculated amount, the same calculation was performed for the three doses of poultry litter A1, A2, A3. Data were subjected to analysis of variance and means were compared using Tukey's test at 5% probability. Fertilization with animal and mineral manure did not change the levels of organic matter, boron, aluminum, barium, cobalt and nickel in the soil. The fertilization with poultry litter provided higher values of pH, calcium and potassium in the soil and the one with liquid pig manure, higher levels of phosphorus, sulfur, copper, iron, manganese and zinc. There was an accumulation of arsenic, cadmium, chromium, lead, total copper and total zinc in the soil. This was more evident in the treatment with the highest dose of liquid swine manure, but the levels were below the environmental limits established by the regulatory agencies.

**Key words:** Organic fertilization, swine, poultry.

## ÍNDICE

|  |    |
|--|----|
| <b>1. INTRODUÇÃO</b> .....                       | 1  |
| <b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....            | 3  |
| 2.1. Suinocultura no Brasil.....                 | 3  |
| 2.2. Avicultura de corte no Brasil.....          | 5  |
| 2.3. Resíduos Orgânicos .....                    | 6  |
| 2.4. Características dos Latossolos.....         | 7  |
| 2.4.1. Matéria orgânica.....                     | 8  |
| 2.4.2. Fósforo .....                             | 9  |
| 2.4.3. Potássio.....                             | 10 |
| 2.4.4. Cálcio .....                              | 12 |
| 2.4.5. Magnésio.....                             | 12 |
| 2.4.6. Enxofre .....                             | 13 |
| 2.4.7. Cobre .....                               | 13 |
| 2.4.8. Zinco.....                                | 15 |
| 2.4.9. Manganês.....                             | 16 |
| 2.4.10. Ferro.....                               | 16 |
| 2.4.11. Boro.....                                | 17 |
| 2.5. Metais pesados no solo.....                 | 18 |
| <b>3. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....               | 21 |
| 3.1. Descrição da Área .....                     | 21 |
| 3.2. Histórico do experimento.....               | 22 |
| 3.3. Amostragem .....                            | 23 |
| 3.4. Análises químicas .....                     | 24 |
| 3.4.1. Dejetos de suínos e cama de aviário ..... | 24 |
| 3.4.2. Solo .....                                | 25 |
| 3.4.2.1 Análises de fertilidade do solo.....     | 25 |

|  |           |
|--|-----------|
| 3.4.2.2 Análises de metais pesados em solo .....   | 25        |
| 3.5. Tratamentos e delineamento experimental ..... | 26        |
| 3.6. Análises Estatísticas .....                   | 26        |
| <b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>             | <b>27</b> |
| 4.1. Fertilidade do Solo .....                     | 27        |
| 4.2. Metais Pesados no solo .....                  | 33        |
| <b>5. CONCLUSÕES .....</b>                         | <b>37</b> |
| <b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>         | <b>38</b> |

## 1. INTRODUÇÃO

O grande crescimento da população mundial nas últimas décadas está impondo desafios à agricultura, e um deles se volta à necessidade de aumentar a produção de alimentos de forma sustentável. Uma forma de expandir a produção de alimentos é realizar a produção de proteína animal em espaços confinados.

O aumento da renda nos países em desenvolvimento vem proporcionando um crescimento no consumo de alimentos de origem animal em todo o mundo. Com a prática da produção intensiva de proteína animal, ocorre a concentração de muitos animais em pequenas áreas, provocando acúmulo de dejetos com potencial risco de contaminação ambiental.

Esses resíduos podem impactar de forma negativa o meio ambiente quando gerenciados de forma inadequada. O uso agrônômico de resíduos orgânicos como fonte de nutrientes às plantas e como condicionador de solos pode ser uma alternativa capaz de aumentar a sustentabilidade agropecuária. Além dos benefícios químicos, esses resíduos podem melhorar as propriedades físicas e biológicas do solo, pois são reconhecidos por ajudar na recuperação da estrutura do solo, diminuir a tendência a compactação e facilitar a absorção de água pelas plantas e a penetração de raízes (HACHMANN et al., 2013). Essas características melhoram a fertilidade do solo e podem aumentar a produtividade e a qualidade de grãos.

A reciclagem de resíduos orgânicos como os dejetos de animais pode representar uma importante ferramenta para minimizar a deficiência de fertilizantes minerais. Sua importância para a agricultura sustentável está na possibilidade de utilização com duplo propósito: a fertilização do solo, fornecendo nutrientes para o desenvolvimento das plantas, e a redução dos impactos ambientais causados pelo descarte incorreto (BIANCHI et al., 2010).

A preocupação com a contaminação do solo é tão séria que vários países têm estabelecido normas para padrões de qualidade do solo. No entanto, no cenário internacional, há limitação de estudos científicos para dar suporte ao estabelecimento de normas dessa natureza (BASSO et al., 2012). Nacionalmente, a resolução CONAMA nº 420/2009 dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

No Brasil, poucas são as informações a respeito da aplicação de dejetos de animais gerados no processo de criação como fertilizantes no solo. Normalmente,

eles têm como seu destino áreas muito próximas às unidades de produção, as quais são usadas sucessivamente como local de descarte, principalmente devido à inviabilidade econômica na distribuição desse resíduo em distâncias maiores. Essas sucessivas aplicações preocupam sob o ponto de vista ambiental, devido à presença de certos elementos nos dejetos de animais como chumbo, cromo, arsênio, cobre e zinco. O excesso desses elementos pode desequilibrar a fertilidade do solo, contribuindo para um acúmulo de metais pesados, principalmente na camada superficial do solo, e acarretar a contaminação do solo e da água.

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a fertilidade química e o acúmulo de metais pesados em Latossolo adubado com dejetos líquidos de suínos e cama de aviário por seis anos consecutivos

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1. Suinocultura no Brasil

A produção de suínos no Brasil tem grande importância econômica para os pequenos e grandes produtores. O país é o quarto maior produtor de carne de suínos e o quarto colocado em exportação dessa proteína, tendo produzido 4,701 milhões de toneladas em 2021. O estado do Paraná é o terceiro maior produtor de suínos do Brasil, responsável por 19,20% do abate nacional (ABPA, 2022).

A suinocultura é amplamente difundida e desenvolvida no Brasil, especialmente nos estados da região Sul do País, sendo liderada pelo estado de Santa Catarina, seguido pelo Rio Grande do Sul e pelo Paraná. A atividade se concentra em pequenas propriedades agrícolas, com predomínio de mão de obra familiar, e é o principal gerador de renda desses estabelecimentos em sistema de produção intensiva com rebanhos confinados em granjas (LOURENZI et al., 2016). A suinocultura é uma atividade que consegue desenvolver as regiões economicamente, socialmente e culturalmente, aumentando significativamente o padrão de vida do homem do campo (SERAFIM; GUIMARÃES FILHO, 2012).

A suinocultura tem um papel social importante na fixação do trabalhador no campo e na criação de empregos diretos e indiretos em toda a cadeia produtiva (VIVAN et al., 2010). As grandes transformações que ocorreram nessa atividade, a partir da década de 90, colocaram algumas regiões brasileiras no cenário internacional, juntamente com aqueles países com maiores índices técnicos mundiais de produção (THOMS et al., 2010).

A suinocultura brasileira tem crescido de forma constante nos últimos anos (ABPA, 2022). Esse crescimento ocorre nas principais regiões produtoras e concentra-se nos sistemas de produção com integrações com empresas, tendo como destaque o sistema de cooperativismo (SOUZA et al., 2013).

A expansão da atividade suinícola no país e o avanço tecnológico nos sistemas de produção proporcionado pela assistência técnica especializada têm resultado em aumento na produção de carne de suínos em uma pequena área, o que vem contribuindo também para um aumento na geração de dejetos, os quais são, muitas vezes, lançados em rios, mananciais e no solo, devido à falta de área

para aplicação dos resíduos provenientes da produção de suínos (LOURENZI et al., 2016).

É muito comum a prática de aplicações sucessivas de dejetos em uma mesma área, normalmente próxima à unidade de produção, devido à dificuldade e custo do transporte para locais mais distantes. A disposição de dejetos líquidos de suínos sucessivamente ao longo dos anos nas mesmas áreas pode causar problemas com contaminação de águas superficiais e subsuperficiais (SCHMIDT et al., 2020).

Segundo Kunz et al. (2005), apesar da importância econômica, social e cultural da suinocultura, a produção tem um potencial poluidor grande devido ao grande volume de dejetos gerado pelos animais e a produção intensiva das granjas em pequenas áreas. Grande parte dos suinocultores utilizam o sistema de confinamento total para a criação dos animais, o que gera, conseqüentemente, um grande volume de dejetos provenientes de diversas atividades realizadas no ambiente onde os suínos ficam confinados. Os dejetos de suínos possuem uma composição química variável, que é decorrente da alimentação e do manejo utilizado na produção (GIACOMINI et al. 2014).

Basicamente, esses dejetos possuem em sua composição pelos, fezes e urina dos animais, resíduos de rações, água proveniente do excesso dos bebedouros e da água utilizada na limpeza das baias, resíduo de produtos de limpeza, poeiras e outros materiais minerais decorrentes do processo de criação (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002).

A suinocultura produz uma grande quantidade de resíduos e a prática mais adotada pelos produtores brasileiros é o armazenamento em lagoas e posterior lançamento no solo como fonte de adubação orgânica e para ajudar a suprir a demanda hídrica das culturas – prática rotineira que, muitas vezes, é a única fonte de nutrientes disponíveis à cultura, amenizando, então, os custos de produção (SCHMIDT et al., 2020).

Entretanto, essa adubação orgânica com dejetos líquidos de suínos está sendo realizada sem considerar critérios agrônômicos ou ambientais, sendo utilizada somente como uma adubação suplementar à adubação mineral (SCHMIDT et al., 2020). Normalmente, as regiões com altos índices de produção de suínos apresentam alguns problemas ambientais devido, principalmente, às características



do resíduo produzido nas granjas que pode ter sua composição metais pesados, o que pode provocar a contaminação do solo e da água (MATTIAS et al., 2010).

A aplicação de dejetos de suínos em curtos períodos do ano no solo e em doses elevadas pode favorecer o acúmulo de nutrientes no solo e, conseqüentemente, a transferência para o meio aquático, potencializando a poluição difusa das águas superficiais e a contaminação dos alimentos, os quais podem absorver altas concentrações desses elementos do solo, contaminando, conseqüentemente, quem os consumir (CORIOLETTI et al., 2022). A disposição de dejetos de suínos ininterruptamente ao longo dos anos nas mesmas áreas pode causar sérios problemas, contaminando águas subsuperficiais e rios (BERWANGER, CERETTA, SANTOS, 2008).

## **2.2. Avicultura de corte no Brasil**

A avicultura de corte no Brasil tem grande importância econômica para pequenos e grandes produtores. O país é o terceiro maior produtor de carne de frango, tendo produzido 14,329 milhões de toneladas em 2021, superado apenas pela China e pelos Estados Unidos. O estado do Paraná é o maior produtor de aves do Brasil, responsável por 35,54 % do abate nacional de frangos (ABPA, 2022).

O Brasil, em termos de avicultura de corte, possui notório reconhecimento internacional de seu produto, com qualidade e *status* sanitário que lhe proporcionam o título de maior exportador desde o ano de 2004 (ARANDA et al., 2017). A cadeia de produção de frango de corte brasileira é uma das mais importantes do mundo, sendo reconhecida como uma das mais desenvolvidas, com índices de produtividade excepcionais. Conforme Sunada et al. (2015), a oferta brasileira de frango tem acompanhado o crescimento da demanda interna e externa, decorrente do aumento da competitividade e produtividade.

A produção de frangos de corte é considerada uma atividade econômica internacionalizada e uniforme, sem fronteiras geográficas de tecnologia. Essa atividade contribui para aumentar a geração de emprego e de renda no campo e combater o êxodo rural. O sistema de integração entre cooperativas e produtores, desenvolvido no Brasil, mostra-se ideal para pequenas propriedades. O sistema de produção intensivo consegue com apenas 45 dias de vida do animal prepará-lo para o abate, o que demonstra alta rotatividade e produtividade da cadeia. Por ser um produto de baixo valor, e com alta competitividade com relação aos demais setores

cárneos, o setor possui alto potencial em absorver as novas demandas mundiais (BELUSSO; HESPANHOL, 2010).

A eficiência dessa cadeia está relacionada a vários fatores, entre eles podemos destacar: o melhoramento de linhagens, insumos de qualidade, tecnologias de automatização do sistema produtivo, controle das condições sanitárias de criação, manejo das aves, conforto térmico dos aviários, além do sistema de produção integrado entre cooperativas e o produtor rural. Entretanto, essa atividade gera resíduos que ainda representam um desafio quanto a sua destinação adequada.

A geração de cama de aviário depende do tipo de substrato, da estação do ano, do número de lotes, da duração do ciclo e da densidade das aves (RINALDI et al., 2012; MIGLIAVACCA; YANAGIHARA, 2017). A cama de aviário é uma cobertura que varia de 5 a 10 cm de espessura, composta de diversos materiais (ex.: serragem ou maravalha de pinus, eucalipto, casca de arroz, bagaço de cana, sabugo ou palha de milho). A cama fica disposta sobre o piso do galpão com a finalidade de absorver as dejeções das aves e lhes conferir conforto térmico. Esse material pode ser reutilizado em até 12 lotes de produção (LUCCA et al., 2012).

A preocupação com os resíduos se agravou quando o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, por meio da Instrução Normativa nº 15, de 17 de julho de 2001, proibiu o uso de cama de aviário para alimentação de ruminantes devido à encefalite espongiiforme. Assim, novas formas de utilização desses resíduos foram estudadas, por exemplo como fertilizante. O uso de cama de aviário na agricultura tem sido uma alternativa promissora por apresentar alto teor de nutrientes e baixo custo (ROGERI et al., 2016; RIBEIRO et al., 2019).

### **2.3. Resíduos orgânicos**

O crescimento da população, a urbanização acelerada e o desenvolvimento industrial têm aumentado a pressão sobre os recursos naturais e a produção de alimentos. A gestão inadequada dos resíduos gerados na produção de alimentos pode acarretar poluição dos mananciais, do ar e degradação do solo (FUZINATTO et al., 2019).

Denomina-se resíduo o resultado de processos de diversas atividades antrópicas, podendo ter origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços, entre outros, podendo se apresentar nos estados sólido, líquido ou

gasoso (CONAMA, 1993). As características dos resíduos são definidas de acordo com sua composição. A importância dessa definição está relacionada à escolha da melhor tecnologia para o tratamento e ou aproveitamento e destinação final dos resíduos.

A produção de resíduos da produção de proteína de origem animal, como por exemplo, estercos, dejetos, entre outros, constitui-se em um problema ambiental, principalmente em sistemas de confinamentos. Esses resíduos, quando descartados no ambiente sem nenhum tratamento, podem ocasionar problemas ambientais (EDVAN; CARNEIRO, 2011). Por outro lado, quando manejados e tratados adequadamente, podem ser utilizados na produção agrícola, suprimindo a demanda nutricional das culturas, bem como promover o uso sustentável dos resíduos (BASSACO et al., 2015).

