



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

JEAN CARLO SANTOS DE OLIVEIRA

**INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO APÓS 4 ANOS
DE APLICAÇÕES SUCESSIVAS DE RESÍDUOS
ORGÂNICOS**

JEAN CARLO SANTOS DE OLIVEIRA

**INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO APÓS 4 ANOS
DE APLICAÇÕES SUCESSIVAS DE RESÍDUOS
ORGÂNICOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Agronomia da Universidade Estadual de Londrina, Área de Concentração em Manejo Sustentável do Solo e Engenharia Agrícola como requisito para obtenção do título de Doutor em Agronomia.

Orientador: Prof. Dr. João Tavares Filho.

Coorientadora: Dr^a. Graziela Moraes de Cesare Barbosa.

Londrina
2019

JEAN CARLO SANTOS DE OLIVEIRA

**INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO APÓS 4 ANOS DE
APLICAÇÕES SUCESSIVAS DE RESÍDUOS ORGÂNICOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Agronomia da Universidade Estadual de Londrina, Área de Concentração em Manejo Sustentável do Solo e Engenharia Agrícola como requisito para obtenção do título de Doutor em Agronomia.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. João Tavares Filho
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof^a. Dr^a. Maria de Fátima Guimarães
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Prof^a. Dr^a. Adriana