Os principais sistemas de tratamento de dejetos de animais incluem o uso de compostagem, biodigestores, esterqueiras, sistemas de decantação e uso de lagoas anaeróbicas e aeróbicas (ANDREAZZA et al., 2010). Os tratamentos dos dejetos de animais têm como objetivo a obtenção de produto final estável, sanitizado, rico em compostos húmicos e cuja utilização no solo não oferece riscos ao meio ambiente (SOUZA et al., 2019)

A utilização de resíduos vem sendo adotada por agricultores desde tempos remotos para favorecer o desenvolvimento das plantas e melhorar a produção agrícola. Os registros mais antigos do uso de composto na agricultura aparecem nas placas de argila no Vale da Mesopotâmia, 1000 anos antes de Moisés. Os romanos e gregos já conheciam a compostagem e comentários sobre o uso do composto são encontrados em textos medievais religiosos e na literatura Renascentista. Os chineses, também nessa época, aplicavam os princípios da compostagem.

O aproveitamento dos resíduos orgânicos nas propriedades rurais traz benefícios como fonte de nutrientes para as plantas, incremento de matéria orgânica para o solo (BERTOL et al., 2010), melhoria das propriedades químicas e físicas do solo e redução do uso de fertilizantes químicos (VIELMO et al., 2011)

#### **2.4. Características dos Latossolos**

O solo pode ser caracterizado por uma mistura heterogênea de materiais bióticos, como os microrganismos e plantas, e abióticos, como minerais, resíduos orgânicos e matéria orgânica (CARRILLO-GONZALEZ et al., 2006).

Os Latossolos são solos que possuem elevado grau de intemperismo, baixa fertilidade natural e elevada estabilidade dos agregados decorrente da atuação dos óxidos de alumínio e ferro presentes na fração argila (OLIVEIRA et al., 2004). Além disso, apresentam baixa capacidade de troca de cátions da fração argila; normalmente, alta profundidade (raramente inferiores a 100 cm); alto volume de macroporos; e alta friabilidade – o que favorece sobremaneira o seu manejo (EMBRAPA, 2013).

Os Latossolos Vermelhos Distróféricos são normalmente ácidos, com baixa saturação por bases geralmente menor que 50% e teores de óxido de ferro de no mínimo  $180 \text{ g kg}^{-1}$ , e possuem baixas bases trocáveis de fósforo e alta capacidade de adsorção de fosfato. Normalmente, são solos com os menores problemas de manejo por serem bem profundos, sem pedregosidade e com relevos mais suaves, porém são predispostos a erosão em sulcos quando manejados de maneira inadequada (ZANÃO JÚNIOR; FARIA; CARAMORI, 2015).

Conhecer as características do solo, no que diz respeito a todas as propriedades físicas, químicas e biológicas, é de extrema importância para determinar a sua capacidade de recebimento dos dejetos. As interações podem ser as mais diversas possíveis, como a mineralização dos resíduos orgânicos pelos organismos do solo e disponibilização dos elementos às plantas, retenção de determinados elementos por grupos da fração mineral e orgânica do solo, e movimentação dos elementos pelas águas de escoamento superior e de movimento interior (MATTIAS et al., 2010).

#### **2.4.1. Matéria orgânica**

Dentre os atributos do solo que podem ser utilizados para avaliar o efeito dos sistemas de uso sobre sua qualidade, destaca-se a matéria orgânica do solo, a qual pode ser definida como uma soma de todas as substâncias orgânicas, composta por uma mescla de resíduos animais e vegetais, em diversos estádios de decomposição. No solo, sua presença é extremamente importante no fluxo de gases de efeito estufa entre a superfície terrestre e a atmosfera (LEITE et al., 2013).

O carbono representa 58% da matéria orgânica do solo, por isso, sua determinação pode ser utilizada para estimar a quantidade da fração orgânica. Maiores teores de matéria orgânica contribuem para melhoria da qualidade do solo, uma vez que ela influencia as propriedades químicas, físicas e biológicas. Seus

teores também são utilizados como indicadores da qualidade dos sistemas de manejo do solo (RHEINHEIMER et al., 2008).

Muitos nutrientes interagem com a matéria orgânica, o que influencia a ciclagem e a adsorção dos elementos no solo e evita perdas por lixiviação. Essa interação ocorre porque as substâncias húmicas que compõem a matéria orgânica do solo apresentam grupos funcionais que geram cargas positivas ou negativas, conforme o pH do solo. Os ácidos fúlvicos são a fração com maior representatividade na geração de cargas (ALVAREZ-PUEBLA et al., 2005). Em decorrência disso, a matéria orgânica influencia significativamente a capacidade de troca catiônica (CTC), o ponto de carga zero (PCZ) e a complexação de elementos tóxicos no solo, já que representa de 20 a 90% da CTC total dos solos tropicais (CANELLAS et al., 2007).

Nos sistemas agrícolas onde não há entrada de nutrientes de fontes externas, a matéria orgânica é a principal fonte de nutrientes, como é o caso da agricultura de subsistência da região semiárida do nordeste do Brasil. Em solos manejados com sistema de plantio direto também ocorre acúmulo de matéria orgânica do solo, sendo maior na camada superficial. A incorporação dos resíduos vegetais e o aumento da matéria orgânica podem amenizar possíveis efeitos negativos da acidificação em solos sob o sistema de plantio direto (CHIODINI et al., 2013).

Segundo Pinto et al. (2012), sistemas agrícolas que promovem elevada adição de resíduos orgânicos ao solo, tanto vegetal como animal, provocam aumento nos teores de matéria orgânica. Portanto, com a aplicação de esterco de animais em superfície, é possível aumentar os teores de matéria.

O aumento do custo de fertilizantes inorgânicos de elevada solubilidade e reduzida ação condicionadora do solo tem aberto espaço para utilização de fertilizantes orgânicos. Dessa maneira, a utilização de adubos orgânicos pode contribuir para o aumento dos teores de matéria orgânica, além de melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (VALADÃO et al., 2011).

#### **2.4.2. Fósforo**

A baixa disponibilidade de fósforo nos solos brasileiros leva a aplicação desse nutriente em sistemas de produção de grãos, fibra, madeira e horticultura, principalmente via fertilizantes inorgânicos solúveis (CORDELL; DRANGERT; WHITE, 2009). O fósforo pode ser considerado o nutriente mais limitante da

produção de biomassa dos solos tropicais devido à baixa disponibilidade em solos argilosos e intemperizados (EBERHARDT et al., 2008).

Na maioria dos solos brasileiros, o suprimento natural de fósforo é insuficiente para o crescimento adequado das plantas (ROLIM NETO et al., 2004). Geralmente, o fósforo é encontrado nos solos ligados às frações orgânicas e inorgânicas. As argilas possuem uma alta afinidade na adsorção de fósforo, realizando ligações de alta energia principalmente em óxidos de ferro e alumínio (FINK et al., 2016). Em solos intemperizados, a eficiência da adubação fosfatada é baixa, pois grande parte do fósforo adicionado é imobilizada no solo, em virtude de reações de precipitação, adsorção e fixação em coloides minerais (JOHNSON; LOEPPERT, 2006).

O fósforo é um elemento essencial para o desenvolvimento das plantas, tendo participação na respiração e nas transferências de genes. É um nutriente requerido em grande quantidade pelas plantas, pois participa de processos vitais para as células vegetais e aqueles que envolvem transferência de energia, como a adenosina trifosfato (ATP) – molécula carreadora de energia química e fotossíntese (BARRA et al., 2019).

Sistemas de manejo que promovem aumento de matéria orgânica no solo, como o sistema plantio direto, contribuem para o incremento de formas mais lábeis de fósforo, pois os ácidos orgânicos oriundos da decomposição da matéria orgânica bloqueiam sítios de adsorção por recobrimento dos óxidos de ferro e alumínio (ZAMUNER et al., 2008).

O fósforo tem sido um dos elementos mais estudados do ponto de vista da contaminação ambiental, pois pode, em determinadas situações, atingir redes de drenagem, comprometendo-as pelo processo de eutrofização (MATTIAS et al., 2010).

O conhecimento das formas de acumulação de fósforo em solos que receberam sucessivas aplicações de dejetos de suínos é essencial para conhecer o real potencial de contaminação desse elemento. Isso poderá ser considerado na elaboração de estratégias adequadas para o uso de dejetos em sistemas de cultivo (CERETTA et al., 2010).

#### **2.4.3. Potássio**

O potássio possui uma importante função na fisiologia das plantas, agindo na regulação das reações de síntese de enzimas e compostos orgânicos (TAIZ;

ZIEGER, 2013). Outras funções são atribuídas ao potássio, entre elas: o controle das relações hídricas e da atividade estomática; fotossíntese; transporte; sinalização celular e resposta aos estresses hídrico, térmico e salino; regulação da turgidez dos tecidos; transpiração; resistência à geada; resistência a doenças; e resistência ao acamamento; além de estar diretamente associado à qualidade dos produtos agrícolas (NELSON; MOTAVALLI; NATHAN, 2005).

O potássio, quando está presente na solução do solo, movimenta-se verticalmente, principalmente pela água de drenagem. Devido a essa característica, esse elemento pode ser perdido por lixiviação, ou seja, transportado para profundidades além daquelas ocupadas pelas raízes (OLIVEIRA; VILLAS BOAS, 2008). Essa movimentação do potássio no perfil do solo depende, principalmente, do tipo de solo, da textura (NEVES et.al., 2009), da capacidade de troca catiônica (CTC), do regime hídrico da chuva ou irrigação, e da solubilidade do fertilizante. Solos com menor CTC e com alta capacidade de drenagem tendem a ter uma lixiviação maior de potássio (ROSOLEM et al., 2006).

A dinâmica do potássio adicionado pelos fertilizantes minerais nos solos brasileiros é relativamente simples e a principal perda de potássio do solo acontece por lixiviação. O manejo da adubação potássica é de grande importância em solos tropicais, tendo em vista que as reservas de potássio nesses solos, de modo geral, não são suficientes para suprir as quantidades extraídas pelas plantas ao longo dos anos. A maioria das culturas apresenta elevada extração e exportação de potássio e isso, associado ao alto potencial de perdas por lixiviação no solo, exige um manejo adequando desse elemento (STEINER, 2015).

A baixa disponibilidade de potássio no solo pode causar alterações fisiológicas nas plantas. A deficiência desse elemento faz com que os estômatos se tornem lentos, aumentando as perdas de água, o que, por sua vez, acentua o efeito do *déficit* hídrico. As plantas são menos capazes de absorver água e estão mais sujeitas ao estresse hídrico quando o teor de água está abaixo do crítico para cultura (NELSON; MOTAVALLI; NATHAN, 2005).

O excesso de potássio também pode ocasionar distúrbios fisiológicos, como queda na produção e qualidade dos frutos, desbalanço nutricional e aumento da pressão osmótica dentro da planta (MARSCHNER; CROWLEY; RENGEL, 2011).

#### **2.4.4. Cálcio**

O cálcio é um elemento de grande relevância para nutrição de plantas devido a sua contribuição ao estímulo do crescimento e desenvolvimento, incremento da massa dos frutos, melhoria da estrutura da parede celular, além de estimulação do crescimento radicular. O cálcio faz parte da pectina por meio dos pectatos de cálcio, sendo requerido para o alongamento e divisão mitótica celular (KARLEY; WHITE, 2009; KUMAR et al., 2017).

As funções do cálcio estão relacionadas à capacidade de coordenação, promovendo estabilidade e ligações intermoleculares reversíveis, predominantemente na membrana plasmática e na parede celular. Para Malavolta et al. (1997), quanto maior é a presença de íons potencialmente prejudiciais no meio, mais crucial parece ser o papel do cálcio na manutenção da integridade da membrana celular.

O cálcio é indispensável para as regiões de crescimento dos meristemas, onde se processa a divisão mitótica contínua, bem como no desenvolvimento da raiz, atuando nos processos de alongamento celular, desintoxicação dos íons de hidrogênio e divisão celular (TAIZ; ZEIGER, 2013). O cálcio também é extremamente importante na fase de crescimento primário das plantas, uma vez que está envolvido na construção das paredes celulares, além de outros processos essenciais, como fotossíntese, movimentos citoplasmáticos e aumento do volume celular (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997).

O cálcio é absorvido pelas plantas na forma iônica  $\text{Ca}^{2+}$ , e é um dos nutrientes de maior requerimento pelas plantas. A grande parte da absorção do cálcio pela planta é via interceptação radicular e fluxo de massa. Para que a planta tenha uma nutrição adequada, é necessário que esse elemento se encontre em concentrações adequadas e esteja em contato com a raiz (SANTOS et al., 2020).

#### **2.4.5. Magnésio**

A maioria dos solos agrícolas brasileiros apresenta baixos teores de magnésio trocável na sua camada superficial. O magnésio é um dos elementos que possui o maior potencial de limitação na produção vegetal, pois é essencial para a síntese das clorofilas, que, por sua vez, atuam na fotossíntese das plantas (CAKMAK; YAZICI, 2010).



O magnésio, além da participação estrutural na clorofila, é ativador enzimático em muitos processos da vida das plantas e cofator de quase todas as enzimas fosforilativas que formam uma ponte entre a adenosina trifosfato (ATP) e a adenosina difosfato (ADP). Esses dois compostos são fundamentais nos processos da fotossíntese, respiração, reações de síntese de compostos orgânicos, absorção iônica e trabalho mecânico, além do aprofundamento e da expansão da raiz (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997).

Uma das primeiras reações do estresse por deficiência de magnésio é o aumento na razão parte aérea/raiz, o qual está associado ao acúmulo expressivo de carboidratos em folhas (fonte), especialmente de sacarose e amido. O elevado acúmulo de carboidratos nas folhas deficientes em magnésio, acompanhado pelo aumento na razão parte aérea/raiz, são indicativos de severa inibição na exportação de fotoassimilados (açúcares) no floema (CAKMAK; KIRKBY, 2008).

#### **2.4.6. Enxofre**

A importância do enxofre para as plantas é indiscutível, devido à presença essencial dos aminoácidos sulfurados cistina e metionina nas proteínas vegetais. No solo, esse nutriente é encontrado predominantemente na forma orgânica, mas apenas a forma inorgânica pode ser absorvida pelas plantas. Um solo rico em matéria orgânica garante uma fonte de enxofre às plantas, que é disponibilizado por meio da mineralização. O enxofre é absorvido pelas plantas na forma de aniônica de sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), estando em grande parte na matéria orgânica e em uma pequena proporção na atmosfera, na forma de gás sulfúrico (RAIJ, 2011).

O uso de corretivos e fertilizantes concentrados com ausência de enxofre e as exportações desse elemento pelas colheitas reduzem a sua disponibilidade no solo, sendo necessária a sua incorporação por meio da adubação sulfatada em alguns casos. O enxofre desempenha um papel muito importante no metabolismo da planta, fazendo parte de aminoácidos, proteínas, moléculas de cloroplasto, coenzimas, sulfolipídeos, flavonóides, lipídeos, glucosinolatos, polissacarídeos, compostos não saturados, compostos reduzidos, entre outras funções metabólicas (STIPP; CASARIN, 2010).

O aparecimento de sintomas de deficiência de enxofre nas plantas cultivadas vem crescendo nas últimas décadas. Para evitar esse problema, recomenda-se

adubações com fertilizantes sulfatados, elevando os teores de enxofre próximo às raízes, de forma a aumentar sua absorção (MELO et al., 2011).

#### **2.4.7. Cobre**

Nas plantas, várias proteínas contendo cobre desempenham papel fundamental em processos, tais como, fotossíntese, respiração, desintoxicação de radicais superóxido e lignificação. O papel do cobre no metabolismo secundário tem uma função importante por conferir à planta resistência a doenças. O cobre está associado com enzimas envolvidas em reações de oxi-redução (KLEIN; BRAIBANTE, 2017) e atua como constituinte e cofator de enzimas, participando do metabolismo de proteínas e de carboidratos e na fixação simbiótica de nitrogênio (CORCIOLI; BORGES; JESUS, 2016).

A deficiência de cobre afeta o crescimento reprodutivo (formação de frutos e sementes) muito mais do que o crescimento vegetativo. Nas flores de plantas adequadamente supridas com cobre, as anteras (contendo pólen) e os ovários têm o maior teor e demanda desse nutriente, logo, o pólen proveniente de plantas deficientes em cobre não é viável (AGARWALA et al., 1980). Além disso, a deficiência de cobre também reduz drasticamente as produções de frutos e sementes em decorrência de seu efeito indutor da esterilidade masculina (KIRKBY; ROMHELD, 2007).

O cobre é um dos elementos potencialmente tóxicos ao ambiente quando encontrado em altas concentrações (ANDREAZZA et al., 2010). A intensificação de atividades industriais, agrícolas, de mineração e de urbanização são as principais causas de contaminação por cobre (HLADUN; PARKER; TRUMBLJ, 2015; MACKIE; MÜLLER; KANDELER, 2012).

Manejos inadequados podem levar ao acúmulo de cobre no solo a partir da utilização de corretivos, fertilizantes, defensivos e fungicidas a base de cobre (TURRA et al., 2011). Aplicações sucessivas de dejetos de animais também podem provocar excesso de cobre no solo, uma vez que esse elemento está incluso na dieta de suínos e aves como promotor de crescimento (RUYTERS et al., 2013).

O cobre, quando presente em altas concentrações, pode proporcionar desbalanços nutricionais e efeitos tóxicos ao tecido vegetal, inibindo o crescimento e o desenvolvimento das plantas (KABATA-PENDIAS, 2011; WENG et al., 2005). Plantas que crescem em ambientes com altos teores de cobre podem acumular

elevada quantidade desse metal em seus tecidos, o que pode causar contaminação de animais e humanos que se alimentarem delas (KABATA-PENDIAS, 2011).

O efeito primário da toxidez de cobre, na maioria das espécies vegetais, ocorre nas raízes, podendo ocasionar rachaduras e danos na cutícula, causando redução significativa na absorção de água e de nutrientes pelas raízes (CHEN et al., 2013; KOPITKE et al., 2009). Também pode ser observado pela manifestação de necrose das folhas, desfolhamento precoce e diminuição do crescimento aéreo da planta (SOARES et al., 2000).

#### **2.4.8. Zinco**

O zinco é um micronutriente que participa de processos na planta como: fotossíntese, respiração, controle hormonal, síntese de aminoácidos e de proteínas, redução do nitrato e desintoxicação de radicais livres (BROADLEY et al., 2007). Atua também como ativador enzimático de desidrogenases, isomerases, aldolases, e transfosforilases, além de ser constituinte de desidrogenase alcoólica, anidrase carbônica, fosfolipase, RNA polimerase, carboxipeptidase, entre outras. Além disso, desempenha papel importante na produção de auxina, na rota metabólica do triptofano e formação do ácido indolacético (BRANCALIAO; CAMPOS; BICUDO, 2015).

A deficiência de zinco causa encurtamento dos internódios e diminuição da expansão foliar, deixando a planta com folhas pequenas. Também ocorre o aparecimento de manchas cloróticas e lanceoladas. As folhas mais novas apresentam clorose internerval (CAKMAK, 2000).

Concentrações elevadas de zinco podem causar fitotoxicidade e alterar não somente o desenvolvimento das plantas, mas também a produtividade, pois reduz a taxa de crescimento, a massa foliar e a atividade fotossintética (FAGERIA, 2000). Isso ocorre quando suas concentrações estão entre 100 e 500 mg kg<sup>-1</sup> de solo (KABATA-PENDIAS, 2011).

Outros sintomas de toxicidade do zinco nas plantas incluem deficiência induzida de ferro, levando à clorose pela diminuição da síntese de clorofila e degradação dos cloroplastos, além de interferir na absorção de fósforo, magnésio e manganês (BROADLEY et al., 2007). Ademais, verifica-se a redução da biomassa

radicular, necrose da radícula ao entrar em contato com o solo, morte da plântula e inibição do crescimento vegetal (CARNEIRO; SIQUEIRA; MOREIRA, 2002).

#### **2.4.9. Manganês**

O manganês (Mn), considerado um micronutriente, é um elemento essencial para as plantas que desempenha variadas funções importantes nos processos fisiológicos, bioquímicos e moleculares nas plantas (FREI, 2013; SCHMIDT; JENSEN; HUSTED, 2016), com destaque na participação na fotossíntese, nas sínteses hormonais, de lignina e fenóis e no metabolismo do nitrogênio (HEENAN e CAMPBELL, 1980). Participa, ainda, da estrutura proteica e de 42 enzimas de fosforilação (SANTOS et al., 2017).

Embora o Mn seja essencial para as plantas, seu excesso pode causar toxidez, assim como o Cu, Fe e Zn. Altos índices de Mn são observados normalmente em solos ácidos ou em solos com potencial redox muito baixo – condições que aumentam a concentração de sua forma trocável na solução do solo, causando vários problemas e tornando o solo potencialmente fitotóxico (MORA et al., 2002).

Os sintomas mais frequentes observados nas plantas quando o manganês está em excesso estão relacionados à distorção da lâmina foliar, necrose com inclusões de cor roxa escura nas folhas e no caule, crescimento retardado da planta e queima das pontas das folhas (SANTOS et al., 2017). Em casos mais severos de toxidez, as raízes apresentam coloração marrom devido às altas concentrações desse elemento, possivelmente por causa da grande deposição do Mn oxidado. Uma diminuição da taxa de fotossíntese também é observada (WENG et al., 2013 e ROJAS-LILLO et al., 2014). As plantas também podem apresentar crescimento retardado, queima das pontas de folhas e flores, encarquilhamento das folhas, bem como pontos necróticos marrons em folhas maduras (LINDON; BARREIRO; RAMALHO, 2004).

Em solos ácidos, é mais comum a toxicidade por manganês. A disponibilidade e mobilidade do manganês no solo são influenciadas por diversos fatores como: pH da solução do solo, matéria orgânica, umidade, aeração e a concentração de outros elementos que afetam a absorção dele, como Ca e Fe (FAGERIA, 2000).

#### **2.4.10. Ferro**

O ferro (Fe) é um micronutriente para as plantas e está envolvido em vários processos fundamentais como respiração, fixação de nitrogênio, síntese de DNA e de hormônios (SAHRAWAT,2004). Também atua nas reações de transferência de elétrons durante a fotossíntese (KERBAUY, 2008) e participa da formação de algumas enzimas como catalase, peroxidase, citocromo oxidase e xantina oxidase (MARSCHNER; CROWLEY; RENGEL 2011). Normalmente, os solos brasileiros apresentam elevadas concentrações de Fe e isto não traz danos o desenvolvimento das plantas, porque grande parte desse nutriente encontra-se em uma forma pouco disponível, como óxidos de ferro (GUERINOT; YI, 1994).

A deficiência de Fe pode tornar lento o crescimento das plantas e diminuir a produtividade. Isso ocorre normalmente se o elemento está presente em formas químicas indisponíveis para a absorção das plantas (EPSTEIN; BLOOM, 2006).

Grande quantidade de Fe disponível no solo também pode trazer alguns problemas para o desenvolvimento das plantas, causando fitotoxidez e sintomas como clorose e/ou bronzeamento das folhas e escurecimento das raízes (CHATTERJEE; GOPAL; DUBE, 2006; SIQUEIRA-SILVA et al., 2012). O excesso de ferro também retarda o crescimento das raízes (KUKI; OLIVA; COSTA, 2009), o que contribui para reduções no crescimento e na produtividade das plantas (JUCOSKI et al., 2016).

#### **2.4.11. Boro**

O boro é indispensável à germinação do grão de pólen, ao crescimento do tubo polínico e, conseqüentemente, à fecundação da flor, além de estar relacionado ao metabolismo de carboidratos, transporte de açúcares, à síntese de RNA, DNA e fito-hormônios, à formação das paredes celulares, divisão celular e desenvolvimento de tecidos. A exigência nutricional das plantas cultivadas se torna, em geral, mais intensa com o início da fase reprodutiva, pois as lavouras se encontram em pleno desenvolvimento vegetativo, somado à forte demanda por nutrientes para a formação das estruturas reprodutivas (ZAMBON et al., 2014).

O boro na solução do solo se encontra como ácido bórico, o qual chega até as raízes por fluxo de massa. A sua absorção ocorre de forma passiva em função do gradiente de concentração. O transporte na planta pode ocorrer de maneira passiva

pela difusão facilitada, por meio da camada duplo-lipídica da membrana plasmática, por transportadores de alta afinidade induzidos em baixa disponibilidade de boro, e a facilitação do transporte por NIP (nódulo de proteína intrínseca) proteínas de canal (TANAKA; FUJIWARA 2008).

A deficiência de boro é mais comum de que qualquer outro micronutriente e tem sido reportada em várias culturas exploradas economicamente em diversos países (SHORROCKS, 1997). O adequado suprimento de boro influencia a quantidade de material assimilado pelas folhas e o tamanho do aparelho fotossintetizante (MONTEIRO et al., 2005). Assim, para a elevação do potencial produtivo, faz-se necessário o fornecimento de nutrientes em qualidade e quantidades adequadas, evitando-se a falta ou o excesso de um determinado elemento (PRADO; LEAL, 2006).

A textura do solo também exerce influência na disponibilidade de boro. Em solos arenosos, pode haver lixiviação excessiva do nutriente em função de altas precipitações. A disponibilidade de boro é relacionada principalmente ao compartimento orgânico edáfico e raramente solos agrícolas exibem concentrações desse micronutriente consideradas insatisfatórias (ABREU et al., 2005).

## **2.5. Metais pesados no solo**

Os metais pesados, também chamados elementos-traço, contribuem de forma significativa para a poluição do ambiente, principalmente da água, o que interfere ao longo do tempo na manutenção da biota terrestre e aquática, podendo acarretar problemas de saúde pública quando ingeridos em concentrações elevadas. Isso ocorre pelo fato de não possuírem caráter de biodegradação, o que determina que permaneçam em ciclos biogeoquímicos globais, nos quais as águas naturais são seus principais meios de condução, podendo acumular-se na biota aquática em níveis bem elevados (SILVA et al., 2013).

São considerados metais pesados os elementos químicos com densidade maior que  $6,0 \text{ g cm}^3$ , ou que possuem o número atômico maior ou igual a 20. Alguns são chamados de micronutrientes por serem essenciais aos seres vivos como o cobre, zinco, níquel e cobalto, podendo ser precursores de processos metabólicos, participar de reações de ativação enzimática e formação de tecidos, entre outros.

Entretanto, a diferença entre a faixa ótima de absorção e a de toxicidade dos micronutrientes, geralmente, é pequena, por isso, esse grupo de metais também

pode ser chamado de potencialmente tóxico. Três das dez substâncias conhecidas de maior risco ao homem estão no grupo dos elementos denominados metais pesados, sendo eles: arsênio, cádmio e chumbo (RAMALHO; AMARAL SOBRINHO; VELLOSO, 2000). Esses elementos se acumulam nas camadas superficiais do solo, podendo ser perdidos por escoamento ou absorvidos pelas plantas (BROADLEY et al., 2007).

Conforme Yabe e Oliveira (1998), os reservatórios naturais vêm sendo depositários de diversos subprodutos provenientes de atividade antrópica, onde a presença de elementos potencialmente tóxicos responde com efeitos adversos ao ambiente, refletindo na economia e na saúde pública. Segundo Melo et al. (2006), a contaminação do solo por metais pesados resulta da aplicação de resíduos urbanos e industriais e do uso de fertilizantes e pesticidas na agricultura.

Essas concentrações elevadas de metais no solo tendem a alterar a produtividade, a biodiversidade e a sustentabilidade dos ecossistemas, proporcionando risco à saúde dos seres humanos e animais. Solos contaminados por metais pesados exigem ações que diminua os teores desses poluentes em níveis ambientalmente seguros. Muitos metais são essenciais ao bom funcionamento do organismo, porém outros podem ser prejudiciais, causando efeito de toxicidade aguda ou crônica.

Com o crescimento da suinocultura e avicultura, houve um aumento na concentração de dejetos nas propriedades rurais, acarretando a necessidade de se melhoraram as técnicas de manejo, destinação e utilização desses dejetos (KUNZ; OLIVEIRA, 2006). Os dejetos, além de apresentarem nutrientes para as plantas, possuem, geralmente, em sua composição, metais tóxicos como o cádmio, o chumbo e o cromo (GONÇALVES JÚNIOR et al., 2008), podendo poluir os solos e os recursos hídricos. Dessa forma, o uso de dejetos como fertilizantes, sem contaminação do meio ambiente, é um desafio para a sustentabilidade dos sistemas de produção agropecuários.

A contaminação por metais tóxicos nos dejetos ocorre, principalmente, devido à adição de suplementos minerais na dieta dos animais que, muitas vezes, são disponibilizados por fontes de minerais de baixa qualidade pelas indústrias. Esses metais tóxicos são parcialmente absorvidos pelos tecidos vivos dos animais e o que não é absorvido acaba sendo liberado pela urina e fezes dos animais (GONÇALVES JÚNIOR et al., 2007). Esses elementos podem estar presentes nos suplementos

minerais fornecidos nas rações. Eles são considerados metais pesados e podem ser fitotóxicos, mesmo em baixas concentrações (MORAL et al., 2008).

O uso de fontes minerais de baixa qualidade na dieta de suínos e aves é um problema, pois, além da composição rica em nutrientes para o crescimento e desenvolvimento dos animais, também contêm diversos elementos prejudiciais ou tóxicos, como os metais pesados. Gaste et al. (2002), verificaram que 72% das amostras avaliadas continham concentrações de chumbo acima do permitido pela Portaria do MAPA/SARC nº 6, de 04/02/2000, que estabelece limites mínimos ou máximos de macro e microelementos para formulações de misturas minerais destinadas a aves, suínos e bovinos.

Outro fator determinante relacionado à adição de metais tóxicos em solos agrícolas diz respeito à aplicação de dejetos *in natura*, ou seja, sem tratamento físico-químico ou biológico do efluente, sendo que esses resíduos, ao serem aplicados sem tratamento prévio no solo, ocasionam a elevação da concentração de nutrientes e metais tóxicos, quando presentes na composição química do dejetos (SEDIYAMA et al., 2008).

A maior abundância natural de metais pesados é encontrada em solos formados sobre rochas básicas, ao contrário dos originados de rochas ácidas ou sedimentares. Atividades antrópicas também podem adicioná-los ao solo, elevando seus teores a níveis tóxicos ou potencialmente tóxicos a biota, gerando poluição. Na agropecuária, pode se ressaltar a utilização de fertilizantes minerais, defensivos agrícolas, resíduos de produções animais, entre outros (MARQUES et al., 2011).

É possível encontrar diferentes formas químicas desses elementos no solo, assumindo formas químicas estáveis devido à alta reatividade com argilominerais e grupos funcionais da matéria orgânica, quando tendem a se acumular no solo. Entretanto, há formas lábeis, como as solúveis (íons livres, complexos solúveis com ânions inorgânicos ou ligantes orgânicos), que podem lixiviar e contaminar águas subterrâneas, sendo também disponíveis à biota, acumulando-se nas redes tróficas (DORTZBACH et al., 2009).



### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Descrição da área

O experimento foi conduzido na Estação Experimental do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná, localizado em Santa Tereza do Oeste, latitude 25° 03' 08" S, longitude 53° 37' 59" W e altitude de 749 m, na safra de 2021/2022. O clima é do tipo subtropical úmido (IAPAR, 1994). O solo da área é classificado como Latossolo Vermelho Distroférico típico (EMBRAPA, 2013), com 13% de areia, 18% de silte e 69% de argila.



**Figura 1.** Imagem de satélite da área experimental, delimitada pelo retângulo laranja.  
Fonte: <http://maps.google.com> (acesso em 05 de agosto de 2022). Santa Tereza do Oeste, PR.

### 3.2. Histórico do experimento

Em 2015, antes da execução do experimento, a área se encontrava em cultivo de plantas de cobertura de solo (consorciação de aveia preta, tremoço branco e nabo forrageiro). Posteriormente, aos 30 dias antes da semeadura da soja para safra 2015/2016, no mês de agosto, foi realizada dessecação das plantas de cobertura com o herbicida glifosato 480 g L<sup>-1</sup> (1,44 kg ha<sup>-1</sup> de i.a.), adicionando-se o adjuvante éster metílico de óleo de soja 720 g L<sup>-1</sup> (360 g ha<sup>-1</sup> de i.a).

O histórico do experimento, com culturas e doses de adubações com dejetos animais e adubação mineral utilizadas para cada cultura, pode ser verificado na Tabela 1.

**Tabela 1.** Histórico do experimento: culturas, período, doses de cama de aviário (CA) e dejetos líquidos de suínos (DLS) e adubação mineral utilizada do período de 2015 a 2021

| Cultura   | Período      | CA<br>t ha <sup>-1</sup> | DLS<br>(m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ) | Adubação mineral<br>Dose (kg ha <sup>-1</sup> )/tipo/complemento* |
|-----------|--------------|--------------------------|---|---|
| Soja      | Verão 2015   | 2, 4 e 6                 | 48, 96 e 144                              | 300/04-30-10 e 20 kg ha <sup>-1</sup> de K <sub>2</sub> O         |
| Trigo     | Inverno 2016 | 2, 4 e 6                 | 46, 92 e 138                              | 300/04-30-10 e 60 kg ha <sup>-1</sup> de N                        |
| Feijão    | Verão 2016   | 2, 4 e 6                 | 48, 96 e 144                              | 200/04-30-10 e 60 de N 40 kg ha <sup>-1</sup> de K <sub>2</sub> O |
| Aveia     | Inverno 2017 | 3, 6 e 9                 | 61, 122 e 183                             | 300/04-30-10 e 100 kg ha <sup>-1</sup> de N                       |
| Soja      | Verão 2017   | 2, 4 e 6                 | 48, 96 e 144                              | 300/04-30-10 e 20 kg ha <sup>-1</sup> de K <sub>2</sub> O         |
| Trigo     | Inverno 2018 | 2, 4 e 6                 | 46, 92 e 138                              | 300/04-30-10 e 60 kg ha <sup>-1</sup> de N                        |
| Milho     | Verão 2018   | 5, 10 e 15               | 46, 92 e 138                              | 300/04-30-10 e 110 kg ha <sup>-1</sup> de N                       |
| Aveia     | Inverno 2019 | 2, 4 e 6                 | 46, 92 e 138                              | 300/04-30-10 e 60 kg ha <sup>-1</sup> de N                        |
| Soja      | Verão 2019   | 2, 4 e 6                 | 48, 96 e 144                              | 300/04-30-10 e 20 kg ha <sup>-1</sup> de K <sub>2</sub> O         |
| Trigo     | Inverno 2020 | 2, 4 e 6                 | 46, 92 e 138                              | 300/04-30-10 e 60 kg ha <sup>-1</sup> de N                        |
| Milho     | Verão 2020   | 5, 10 e 15               | 46, 92 e 138                              | 300/04-30-10 e 110 kg ha <sup>-1</sup> de N                       |
| Triticale | Inverno 2021 | 2, 4 e 6                 | 46, 92 e 138                              | 300/04-30-10 e 60 kg ha <sup>-1</sup> de N                        |
| Soja      | Verão 2021   | 2, 4 e 6                 | 48, 96 e 144                              | 300/04-30-10 e 20 kg ha <sup>-1</sup> de K <sub>2</sub> O         |

\* Corresponde à dose e ao tipo do formulado NPK aplicado no sulco de plantio e o complemento se refere à adubação complementar realizada a lanço, na época recomendada para a realização da adubação nitrogenada em cobertura. Como fonte de N, foi aplicada a ureia (44 % de N), e como fonte de K, o KCl (60 % de K<sub>2</sub>O).

Todos os tratamentos, com as respectivas doses, foram aplicados no dia da semeadura das culturas. O dejetos líquidos de suínos foi aplicado com auxílio de um tanque de sucção. A cama de aviário foi aplicada manualmente. Esses fertilizantes foram aplicados sob a superfície do solo. Nas parcelas do tratamento, em que foi avaliado o adubo mineral, ele foi aplicado no sulco de semeadura.

O dejetos líquido de suínos utilizado provinha de um biodigestor da Coopavel (Cooperativa Agroindustrial de Cascavel) e a cama de aviário foi retirada do aviário após 10 lotes de produção de frangos de corte de uma propriedade no município de Lindoeste - PR.

Para a cultura da soja, as doses dos dejetos de animais foram definidas para fornecer a mesma quantidade de fósforo que a adubação mineral. Foram calculadas levando-se em consideração a quantidade de fósforo do dejetos líquido de suínos e da cama de aviário. A primeira dose (S1) correspondeu à quantidade de fósforo calculada igual à fornecida pela adubação mineral; a segunda dose (S2), ao dobro da dose 1; e a terceira dose (S3); ao triplo da dose 1.

O mesmo cálculo foi realizado para as três doses de cama de aviário, sendo primeira dose (A1), segunda dose (A2) e terceira dose (A3). No caso das outras culturas, a quantidade de N requerida que foi utilizada para estabelecer as doses. No caso da cama de aviário, foram determinados os teores de N e  $P_2O_5$  em laboratório para definir as doses, e no caso do dejetos líquido de suínos, elas foram estimadas pelo método do densímetro de Bouyoucos (MIYAZAW; BARBOSA, 2015).

Os tratamentos culturais, como controle de plantas invasoras, pragas e doenças, foram realizados de acordo com as necessidades de cada cultura, utilizando-se os defensivos indicados. A adubação nitrogenada de cobertura foi aplicada manualmente uma única vez, a lanço, utilizando-se uréia (45% N), sem incorporação, quando as plantas de milho, trigo/triticale e feijão apresentavam cinco folhas, primeiro trifólio e três folhas completamente desenvolvidas – apenas nas parcelas do tratamento em que houve aplicação da adubação mineral.

### **3.3. Amostragem**

Foi realizada a coleta de cinco amostras de efluentes de biodigestor com resíduos da suinocultura e cinco amostras de camas de aviário de frangos de corte para se obter uma média da composição química desses dejetos (Tabela 2).

A amostragem de solo foi realizada antes da semeadura da safra 2021/2022, após a colheita da cultura de soja em cada parcela, na camada de 0-5 cm, com auxílio de trado holandês. As amostras compostas, formadas por 15 amostras simples, foram acondicionadas em pacotes plásticos e encaminhados para o laboratório.

### 3.4. Análises químicas

#### 3.4.1. Dejeito líquido de suínos e cama de aviário

No dejeito líquido de suínos e na cama de aviário foram determinados os teores totais de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), boro (B), enxofre (S), bário (Ba), Arsênio (As), cádmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), chumbo (Pb), níquel (Ni), antimônio (Sb) e mercúrio (Hg). Foi utilizado o método 3050B (EPA, 1996), proposto pela Environmental Protection Agency (EPA) (MATTIAS et al., 2010).

Retirou-se a umidade dos dejetos líquido de suínos e da cama de aviário em estufa com circulação e renovação de ar com uma temperatura de 105° C. Após a secagem, o material foi triturado em um moinho de facas passando por uma peneira com malha 2 mm. Com o material triturado, foram pesadas aproximadamente 0,5 g do material a ser analisado dentro de tubos de digestão de 25 mm, em seguida adicionou-se 10 mL de ácido nitroperclórico na proporção 2/1 (v v<sup>-1</sup>). Os tubos de digestão foram conduzidos para o bloco digestor, onde ficaram por um período de 6 horas, em uma temperatura de 150 °C. Após a digestão, as amostras foram avolumadas para 25 mL em balões volumétricos e os elementos determinados por espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES, marca Shimadzu, modelo ICPE-9000) (Tabela 2).

O nitrogênio total (N Total) foi determinado pelo método kjeldahl, no qual foram pesadas 5 g do material seco, que foi triturado e adicionado em tubos de digestão de 25 mm; adicionadas 0,5 g de mistura catalítica (sulfato de cobre pentahidratado e sulfato de sódio 1/10); e acrescentados ao tubo 10 mL de ácido sulfúrico 97%. Os tubos foram conduzidos para o bloco digestor, onde ficaram por 6 horas até uma temperatura de 350° C. Após a digestão, as amostras foram destiladas em um destilador de nitrogênio micro kjeldahl e os resultados foram calculados (Tabela 2).

A determinação de sólidos totais (ST) foi realizada pelo método gravimétrico. Foram pesadas 100 g do material com umidade e colocadas em uma cápsula de porcelana previamente seca com massa conhecida. Na sequência, a cápsula com o material foi colocada em estufa com circulação e renovação de ar por 48 horas, a uma temperatura de 105° C. Após a secagem do material, as cápsulas com o material foram pesadas e os sólidos totais foram determinados (Tabela 2).

**Tabela 2.** Caracterização química inicial dos resíduos quanto aos teores médios de NTotal, P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn, Zn, B, S, ST, Ba, As, Cd, Co, Cr, Pb, Ni, Sb e Hg encontrados em amostras de dejetos líquido de suínos (S) e cama de aviário (A), analisados em 100% base seca, na região de Cascavel - PR

|   | N Total                        | P  | K  | Ca  | Mg | Cu                              | Fe   | Mn    | Zn    | B   | S      | ST  |
|---|--------------------------------|----|----|-----|----|---------------------------------|------|-------|-------|-----|--------|-----|
|   | ----- g kg <sup>-1</sup> ----- |    |    |     |    | ----- mg kg <sup>-1</sup> ----- |      |       |       |     |        | %   |
| S | 69,4                           | 35 | 29 | 7,6 | 4  | 5361                            | 2886 | 1456  | 3933  | 679 | 26986  | 2,8 |
| A | 31,1                           | 16 | 43 | 43  | 7  | 456,8                           | 1466 | 456,8 | 875,9 | 432 | 9765,7 | 77  |

|   | Ba                              | As  | Cd  | Co  | Cr   | Pb  | Ni   | Sb | Hg |
|---|---------------------------------|-----|-----|-----|------|-----|------|----|----|
|   | ----- mg kg <sup>-1</sup> ----- |     |     |     |      |     |      |    |    |
| S | 0,21                            | 1,2 | 2,2 | 2,6 | 11,2 | 5,6 | 15,8 | ND | ND |
| A | 0,11                            | 0,5 | 1,3 | 1,8 | 4,6  | 3,2 | 8,5  | ND | ND |

ND – Não detectado

### 3.4.2. Solo

#### 3.4.2.1 Análises da fertilidade do solo

As amostras de solo foram colocadas em caixas de papel e levadas a uma estufa com temperatura de 60 °C, com circulação forçada de ar por 12 horas para retirada da umidade. Após secagem, foram destorroadas em moinho tipo martelo e peneiradas em peneira com malha de 2 mm.

As amostras de solo secas e peneiradas foram analisadas quimicamente em relação a pH em CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol L<sup>-1</sup>; acidez total (H+Al), pelo método SMP; matéria orgânica (MO), pelo método Walkley-Black; e Ca, Mg e Al, pela solução extratora KCl 1 mol L<sup>-1</sup>. Os teores de K, P, Cu, Mn, Zn e Fe foram determinados por uma solução extratora Mehlich-1 (0,0125 mol L<sup>-1</sup> de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e 0,050 mol L<sup>-1</sup> de HCl). Os teores de enxofre foram determinados pelo método do fosfato monobásico de cálcio e boro por extração em água quente de acordo com a metodologia proposta pela EMBRAPA (1997).

#### 3.4.2.2 Análises de metais pesados em solo

As amostras de solo foram secas ao ar, passadas em peneiras com malha de 2 mm de diâmetro e analisadas com digestão por via úmida de acordo com método

3052 (EPA, 1996). Pesou-se 0,5 g de solo, que foi acondicionado em tubos de teflon. Em seguida, adicionou-se 10 mL de ácido nítrico + clorídrico na proporção 4/1 ( $v v^{-1}$ ). Posteriormente, as amostras foram digeridas em digestor de micro-ondas da marca Antonpaar, modelo Microware Pro, por 120 minutos até uma temperatura de 180 °C.

Após a digestão, as amostras foram avolumadas para 25 mL em balões volumétricos. Em seguida, os elementos arsênio, cádmio, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, antimônio, bário, cobalto, cobre total e zinco total foram determinados pela técnica de espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES, marca Shimadzu, modelo ICPE-9000), de acordo com o método 6010B (EPA, 1996).

### 3.5. Tratamentos e delineamento experimental

O experimento foi conduzido sob sistema plantio direto, com oito tratamentos, sendo três doses de dejetos líquidos de suínos (S1, S2 e S3), três doses de cama de aviário (A1, A2 e A3), uma testemunha (T) (sem adubação) e um tratamento com adubação mineral (Q). O experimento foi instalado em blocos casualizados, com quatro repetições. As unidades experimentais de 50 m<sup>2</sup> (5 m x 10 m) foram separadas por ruas de 2 m no mesmo bloco e 3 m de um bloco para o outro (Figura 2)

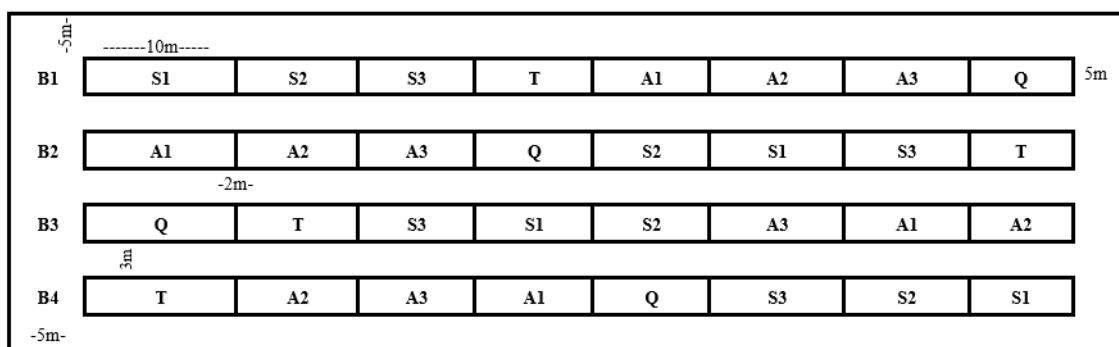


Figura 2. Croqui da área experimental com a disposição dos tratamentos.

### 3.6. Análises Estatísticas

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e analisados pelo teste de Tukey, com probabilidade significativa de 5%. Nessa etapa, utilizou-se o programa estatístico SISVAR, versão 5.1 (FERREIRA, 2003).

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. Fertilidade do Solo

Na Tabela 3, são apresentados os resultados de pH em CaCl<sub>2</sub> do solo. O maior valor dessa variável foi verificado com a dose 3 da cama de aviário, com valor médio de 6,10. De forma geral, os solos da região possuem naturalmente um pH baixo, com resultados inferiores a 4,8, sendo considerados ácidos. Neste estudo, foi possível observar que a aplicação de cama de aviário contribuiu para a elevação dos valores de pH do solo. O mesmo resultado foi observado por Schalleberger et al. (2019), ao analisarem um solo adubado com 19,5 t ha<sup>-1</sup> de cama de aviário no cultivo de tifton, em que o pH médio do solo foi de 5,91.

**Tabela 3.** Valores de pH em CaCl<sub>2</sub> e teores de Ca, Mg, Al, K, M.O. e P do solo em função de tipos e doses de adubação, na profundidade de 0 a 5 cm – Santa Tereza do Oeste - PR

| Tratamento* | pH CaCl <sub>2</sub> | Ca                     | Mg      | Al    | K      | M.O.               | P                   |
|-------------|----------------------|------------------------|---------|-------|--------|--------------------|---------------------|
|             |                      | cmolc dm <sup>-3</sup> |         |       |        | g dm <sup>-3</sup> | mg dm <sup>-3</sup> |
| T           | 5,52 b**             | 7,51 Ab                | 3,18 ab | 0,0 a | 0,54 c | 50,71 a            | 9,49 d              |
| Q           | 5,51 b               | 7,57 Ab                | 2,70 b  | 0,0 a | 0,72 c | 51,72 a            | 26,38 cd            |
| A1          | 5,93 ab              | 7,86 Ab                | 3,33 ab | 0,0 a | 1,08 b | 50,71 a            | 38,90 c             |
| A2          | 5,92 ab              | 7,63 Ab                | 3,54 ab | 0,0 a | 1,31 a | 54,07 a            | 103,97 bc           |
| A3          | 6,10 a               | 8,49 A                 | 3,82 a  | 0,0 a | 1,49 a | 53,07 a            | 117,21 ab           |
| S1          | 5,40 bc              | 7,40 Ab                | 3,39 ab | 0,0 a | 0,61 c | 54,74 a            | 105,48 b            |
| S2          | 5,60 b               | 7,40 ab                | 4,06 a  | 0,0 a | 0,74 c | 53,73 a            | 117,78 ab           |
| S3          | 5,23 c               | 7,15 b                 | 3,93 a  | 0,0 a | 0,67 c | 55,75 a            | 157,97 a            |
| CV%         | 3,4                  | 7,3                    | 10,9    | 0,0   | 10,4   | 6,3                | 40,4                |

\*T = testemunha, sem adubação; Q = adubação mineral; A1 = dose 1 de cama de aviário; A2 = dose 2 de cama de aviário; A3 = dose 3 de cama de aviário; S1 = dose 1 de dejetos líquidos de suínos; S2 = dose 2 de dejetos líquidos de suínos; S3 = dose 3 de dejetos líquidos de suínos. \*\*Médias seguidas de letras distintas, nas colunas, diferem entre si pelo teste de Tukey (p < 0,05).

O aumento do pH do solo adubado com cama de aviário pode ter ocorrido pela utilização de cal virgem dentro dos aviários. Para cada lote de criação é utilizado, em média, 0,5 kg m<sup>-2</sup> desse material, sendo que no final de um período de criação de aproximadamente 10 lotes resultarão em 5 kg m<sup>-2</sup> de cal virgem (CaO) utilizados para fins sanitários.

A cal virgem é o agente de baixo custo mais efetivo contra piolho de aves, podendo ser substituída pelo calcário pulverizado. O uso de cal virgem na cama de

aviário também é eficaz a partir da dose de  $0,3 \text{ kg m}^{-2}$  para o controle de *Salmonella* spp. e *Clostridium* spp (PRA et al., 2009).

Na reação da cal (CaO), que é um excelente corretivo de acidez, com a água do solo, ocorre a formação de hidróxido de cálcio ( $\text{Ca(OH)}_2$ ), que reage com os íons  $\text{H}^+$  aumentando o pH do solo. Os efeitos dos corretivos de acidez do solo já são amplamente conhecidos (PÁDUA et al., 2008) na neutralização do alumínio tóxico (ZAMBROSI et al., 2007) e na elevação da saturação por bases (SORATTO; CRUSCIOL, 2008).

Diferentemente da cama de aviário, com a aplicação da maior dose de dejetos líquido de suínos houve redução do pH em  $\text{CaCl}_2$  do solo, com média de 5,23 (Tabela 3). Segundo Reis et al. (2016), a maior presença de nitrogênio no solo promove um aumento na atividade microbiana, que é responsável pela decomposição da matéria orgânica e que pode aumentar a concentração de ácido carbônico e liberar íons de hidrogênio, promovendo a redução nos valores de pH. Segundo Caires et al. (2015), pode ocorrer acidificação do solo quando aplicadas doses elevadas de fertilizantes com alta concentração de nitrogênio no sistema de plantio.

Com a adição de cal virgem nos aviários, os teores de Ca em solos adubados com cama de aviário apresentaram a tendência de serem mais elevados. Na maior dose de cama de aviário, o teor de Ca foi de  $8,49 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  de Ca, sendo uma diferença de 13% a mais quando comparando com a testemunha (Tabela 3). Os tratamentos com aplicação de dejetos líquido de suínos não apresentaram diferença significativa nos teores de cálcio em relação a testemunha. Já a maior dose do dejetos líquido de suínos apresentou menor concentração de Ca no solo. Ceretta et al. (2003) observaram aumentos no teor de Ca e Mg, principalmente na camada superficial em um solo fertirrigado com dejetos líquido de suínos em doses de 20 e 40  $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , por quatro anos.

Nas adubações com as doses A3, S2 e S3, foram observados os maiores teores de Mg, sendo 3,82; 4,06 e 3,93  $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ , respectivamente, superando os resultados da testemunha e da adubação com fertilizante químico (Tabela 3). De acordo com Silva et al. (2015), ao usarem dejetos de suínos nas doses de 60; 120 e 180  $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , em pastagem de *Brachiaria decumbens*, a concentração de Mg no solo foi influenciada positivamente pela aplicação de dejetos suínos. Lourenzi et al. (2016), tiveram incrementos dos teores de potássio, cálcio e magnésio,



principalmente nas camadas superficiais do solo, o que pode ser atribuído às quantidades desses elementos adicionados ao solo com as aplicações do composto de dejetos de suínos.

Não foi observada concentração de alumínio trocável no solo em todos os tratamentos avaliados, pois em todos o valor do pH em  $\text{CaCl}_2$  foi superior a 5,0 (Tabela 3). O alumínio trocável se faz presente majoritariamente em solos com pH  $\text{CaCl}_2$  inferior a 5,0 e sua concentração aumenta à medida que o pH reduz.

Os maiores teores de potássio no solo foram observados com aplicação de cama de aviário. O aumento da dose desse dejetos acarretou maior teor do nutriente no solo. O teor máximo de potássio no solo foi obtido com a aplicação da maior adubação com cama de aviário, sendo  $1,49 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ , que corresponde a elevação de 175% em comparação à testemunha (Tabela 3).

Andreola et al. (2000), também verificaram que a adubação com esterco de aves proporcionou maior acúmulo de desse elemento no solo, em comparação ao adubo mineral. Carvalho et al. (2011) também observaram o efeito linear das doses de cama de frango sobre os teores de potássio no solo. A adubação com dejetos líquido de suínos, nas três doses avaliadas, não aumentou as concentrações de potássio no solo, não diferindo da testemunha e da adubação mineral. Isso ocorre pois os dejetos líquidos de suínos apresentam menor concentração de potássio em comparação à cama de aviário, conforme Tabela 1.

Os teores de matéria orgânica do solo não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos avaliados (Tabela 3). O solo da área cultivado sob sistema de plantio direto por muito tempo e altos teores de matéria orgânica podem explicar esses resultados. Observa-se, no entanto, tendência de aumento nos teores de matéria orgânica do solo com utilização dos dejetos de animais como fertilizante.

Todos os tratamentos apresentaram um aumento na concentração de fósforo comparando com a testemunha. Os maiores teores desse elemento, de  $157,97 \text{ mg dm}^{-3}$ , foram obtidos com a maior dose dos dejetos líquidos de suínos (Tabela 3). De acordo com Boitt et al. (2018), a adubação com dejetos de suínos resultou em acúmulos de P com aumento linear proporcionais à taxa de aplicação, após 15 anos de adições de dejetos de suínos, com taxas superiores a  $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

Lourenzi et al. (2016), analisando os atributos químicos de um Latossolo, após sucessivas aplicações de composto orgânico de dejetos líquidos de suínos, também verificaram aumento dos teores de fósforo e potássio, principalmente nas

camadas superficiais de solo. Dessa forma, os resultados indicam a necessidade de planejamento e monitoramento do uso dessa fonte de nutrientes para as plantas, em especial no perfil do solo para assegurar a sustentabilidade agrícola e ambiental do sistema de produção, conforme Silva et al. (2011).

Os teores de enxofre no solo variaram em função dos tratamentos aplicados. As maiores concentrações desse elemento foram observadas com a aplicação da maior dose dos dejetos líquidos de suínos, com um acúmulo de 54,35 mg dm<sup>-3</sup> (Tabela 4), com um resultado 395% maior comparando com a testemunha. O dejetos líquido de suínos tem a característica de ter uma concentração elevada de enxofre em sua composição devido à presença do sulfeto de hidrogênio nas fezes desses animais.

A concentração média encontrada nos dejetos de suínos foi de 26,99 g kg<sup>-1</sup> (Tabela 2) na base seca, sendo uma diferença de 176,35% em relação a concentração de enxofre encontrada na cama de aviário. Carvalho et al. (2011) revelaram que a utilização de resíduo orgânico influenciou significativamente os teores de enxofre do solo em comparação a adubação mineral.

**Tabela 4.** Teores de S, Cu, Fe, Mn, Zn e B do solo em função de tipos e doses de adubação, na profundidade de 0 a 5 cm – Santa Tereza do Oeste - PR

| Treatmento | S                   | Cu      | Fe       | Mn       | Zn       | B      |
|------------|---------------------|---------|----------|----------|----------|--------|
|            | mg dm <sup>-3</sup> |         |          |          |          |        |
| T          | 10,93 c             | 5,47 d  | 22,70 d  | 48,84 D  | 4,92 d   | 0,21 a |
| Q          | 13,52 c             | 8,94 bc | 22,21 d  | 53,36 D  | 5,65 cd  | 0,22 a |
| A1         | 12,32 c             | 7,63 c  | 25,77 cd | 62,88 cd | 5,86 cd  | 0,18 a |
| A2         | 16,69 c             | 10,05 b | 31,06 c  | 83,18 cd | 8,03 c   | 0,19 a |
| A3         | 29,84 b             | 15,14 a | 41,12 b  | 148,72 B | 10,52 bc | 0,20 a |
| S1         | 22,53 bc            | 9,28 bc | 31,44 c  | 93,38 C  | 8,06 c   | 0,22 a |
| S2         | 30,68 b             | 15,46 a | 39,79 b  | 181,72 B | 12,15 b  | 0,23 a |
| S3         | 54,35 a             | 16,21 a | 54,42 a  | 321,01 A | 18,05 a  | 0,25 a |
| CV%        | 21,5                | 9,3     | 9,6      | 11,9     | 14,6%    | 16,4%  |

\*T = testemunha, sem adubação; Q = adubação mineral; A1 = dose 1 de cama de aviário; A2 = dose 2 de cama de aviário; A3 = dose 3 de cama de aviário; S1 = dose 1 de dejetos líquido de suínos; S2 = dose 2 de dejetos líquido de suínos; S3 = dose 3 de dejetos líquido de suínos. \*\*Médias seguidas de letras distintas, nas colunas, diferem entre si pelo teste de Tukey (p < 0,05).

Os maiores teores de cobre trocáveis foram observados nos tratamentos A3, S2 e S3, com 15,14; 15,46; e 16,21 mg dm<sup>-3</sup>, respectivamente, enquanto o teor trocável de zinco submetido do tratamento S3 apresentou o maior resultado, isto é, 18,05 mg dm<sup>-3</sup> (Tabela 4). Segundo Tiecher et al. (2013), ao estudarem formas e acúmulo de cobre e zinco em um solo arenoso típico, após aplicação prolongada de

dejetos de suínos, verificaram que o conteúdo de cobre e zinco aumentou na camada de 0-5 cm, quando aplicados  $90 \text{ m}^3\text{ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e, principalmente,  $180 \text{ m}^3\text{ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de dejetos líquidos de suínos.

Basso et al. (2012) também identificaram uma relação de influência da fertirrigação com dejetos líquidos de suínos nos teores de cobre e zinco no solo, considerando um período de 4 a 20 anos. O dejetos líquido de suínos tem uma concentração elevada de cobre e zinco (Tabela 2) com a aplicação constante, e em grandes volumes tendem a aumentar a concentração desses elementos no solo.

O ferro trocável apresentou resultado significativo para o tratamento S3 com uma média de  $54,42 \text{ mg dm}^{-3}$ , sendo 139,65% maior em relação à testemunha (Tabela 4). A adubação com cama de aviário também mostrou um incremento na concentração de ferro se comparada com a testemunha. É de esperar um aumento nos teores de ferro em solos com adubação com dejetos líquidos de suínos, pois esses animais têm uma elevada exigência por esse micronutriente, principalmente pela rápida taxa de crescimento, sendo uma prática padrão nas granjas de suínos sua suplementação para esses animais (ALLEN, 2005).

Em relação aos valores encontrados de manganês no solo, o tratamento com a dose S3 apresentou o maior resultado entre os tratamentos, com  $321,01 \text{ mg dm}^{-3}$ , um aumento de 445% em relação ao resultado encontrado para testemunha (Tabela 4). Isso demonstra que aplicações de dejetos líquidos de suínos podem gerar acúmulo de manganês no solo, principalmente em superfície. Mattias et al. (2010), ao analisarem teores de manganês em solos de duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina nos municípios de Braço Norte e Concórdia, concluíram que o uso de dejetos líquidos de suínos aumenta a disponibilidade de manganês no solo, exigindo o monitoramento de seu conteúdo ao longo do tempo.

O aumento de manganês, principalmente nos tratamentos com dose de dejetos líquidos de suínos, pode ter relação com o pH, pois nesse tratamento foram encontradas as menores médias. Segundo Liu et al. (2020), a disponibilidade de manganês no solo depende de alguns fatores como o pH, presença ou ausência de matéria orgânica no solo e seu equilíbrio com outros cátions como: ferro, cálcio e magnésio. Em solos com pH menor que 5,5, há uma concentração elevada de manganês disponível para as plantas. Solos com pH acima de 5,5 favorecem a auto-oxidação do manganês, deixando-o em formas

não disponíveis as plantas. A adsorção desse elemento nas partículas do solo também é favorecida devido ao pH alto (ALEJANDRO et al., 2020).

Embora tenham sido observadas concentrações de boro no dejetos líquido de suínos e na cama de aviário com valores de 678,5 e 432,4 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 2), respectivamente, não foram observadas diferenças significativas nos teores desse elemento no solo (Tabela 4). Segundo Oliveira Neto et al. (2009), o boro é facilmente transportado com a água que infiltra no solo, o que pode ser um dos fatores que influenciaram para não ter acúmulo de boro na camada superficial.

#### 4.2. Metais pesados no solo

Não foi verificada diferença significativa nos teores de bário, cobalto e níquel do solo em função dos tratamentos avaliados (Tabela 5 e Tabela 6).

**Tabela 5.** Teores de Ba, As, Cd, Co, Cr e Pb do solo em função de tipos e doses de adubação, na profundidade de 0 a 5 cm – Santa Tereza do Oeste - PR

| Tratamento                                   | Ba                  |   | As   |    | Cd   |    | Co    |   | Cr    |    | Pb    |    |
|--|---------------------|---|------|----|------|----|-------|---|-------|----|-------|----|
|  | mg kg <sup>-1</sup> |   |      |    |      |    |       |   |       |    |       |    |
| T  | 57,84               | A | 2,44 | C  | 1,51 | b  | 17,02 | a | 18,71 | c  | 14,77 | c  |
| Q  | 58,88               | A | 2,99 | C  | 1,53 | b  | 17,30 | a | 15,71 | c  | 14,22 | c  |
| A1   | 58,01               | A | 3,32 | bc | 1,82 | ab | 18,88 | a | 23,74 | bc | 17,87 | c  |
| A2   | 56,11               | A | 3,54 | bc | 1,77 | ab | 19,11 | a | 24,65 | bc | 18,19 | c  |
| A3   | 56,45               | A | 3,59 | bc | 1,92 | ab | 19,02 | a | 25,07 | b  | 18,44 | bc |
| S1   | 59,17               | A | 4,47 | B  | 2,08 | ab | 20,43 | a | 26,81 | b  | 21,07 | b  |
| S2   | 60,33               | A | 4,87 | ab | 2,17 | ab | 24,29 | a | 28,15 | ab | 25,95 | ab |
| S3   | 60,79               | A | 5,30 | A  | 2,47 | a  | 24,71 | a | 35,66 | a  | 30,37 | a  |
| CV%  | 10,6                |   | 18,9 |    | 17,4 |    | 22,2  |   | 21,1  |    | 16,1  |    |
| Padrões de Referência (mg kg <sup>-1</sup> ) |                     |   |      |    |      |    |       |   |       |    |       |    |
| CONAMA                                       |                     |   |      |    |      |    |       |   |       |    |       |    |
| 420/2009                                     | 300                 |   | 35   |    | 3    |    | 35    |   | 150   |    | 180   |    |
| Agrícola APM <sub>max</sub>                  |                     |   |      |    |      |    |       |   |       |    |       |    |

\*T = testemunha, sem adubação; Q = adubação mineral; A1 = dose 1 de cama de aviário; A2 = dose 2 de cama de aviário; A3 = dose 3 de cama de aviário; S1 = dose 1 de dejetos líquido de suínos; S2 = dose 2 de dejetos líquido de suínos; S3 = dose 3 de dejetos líquido de suínos. \*\*Médias seguidas de letras distintas, nas colunas, diferem entre si pelo teste de Tukey (p < 0,05).

A adubação com dejetos de animais, cama de aviário e dejetos líquido de suínos proporcionou acúmulo significativo nos valores de cádmio do solo, com um destaque para a maior dose de DLS (Tabela 5), que propiciou o maior acúmulo desse elemento, de 2,47 mg kg<sup>-1</sup>. Apesar de se ter um acúmulo desse metal no

tratamento S3, o valor encontrado não está acima da legislação vigente. A cama de aviário não apresentou acúmulo significativo para cádmio.

No trabalho de Basso et al. (2012), em que foi avaliado o impacto da adubação contínua das culturas com dejetos líquidos de suínos por 22 anos, foi relatado que apenas 30% das propriedades do Oeste Catarinense estudadas apresentaram teores de cádmio maiores do que em áreas sem aplicação do dejetos. Entretanto, os autores mencionaram que os valores encontrados foram abaixo da legislação vigente, indicando que o cádmio não causaria riscos ambientais na região. Cantão et al. (2020), ao avaliarem aplicação de dejetos de suínos por 17 anos em área agrícola, verificaram que os teores de cádmio encontrados não foram superiores a  $3 \text{ mg kg}^{-1}$ , ficando abaixo do limite estabelecido pela legislação.

O arsênio, cromo e chumbo apresentaram maior acúmulo no solo com a aplicação da maior dose dos dejetos líquidos de suínos, sendo de  $5,30 \text{ mg kg}^{-1}$ ,  $35,66 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $30,37 \text{ mg kg}^{-1}$  para arsênio, cromo e chumbo, respectivamente (Tabela 5). No entanto, os valores encontrados estão abaixo dos estabelecidos pela resolução CONAMA nº420/2009. Tais valores indicam a concentração de determinada substância no solo acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado (CONAMA, 2009).

Os teores mais elevados de cobre total e zinco total (Tabela6) acumulados no solo foram observados com a maior dose de dejetos líquido de suínos, sendo  $96,57 \text{ mg kg}^{-1}$  para cobre total e  $99,87 \text{ mg kg}^{-1}$  para zinco total. Girotto et al. (2010) verificaram que a camada superficial do solo apresentou  $85,7$  e  $70,4 \text{ mg kg}^{-1}$  de cobre total e zinco total, respectivamente, quando aplicada a dose de  $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos de suínos na superfície do solo sob sistema plantio direto. Esses metais têm origem nas rações que compõem a dieta dos suínos, agindo como suplemento na alimentação e, por muitas vezes, excedem grandemente o requerimento fisiológico dos animais.

Segundo Lourenzi et al. (2016), ao analisarem atributos químicos de Latossolo, verificaram, após sucessivas aplicações de composto orgânico de dejetos líquido de suínos no município de Chapecó - SC, que elas contribuíram para o aumento de cobre e zinco, especialmente nas camadas superficiais do solo.

**Tabela 6.** Teores de Ni, Cu total, Zn total, Sb e Hg do solo em função de tipos e doses de adubação, na profundidade de 0 a 5 cm – Santa Tereza do Oeste - PR

| Tratamento                                    | Ni                  | Cu total | Zn total | Sb  | Hg  |
|---|---------------------|----------|----------|-----|-----|
|   | mg kg <sup>-1</sup> |          |          |     |     |
| T   | 5,72 a              | 50,13 b  | 42,24 c  | ND  | ND  |
| Q   | 6,40 a              | 49,82 b  | 43,73 c  | ND  | ND  |
| A1  | 5,91 a              | 53,69 b  | 46,44 c  | ND  | ND  |
| A2  | 6,00 a              | 56,42 b  | 46,19 c  | ND  | ND  |
| A3  | 6,23 a              | 57,03 b  | 47,57 c  | ND  | ND  |
| S1  | 6,02 a              | 64,35 b  | 60,51 bc | ND  | ND  |
| S2  | 7,44 a              | 83,42 a  | 81,74 b  | ND  | ND  |
| S3  | 7,50 a              | 96,57 a  | 99,87 a  | ND  | ND  |
| CV%   | 26,38%              | 11,34%   | 15,87%   | *** | *** |
| Padrões de Referência (mg kg <sup>-1</sup> )  |                     |          |          |     |     |
| CONAMA 420/2009<br>Agrícola APM <sub>ax</sub> | 70                  | 200      | 450      | 5   | 12  |

\*T = testemunha, sem adubação; Q = adubação mineral; A1 = dose 1 de cama de aviário; A2 = dose 2 de cama de aviário; A3 = dose 3 de cama de aviário; S1 = dose 1 de dejetos líquidos de suínos; S2 = dose 2 de dejetos líquidos de suínos; S3 = dose 3 de dejetos líquidos de suínos. \*\*Médias seguidas de letras distintas, nas colunas, diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ). \*\*\*ND = não detectado.

O cobre total e o zinco total foram os elementos que tiveram as maiores concentrações no solo entre todos que foram analisados, devido ao fato de serem adicionados às rações para suínos e aves. O cobre atua na síntese da hemoglobina, síntese e ativação de muitas enzimas, auxilia na prevenção de anemia e a sua função mais importante é a ação antibactericida nos animais (PINHEIRO et al. 2011).

O zinco também é fornecido aos animais, pois é constituinte de muitas metaloenzimas, sintase, transferase, DNA, RNA e está associado ao hormônio insulina. Atua no metabolismo de proteínas, carboidratos, lipídeos e vitaminas dos suínos e aves (ANDRIGUETTO et al., 2001). O antimônio e mercúrio não foram detectados pelo método utilizado neste trabalho (Tabela 6).

São escassos estudos de longa duração com aplicação de cama de aviário e dejetos líquidos de suínos em solos brasileiros. A avaliação de elementos potencialmente tóxicos em condições de campo é relevante, principalmente na busca do efeito desses elementos químicos incorporados ao solo via aplicações sucessivas de doses de cama de aviário e dejetos líquidos de suínos. A utilização de cama de aviário e dejetos líquidos de suínos melhora a fertilidade do solo, porém deve-se monitorar as concentrações de metais pesados no solo, evitando problemas ambientais, entre eles, a contaminação do solo.

O uso de dejetos de animais na adubação das culturas é muito interessante e economicamente viável. A aplicação utilizando a dose equivalente à adubação mineral é a mais correta, pois melhora a fertilidade do solo, fornecendo quantidade suficiente de nutrientes para o desenvolvimento das culturas e diminuindo o risco de contaminação do solo por metais pesados.

## 5. CONCLUSÕES

A adubação com dejetos de animais e mineral não alterou os teores de matéria orgânica, boro, alumínio, bário, cobalto e níquel no solo. A adubação com cama de aviário proporcionou maiores valores de pH, cálcio e potássio do solo; e a com dejetos líquido de suínos, maiores teores de fósforo, enxofre, cobre, ferro, manganês e zinco. Houve um acúmulo nos teores de arsênio, cádmio, cromo, chumbo, cobre total e zinco total no solo, o que ficou mais evidenciado no tratamento com a maior dose de dejetos líquido de suínos, porém os teores ficaram abaixo dos limites ambientais estabelecidos pelas agências reguladoras.



## 6.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABPA – **Associação Brasileira de Proteína Animal**. Relatório anual 2022. Disponível em:<https://abpa-br.org/wp-content/uploads/2022/05/Relatorio-Anual-ABPA-2022-1.pdf>. Acesso em 03/07/2022.
- ABREU, C. A., RAIJ, B., ABREU, M. F., GONZÁLEZ, A. P. Routine Soil Test to Monitor Heavy Metals and Boron. **Scientia Agricola**, v.62, n.6, p.564-571, 2005
- AGARWALA, S. C., SHARMA, P. N., CHATERJEE, C., SHARMA, P. C. Copper deficiency-induced changes in wheat anther. **Proceedings of the Indian National Science Academy**, v. 46, n. 2, p. 172-176, 1980.
- ALEJANDRO, S., HÖLLER, S., MEIER, B. PEITER, E. Manganese in plants: from acquisition to subcellular allocation. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, p. 300, 2020.
- ALLEN, L.H. Multiple micronutrients in pregnancy and lactation: an overview. **The American journal of clinical nutrition**, v. 81, n. 5, p. 1206S-1212S, 2005.
- ALVAREZ-PUEBLA, R.A., GOULET, P.J.G., GARRIDO, J.J. Characterization of the porous structure of different humic fractions. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v.256, p.129-135, 2005
- ANDREAZZA R., OKEKE B.C., LAMBAIS M.R., BORTOLON L., MELO G.W.B., CAMARGO F.A.O. Bacterial stimulation of copper phytoaccumulation by bioaugmentation with rhizosphere bacteria. **Chemosphere**, v. 81, n. 9, p. 1149-1154, 2010.
- ANDREOLA, F., COSTA, L. M., MENDONÇA, E. S., OLSZEWSKI, N. Propriedades químicas de uma Terra Roxa Estruturada influenciada pela cobertura vegetal de inverno e pela adubação orgânica e mineral. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 2, p. 609-620, 2000.
- ANDRIGUETTO, J. M. **Nutrição animal. Os alimentos**. 6. ed. São Paulo: Editora Nobel, 2001. v. 2.
- ARANDA, M. A., GARCIA, R. G., de FARIA DOMINGUES, C. H., SGAVIOLI, S. Panorama da avicultura: Balanço do comércio brasileiro e internacional. **Revista Espacios**, v. 38, n. 21, p. 1-8, 2017.
- BARRA, P. J., PONTIGO, S., DELGADO, M., PARRA-ALMUNA, L., DURAN, P., VALENTINE, A. J., JORQUERA, M.A., DE LA LUZ MORA, M. Phosphobacteria inoculation enhances the benefit of P-fertilization on *Lolium perenne* in soils contrasting in P-availability. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 136, p. 107516, 2019.
- BASSACO, A. C., ANTONIOLLI, Z. I., JÚNIOR, B. D. S. B., ECKHARDT, D. P., MONTAGNER, D. F., BASSACO, G. P. Caracterização química de resíduos de origem animal e comportamento de *Eisenia andrei*. **Ciência e Natura**, v. 37, n. 1, p. 45-51, 2015.

BASSO, C.J.; CERETTA, C.A.; FLORES, E.M.M.; GIROTTO, E. Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquidos de suínos. totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.42, n.4, p.653-659, 2012.

BASSO, V. M., JACOVINE, L. A. G., GRIFFITH, J. J., NARDELLI, A., ALVES, R. R., DE SOUZA, A. L. Programas de fomento rural no Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, n. 71, p. 321-321, 2012.

BELUSSO, D., HESPANHOL, A. N. A evolução da Avicultura Industrial Brasileira e Seus Efeitos Territoriais. **Revista Percorso-NEMO**, n.1, p. 25-51, 2010.

BERTOL, O. J., FEY, E., FAVARETTO, N., LAVORANTI, O. J., RIZZI, N. E. Mobilidade de P, Cu e Zn em colunas de solo sob sistema de semeadura direta submetido às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1841-1850, 2010.

BERWANGER, A. L., CERETTA, C. A., SANTOS, D. R. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, p. 2525-2532, 2008.

BIANCHI, M. O., CORRÊA, M. E. F., RESENDE, A. S., CAMPELLO, E. F. C. **Importância de estudos ecotoxicológicos com invertebrados do solo**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2010. (Documento 266). 32p.

BOITT, G., SCHMITT, D. E., GATIBONI, L. C., WAKELIN, S. A., BLACK, A., SACOMORI, W. CASSOL, P.C., CONDRON, L. M. Fate of phosphorus applied to soil in pig slurry under cropping in southern Brazil. **Geoderma**, v. 321, p. 164-172, 2018.

BRANCALIAO, S. R., CAMPOS, M., BICUDO, S. Crescimento e desenvolvimento de plantas de mandioca em função da calagem e adubação com zinco. **Nucleus**, v. 12, n. 2, p. 175-182, 2015.

BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Instrução Normativa nº 1, de 02 de maio de 2000**.

BROADLEY, M. R., WHITE, P. J., HAMMOND, J. P., ZELKO, I., LUX, A. Zinc in plants. **New phytologist**, v. 173, n. 4, p. 677-702, 2007.

CAIRES, E. F., HALISKI, A., BINI, A. R., SCHARR, D. A. Surface liming and nitrogen fertilization for crop grain production under no-till management in Brazil. **European Journal of Agronomy**, v. 66, p. 41-53, 2015.

CAKMAK, I. Possible roles of zinc in protecting plant cells from damage by reactive oxygen species. **The New Phytologist**, v. 146, n. 2, p.185-205, 2000.

CAKMAK, I., KIRKBY, E. A. Role of magnesium in carbon partitioning and alleviating photooxidative damage. **Physiologia Plantarum**, v. 133, n. 4, p. 692-704, 2008.

CAKMAK, I., YAZICI, A. M. Magnesium: a forgotten element in crop production. **Better Crops with Plant Food**, v. 94, n. 2, p. 23-25, 2010

CANELLAS, L.P., BALDOTTO, M.A., BUSATO, J.G., MARCIANO, C.R., MENEZES, S.C., SILVA, N.M. RUMJANEK, V.M., VELLOSO, A.C.X., SIMÕES, M.L., MARTINETO, L. Estoque e qualidade da matéria orgânica de um solo cultivado com cana-de-açúcar por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.331-340, 2007

CANTÃO, V. C. G., WILLINGHOEFER, R. O., MORAIS, L. K. O., SOUSA NETA, R., ARANTES, E. M. C., TAVARES, R. L. M., MENEZES, J. S. F. Adicionar dejetos suínos por 17 anos em área agrícola causa poluição por cádmio? **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 8, p. 60904-60915, 2020.

CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA J. O. MOREIRA F. M. S. Comportamento de espécies herbáceas em misturas de solo com diferentes graus de contaminação com metais pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 11, p. 1629-1638, 2002.

CARRILLO-GONZÁLEZ, R., SIMUNEK, J., SAUVE, S., ADRIANO, D. Mechanisms and pathways of trace element mobility in soils. **Advances in agronomy**, v. 91, p. 111-178, 2006.

CARVALHO, E. R., REZENDE, P. M. D., ANDRADE, M. J. B. D., PASSOS, A. M. A. D., OLIVEIRA, J. A. Fertilizante mineral e resíduo orgânico sobre características agrônômicas da soja e nutrientes no solo. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 42, p. 930-939, 2011

CERETTA, C. A. et al. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido 890 de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p. 729-735, 2003.

CERETTA, C. A., GIROTTO, E., LOURENZI, C. R., TRENTIN, G., VIEIRA, R. C. B., BRUNETTO, G. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. Agriculture, **Ecosystems and Environment, Amsterdam**, v.139, p.689-699, 2010.

CERETTA, C. A., LORENSINI, F., BRUNETTO, G., GIROTTO, E., GATIBONI, L. C., LOURENZI, C. R., MIOTTO, A. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 6, p. 593-602, 2010.

CHATTERJEE C.; GOPAL, R.; DUBE, B. K. Impact of iron stress on biomass, yield, metabolism and quality of potato (*Solanum tuberosum* L.). **Scientia Horticulturae**, v. 108, p. 1-6, 2006.

CHEN, P. Y., LEE, Y. I., CHEN, B. C., JUANG, K. W. Effects of calcium on rhizotoxicity and the accumulation and translocation of copper by grapevines. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 73, p. 375-382, 2013.

CHIODINI, B. M., DA SILVA, A. G., NEGREIROS, A. B., MAGALHÃES, L. B. Matéria orgânica e a sua influência na nutrição de plantas. **Revista Cultivando o Saber**, v. 6, n. 1, p. 181-190, 2013.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 420 de 28 de dezembro de 2009.** Disponível em: [www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620](http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620). Acesso em: 05 jun. 2021.

CORCIOLI, G., BORGES, J. D., JESUS, R. P. de. Deficiência de macro e micronutrientes em mudas maduras de *Khaya ivorensis* estudadas em viveiro. **Cerne**, v. 22, n. 1, p. 121-128, 2016.

CORDELL, D., DRANGERT, J.-O., WHITE, S. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. **Global Environmental Change**, v. 19, n. 2, p. 292–305, maio 2009

CORIOLETTI, N. S. D., BACKES, C., DA SILVA TAVEIRA, J. H., ROSWALKA, L. C., CARDOSO, R. L., CORIOLETTI, S., LUZ, V. S. V. Processos, tipos e usos de biodigestores, no tratamento de resíduos de origem animal: Processes, types and uses of biodigestors, in the treatment of waste of animal origin. **Brazilian Journal of Development**, v. 8, n. 7, p. 53775-53805, 2022.

DIESEL, R., MIRANDA, C. R., PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos.** Boletim informativo de pesquisa e extensão, 14. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves e Emater/RS, 2002.

DORTZBACH, D., DE LÉIS, C. M., SARTOR, L. R., COMIN, J. J., BELLI FILHO, P. Acúmulo de Fósforo e Potássio em Solo Adubado com Dejetos Suínos Cultivado com Milho sob Sistema Plantio Direto. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4, n. 2, p. 2847-2850, 2009.

EBERHARDT, D. N., VENDRAME, P. R. S., BECQUER, T., GUIMARÃES, M. D. F. Influência da granulometria e da mineralogia sobre a retenção do fósforo em latossolos sob pastagens no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, p. 1009-1016, 2008.

EDVAN, R. L., CARNEIRO, M. S. S. Uso da digesta bovina como adubo orgânico. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, Guarapuava, PR, v. 4, n. 2, p. 211–225, 2011.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de Métodos de Análise de Solo.** 2ª edição, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro, 1997.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** 3. ed. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Brasília, 353 p. 2013.

EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 3050B.** Acid digestion of sediments, sludges, and soils, 1996.

EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 6010B.** Inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry, Revisão 2, 1996.

EPSTEIN, E., BLOOM, A.J. **Nutrição mineral de plantas: princípios e perspectivas.** 2ª ed. Londrina-PR, 2006, 335p.

- FAGERIA, N. K. Níveis adequados e tóxicos de zinco na produção de arroz, feijão, milho, soja e trigo em solo de cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, p. 390-395, 2000.
- FERNANDES, E., GUIMARÃES, B. A., MATHEUS, R. R. Principais empresas e grupos brasileiros do setor de fertilizantes. **BNDES Setorial**, n. 29, p. 203-227, 2009.
- FERREIRA, D. F. Sisvar versão 4.2. **Lavras: DEX/Ufla**, v. 79, p. 2003, 2003.
- FINK, J. R., INDA, A. V., BAVARESCO, J., BARRÓN, V., TORRENT, J., BAYER, C. Adsorption and desorption of phosphorus in subtropical soils as affected by management system and mineralogy. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 62-68, 2016.
- FREI, M. Lignin: characterization of a multifaceted crop component. **The Scientific World Journal**, v. 2013, p. 1-25, 2013.
- FUZINATTO, N. M., CASSOL, F. E., BATISTA, C., BERNARDY, R. J. Os impactos do cooperativismo de produção no desenvolvimento de pequenos municípios. **Gestão e Sociedade**, v. 13, n. 35, p. 2901-2929, 2019.
- GASTE, L., MARÇAL, W.S., LOPES DO NASCIMENTO, M. R. Valores de chumbo inorgânico em formulações minerais comercializadas no Estado do Paraná. **Veterinary Science**, v.7, n.1, p.43-48, 2002
- GIACOMINI, D.A., AITA, C., PUJOL, S.B., GIACOMINI, S.J., DONEDA, A., CANTÚ, R.R., DESBESELL, A.; LUDTKE, R.C.; SILVEIRA, C.A.P. Mitigação das emissões de amônia por zeólitas naturais durante a compostagem de dejetos de suínos. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v.49, p. 521-530, 2014.
- GIROTTI, E., CERETTA, C. A., BRUNETTO, G., SANTOS, D. R. D., SILVA, L. S. D., LOURENZI, C. R., SCHMATZ, R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 955-966, 2010.
- GONÇALVES JÚNIOR, A. C., LINDINO C. A., ROSA F. M., BARICATTI R., GOMES, G. F. Remoção de metais pesados tóxicos cádmio, chumbo e cromo em biofertilizante suíno utilizando macrófita aquática (*Eichornia crassipes*) como bioindicador. **Acta Scientiarum**, v.30, n.1, p.9-14, 2008.
- GONÇALVES JÚNIOR, A. C.; POZZA P. C.; NACKE H.; LAZZERI, D. B.; SELZLEIN, C.; CASTILHA, L. D. Homogeneização e níveis de metais em dejetos provenientes da bovinocultura de leite. **Acta Scientiarum**, v.29, n.2, p.213-217, 2007.
- GUERINOT, M. L., YI, Y. Iron: nutritious, noxious, and not readily available. **Plant Physiology**, v. 104, p. 815-820, 1994
- HACHMANN, T. L., LAURETH, J. C. U., PARIZOTTO, A. A., JÚNIOR, A. C. G. Resíduos de aves e suínos: Potencialidades. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 8, n. 5, p. 8, 2013.

HEENAN, D. P.; CAMPBELL, L. C. Transport and distribution of manganese in two cultivars of soybean (*Glycine max* (L.) Merr.). **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 31, n. 5, p. 943-949, 1980.

HLADUN, K. R., PARKER, D. R., TRUMBLE, J. T. Cadmium, copper, and lead accumulation and bioconcentration in the vegetative and reproductive organs of *Raphanus sativus*: implications for plant performance and pollination. **Journal of Chemical Ecology**, v. 41, n. 4, p. 386-395, 2015.

IAPAR. Instituto Agronômico do Paraná. **Cartas Climáticas do Paraná**. Londrina: IAPAR. 49 p. 1994.

JOHNSON, S. E., LOEPPERT, R. H. Role of organic acids in phosphate mobilization from iron oxide. **Soil Science Society of America Journal**, v.70, p. 222-234, 2006.

JUCOSKI, G. D. O., CAMBRAIA, J., RIBEIRO, C., OLIVEIRA, J. A. D. Excesso de ferro sobre o crescimento e a composição mineral em *Eugenia uniflora* L. **Revista Ciência Agronômica**, v. 47, p. 720-728, 2016.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. CRC Press, 4 ed. Boca Raton, Florida, cap 5. 2011.

KARLEY, A. J., WHITE, P. J. Moving cationic minerals to edible tissues: potassium, magnesium, calcium. **Current opinion in plant biology**, v. 12, n. 3, p. 291-298, 2009.

KERBAUY, G.B.A. **Fisiologia Vegetal**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 2008, 432p

KIRKBY, E. A., RÖMHELD, V. Micronutrientes na fisiologia de plantas: funções, absorção e mobilidade. **Informações agronômicas**, v. 118, n. 2, p. 1-24, 2007.

KLEIN, S. G., BRAIBANTE, M. E. F. Reações de oxi-redução e suas diferentes abordagens. **Química Nova na Escola**, v. 39, n. 1, p. 35-45, 2017.

KOPITTKE, P. M., ASHER, C. J., BLAMEY, F. P. C., & MENZIES, N. W. Toxic effects of Cu<sup>2+</sup> on growth, nutrition, root morphology, and distribution of Cu in roots of Sabi grass. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 16, p. 4616-4621, 2009.

KUKI, K. N., OLIVA, M. A., COSTA, A. C. The simulated effects of iron dust and acidity during the early stages of establishment of two coastal plant species. **Water, Air and Soil pollution**, v. 196, n. 1-4, p. 287-295, 2009.

KUMAR, J., KUMAR, R., RAI, R., MISHRA, D. S., SINGH, S. K., NIMBOLKAR, P. K. Influence of foliar application of mineral nutrients at different growth stages of guava. **Journal of Plant Nutrition**, v. 40, n. 5, p. 656-661, 2017.

KUNZ, A., HIGARASHI, M. M., OLIVEIRA, P. A. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 22, n. 3, p. 651-665, 2005.

KUNZ, A., OLIVEIRA, P. A. V. Aproveitamento de dejetos de animais para geração de biogás. **Revista de Política Agrícola**, v.15, n.3, p.28-35, 2006.

LEITE, L. F., ARRUDA, F. P. D., COSTA, C. D. N., FERREIRA, J. D. S., HOLANDA NETO, M. R. Qualidade química do solo e dinâmica de carbono sob monocultivo e consórcio de macaúba e pastagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 1257-1263, 2013.

LINDON, F. C., BARREIRO, M. G., RAMALHO, J. C. Manganese accumulation in rice: implications for photosynthetic functioning. **Journal of Plant Physiology**, v. 161, n. 11, p. 1235-1244, 2004.

LIU, Y., XUE, Y., XIE, B., ZHU, S., LU, X., LIANG, C., TIAN, J. Complex gene regulation between young and old soybean leaves in responses to manganese toxicity. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 155, p. 231-242, 2020

LOURENZI, C. R., SCHERER, E. E., CERETTA, C. A., TIECHER, T. L., CANCIAN, A., FERREIRA, P. A. A., BRUNETTO, G. Atributos químicos de Latossolo após sucessivas aplicações de composto orgânico de dejetos líquidos de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 233-242, 2016.

LUCCA, W., CECCHIN, R., TIMBOLA, E., GRANDIN, J., LUCCA, M. S. Efeito de diferentes tratamentos químicos em cama para aves de corte. **Revista Agrogeoambiental**, v. 4, n. 1, p. 25-31, 2012.

MACKIE, K. A., MÜLLER, T., KANDELER, E. Remediation of copper in vineyards—a mini review. **Environmental Pollution**, v. 167, p. 16-26, 2012.

MALAVOLTA, E., VITTI, G. C., OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: Potafos. 319p, 1997.

MALAVOLTA, E. **Manual de Química Agrícola**. Editora Agronômica Ceres, São Paulo, p. 939 1976.

MARQUES, T. C. L. L. D. S., SOARES, A. M., GOMES, M. P., & MARTINS, G. Respostas fisiológicas e anatômicas de plantas jovens de eucalipto expostas ao cádmio. **Revista Árvore**, v. 35, p. 997-1006, 2011.

MARSCHNER, P., CROWLEY, D., RENGEL, Z. Rhizosphere interactions between microorganisms and plants govern iron and phosphorus acquisition along the root axis - model and research methods. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 5, p. 883-894, 2011.

MATTIAS, J. L., CERETTA, C. A., NESI, C. N., GIROTTO, E., TRENTIN, E. E., LOURENZI, C. R., VIEIRA, R. C. B. Copper, zinc and manganese in soils of two watersheds in Santa Catarina with intensive use of pig slurry. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1445-1454, 2010.

MELO, E. E. C. de., NASCIMENTO, C. W. A. do., SANTOS, A. C. Q. Poluição do solo e qualidade ambiental. Solubilidade, Fracionamento, Racionamento e Fitoextração de metais pesados após aplicação de agentes quelantes. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. v. 30 n. 6. p. 1051-1060, 2006.

MELO, L. C. A., AVANZI, J. C., CARVALHO, R., SOUZA, F. S. D., PEREIRA, J. L. A. R., MENDES, A. D. R., MACÊDO, G. B. Nutrição e produção de matéria seca de milho submetido a calagem e adubação e sulfatada. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 41, p. 193-199, 2011.

MIGLIAVACCA, A., YANAGIHARA, J. I. Mass balance applied to brazilian conventional broiler houses during one production cycle. **Brazilian Journal of Poultry Science**, v. 19, n. 1, p. 75-86, 2017.

MIYAZAWA, M; BARBOSA, G. M. de C. **Dejeto líquido de suíno como fertilizante orgânico: método simplificado**. Londrina: IAPAR, jan. 2015. (Boletim técnico, nº 84).

MONTEIRO, J. E. B. A., SENTELHAS, P. C., CHIAVEGATO, E. J., GUISELINI, C., SANTIAGO, A. V., PRELA, A. Estimação da área foliar do algodoeiro por meio de dimensões e massa das folhas. **Bragantia**, v.64, p.15-24, 2005.

MORA, M. L., CARTES, P., DEMANET, R., CORNFORTH, I. S. Effects of lime and gypsum on pasture growth and composition on an acid Andisol in Chile, South America. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 33, n. 13-14, p. 2069-2081, 2002.

MORAL, R., PEREZ-MURCIA, M. D., PEREZ-ESPINOSA, A., MORENO-CASELLES, J., PAREDES, C., RUFETE, B. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. **Waste Management**, v.28, p.367-371, 2008.

NELSON, K. A., MOTAVALLI, P. P., NATHAN, M. Response of no-till soybean to timing of preplant and foliar potassium applications in a claypan soil. **Agronomy Journal**, v. 97, n. 3, p. 832–838, 2005.

NEVES, L. S. das, ERNANI, P. R., SIMONETE, M. A. Mobilidade de potássio em solos decorrente da adição de doses de cloreto de potássio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 25-32, 2009.

OLIVEIRA NETO, W. D., MUNIZ, A. S., SILVA, M. A. G. D., CASTRO, C. D.; BORKERT, C. M. Boron extraction and vertical mobility in Paraná State Oxisol, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 33, p. 1259-1267, 2009.

OLIVEIRA, G. C., JUNIOR, D., RESCK, D. V. S., CURI, N. Caracterização química e físico-hídrica de um Latossolo Vermelho após vinte anos de manejo e cultivo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 327-336, 2004.

OLIVEIRA, M. V., VILLAS BÔAS, R. L. Uniformidade de distribuição do potássio e do nitrogênio em sistema de irrigação por gotejamento. **Engenharia Agrícola**, v. 28, p. 95-103, 2008.

PÁDUA, T. R. P., SILVA, C. A., DIAS, B. O. Nutrição e crescimento do algodoeiro em latossolo sob diferentes coberturas vegetais e manejo de calagem. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 32, p. 1481-1490, 2008.



PINHEIRO, C. P., BOMJARDIM, H. A., ANDRADE, S. J., FAIAL, K. C., OLIVEIRA, C. M., BARBOSA, J. D. Níveis de fósforo, cobre, cobalto e zinco em bubalinos (*Bubalus bubalis*) na Ilha de Marajó, Estado do Pará. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 31, p. 193-198, 2011

PINTO, F. A., SANTOS, F. L., TERRA, F. D., RIBEIRO, D. O., SOUSA, R. R. J., SOUZA, E. D., CARNEIRO, M. A. C., PAULINO, H. B. Atributos de solo sob pastejo rotacionado em função da aplicação de cama de peru. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia-GO, v. 42, n. 3, p. 254-262, 2012.

PRA, M. A. D., CORRÊA, É. K., ROLL, V. F., XAVIER, E. G., LOPES, D. C. N., LOURENÇO, F. F., ZANUSSO J. T.; ROLL, A. P. Uso de cal virgem para o controle de *Salmonella* spp. e *Clostridium* spp. em camas de aviário. **Ciência Rural**, v. 39, n. 4, p. 1189-1194, 2009.

PRADO, R. M., LEAL, R. M. Desordens nutricionais por deficiência em girassol variedade catissol-01. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.36, p.187-193, 2006.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba-SP: International Plant Nutrition Institute, 2011. 420p.

RAMALHO, J. F. G. P., AMARAL SOBRINHO, N. M. B., VELLOSO, A. C. X. Contaminação da microbacia de Caetés com metais pesados pelo uso de agroquímicos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. 1289-1303, 2000.

REIS, M. M., SANTOS, L. D., PEGORARO, R. F., COLEN, F., ROCHA, L. M., FERREIRA, G. A. D. P. Nutrition of *Tithonia diversifolia* and attributes of the soil fertilized with biofertilizer in irrigated system. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, p. 1008-1013, 2016.

RHEINHEIMER, D. D. S., CAMPOS, B. H. C. D., GIACOMINI, S. J., CONCEIÇÃO, P. C., BORTOLUZZI, E. C. Comparação de métodos de determinação de carbono orgânico total no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 435-440, 2008.

RIBEIRO, D. O., CASTOLDI, G., SILVA, H. D., CALVACANTE, T. J., JÚNIOR, J. J. A., LIMA, L. I. O., CARBALLAL, M. R. Atributos físicos de um latossolo após o uso de doses de cama de frango acrescidas à adubação mineral. **Colloquium Agrariae**. v. 15, n. 2, p. 9-17, 2019.

RINALDI, C. R., SCHOENHALS, M., PASSIG, F. H., FOLLADOR, F. C. Diagnóstico inicial do consumo de insumos e geração de resíduos da avicultura de corte. **Engenharia Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 161- 182, 2012

ROGERI, D. A. ERNANI, P. R., MANTOVANI, A., LOURENÇO, K. S. Composition of poultry litter in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 40:e0140697. 2016.

ROJAS-LILLO, Y., ALBERDI, M., ACEVEDO, P., INOSTROZA-BLANCHETEAU, C., RENGEL, Z., DE LA LUZ MORA, M., REYES-DÍAZ, M. Manganese toxicity and UV-B radiation differentially influence the physiology and biochemistry of highbush

blueberry (*Vaccinium corymbosum*) cultivars. **Functional Plant Biology**, v. 41, n. 2, p. 156-167, 2013.

ROLIM NETO, F. C., SCHAEFER, C. E. G. R., COSTA, L. M., CORRÊA, M. M., FERNANDES FILHO, E. I., IBRAIMO, M. M. Adsorção de fósforo, superfície específica e atributos mineralógicos em solos desenvolvidos de rochas vulcânicas do Alto Paranaíba (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.953-964, 2004.

ROSOLEM, C. A., SANTOS, F. P. D., FOLONI, J. S. S., CALONEGO, J. C. Potássio no solo em consequência da adubação sobre a palha de milho e chuva simulada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, p. 1033-1040, 2006.

RUYTERS, P., SALAETS, K., OORTS, E. Smoldres Copper toxicity in soils under established vineyards in Europe: a survey. **Science Total Environmental**. v. 443, p. 470–477, 2013.

SAHRAWAT, K. L. Iron toxicity in wetland rice and the role of other nutrients. **Journal Plant Nutrition**, v. 27, p. 1471-1504, 2004

SANTOS, D. H., SILVA, M. D. A., TIRITAN, C. S., FOLONI, J. S., ECHER, F. R. Qualidade tecnológica da cana-de-açúcar sob adubação com torta de filtro enriquecida com fosfato solúvel. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 443-449, 2011.

SANTOS, E. F., MATEUS, N. S., RABÊLO, F. H. S., MACEDO, F. G., LAVRES, J. Diagnosing early disorders in *Jatropha curcas* to calcium, magnesium and sulfur deficiency. **Journal of Plant Nutrition**, v. 43, n. 11, p. 1604-1616, 2020.

SANTOS, E. F., SANTINI, J. M. K., PAIXÃO, A. P., JÚNIOR, E. F., LAVRES, J., CAMPOS, M., DOS REIS, A. R. Physiological highlights of manganese toxicity symptoms in soybean plants: Mn toxicity responses. **Plant physiology and biochemistry**, v. 113, p. 6-19, 2017.

SCHALLEMBERGER, J. B., MATSUOKA, M. M. M., PAVEGLIO, S. S., LAZZARETTI, G., BETTIO, I., DA ROS, C. O. Efeito da utilização de cama de aviário como adubo orgânico na qualidade química e microbiológica do solo. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 42, n. 1, p. 580-592, 2019.

SCHMIDT, C. J., LORENZETTI, J. B., DANILUSSI, M. T. Y., DIETER, J., SCHMIDT, A. O. Retenção de nitrogênio, fósforo e potássio provenientes de água residuária de suinocultura por hidrogel. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 1, p. 2582-2626, 2020.

SCHMIDT, S. B., JENSEN, P. E., HUSTED, S. Manganese deficiency in plants: the impact on photosystem II. **Trends in Plant Science**, v. 21, n. 7, p. 622-632, 2016.

SEDIYAMA, M. A. N., VIDIGAL, S. M., PEDROSA, M. W., PINTO, C. L. O., SALGADO, L. T. Fermentação de esterco de suínos para uso como adubo orgânico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, n.6, p.638–644, 2008.

SERAFIM, G. B, GUIMARÃES FILHO, L. P. Estudo sobre o reaproveitamento dos dejetos de suínos na bacia do Rio Sangão-Santa Catarina. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 5, n. 2, p. 151-174, 2012.

SHORROCKS, V. M. The occurrence and correction of boron deficiency. **Plant and Soil**, v.193, p.121-148, 1997.

SILVA, A. D. A., LANA, Â. M., LANA, R. M., COSTA, A. M. Fertilização com dejetos suínos: influência nas características bromatológicas da *Brachiaria decumbens* e alterações no solo. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 2, p. 254-265, 2015

SILVA, A. F., CARVALHO, M. A. C., SCHONINGE, E. L., MONTEIRO S., CAIONE, G., SANTOS, E. P. A. Doses de inoculante e nitrogênio na semeadura da soja em área de primeiro cultivo. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 27, n. 3, p. 404-412, 2011.

SILVA, F. C. S., ALMEIDA, A. M., SILVEIRA, P. B., NASCIMENTO, A. F., HANZIN, C. A., VALENTIM, E. Determinação de metais pesados em amostras de água usada para irrigação de hortaliças cultivadas em beira de estrada. **Scientia Plena**. v. 9, n. 8, p. 1-7, 2013.

SIQUEIRA-SILVA, A. I., DA SILVA, L. C., AZEVEDO, A. A., OLIVA, M. A. Iron plaque formation and morphoanatomy of roots from species of restinga subjected to excess iron. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 78, p. 265-275, 2012.

SOARES, C. R. F. S., SIQUEIRA, J. O., CARVALHO, J. D., MOREIRA, F. M. S., GRAZZIOTTI, P. H. Crescimento e nutrição mineral de *Eucalyptus maculata* e *Eucalyptus urophylla* em solução nutritiva com concentração crescente de cobre. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. 12, n. 3, p. 213-225, 2000.

SORATTO, R.P., CRUSCIOL, C.A.C. Atributos químicos do solo decorrentes da aplicação em superfície de calcário e gesso em sistema plantio direto recém implantado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.675-688, 2008.

SOUZA, H. D., OLIVEIRA, E. L., FACCIOLI-MARTINS, P. Y., SANTIAGO, L., PRIMO, A. A., MELO, M. D., PEREIRA, G. A. C. Características físicas e microbiológicas de compostagem de resíduos animais. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 71, p. 291-302, 2019.

SOUZA, J. A. R. D., MOREIRA, D. A., MARTINS, I. P., CARVALHO, C. V. D. M., & CARVALHO, W. B. D. Sanidade de frutos de pimentão fertirrigados com água residuária da suinocultura. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, p. 124-134, 2013.

STEINER, F., DO CARMO LANA, M., ZOZ, T., FRANDOLOSO, J. F. Changes in potassium pools in Paraná soils under successive cropping and potassium fertilization. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 36, n. 2, p. 4083-4098, 2015.

STIPP, S.R., CASARIN, V. Importância do enxofre na agricultura brasileira. **Informações Agronômicas**. v. 129. p. 14 – 20, 2010.

SUNADA, N. D. S., ORRICO, A. C. A., ORRICO, M. A. P., CENTURION, S. R., OLIVEIRA, A. B. D. M. Compostagem de resíduo sólido de abatedouro avícola. **Ciência Rural**, v. 45, p. 178-183, 2015.

TAIZ, L., ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 5a ed. Porto Alegre: Artmed, 2013. 820 p.

TANAKA M, FUJIWARA T. Physiological roles and transport mechanisms of boron: perspectives from plants. **European Journal of Physiology**, v. 456, p. 671-677, 2008

THOMS, E., ROSSA, L. S., STAHLKE, E. V. R., FERRO, I. D., MACEDO, R. E.F. Perfil de consumo e percepção da qualidade da carne suína por estudantes de nível médio da cidade de Irati, PR. **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 8, n. 4, p. 449-459. 2010.

TIECHER, T. L., CERETTA, C. A., COMIN, J. J., GIROTTO, E., MIOTTOV, A., MORAES, M. P., BENEDET, L., FERREIRA, P. A. A., LORENZ, C. R., COUTO, R. R., BRUNETTO, G. Forms and accumulation of copper and zinc in a sandy typic hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep litter. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p. 812-824, 2013.

TURRA, C., FERNANDES, E. A. N., BACCHI, M. A. Evaluation on rare earth elements of Brazilian agricultural supplies. **Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology**. v. 3, p. 86-92, 2011.

VALADÃO, F. C. A., MAAS, K. D. B., WEBWE, O. L. S., JUNIOR, D. D. V., SILVA, T. J. Variação nos Atributos do solo em sistema de manejo com adição de cama de frango. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.35, n. 22, p. 2073-2082, 2011

VIELMO, H., BONA FILHO, A., SOARES, A. B., ASSMANN, T. S., ADAMI, P. F. Effect of fertilization with fluid swine slurry on production and nutritive value of Tifton 85. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 40, p. 60-68, 2011.

VIVAN, M., KUNZ, A., STOLBERG, J., PERDOMO, C., TECHIO, V. H. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 320-325, 2010.

WENG, G., WU, L., WANG, Z., LUO, Y., CHRISTIE, P. Copper uptake by four *Elsholtzia* ecotypes supplied with varying levels of copper in solution culture. **Environment International**, v. 31, n. 6, p. 880-884, 2005.

WENG, X. Y., ZHAO, L. L., ZHENG, C. J., ZHU, J. W. Characteristics of the hyperaccumulator plant *Phytolacca acinosa* (Phytolaccaceae) in response to excess manganese. **Journal of plant nutrition**, v. 36, n. 9, p. 1355-1365, 2013.

YABE, M. J. S., OLIVEIRA, E. de.; Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. **Química Nova**. v. 5, n. 21, p. 551-556,1998.

ZAMBON, C. R., SILVA, L. F. D. O. D., PIO, R., FIGUEIREDO, M. A. D., SILVA, K. N. Establishment of growth medium and quantification of germination of pollen grains

of quince tree cultivars. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 36, n. 2, p. 400-407, 2014.

ZAMBROSI, F. C. B., ALLEONI, L. R. F., CAIRES, E. F. Liming and ionic speciation of an Oxisol under no-till system. **Scientia Agricola**, v. 65, p. 190-203, 2008.

ZAMUNER, E.C., PICONE, L.I., ECHEVERRIA, H.E. Organic and inorganic phosphorus in Mollisol soil under different tillage practices. **Soil and Tillage Research**, v.99, p.131-138, 2008

ZANÃO JÚNIOR, L. A., FARIA, R. T., CARAMORI, P. H. **Produtividade da soja no entorno do reservatório de Itaipu**. Londrina-PR: IAPAR, 2015. 217 p.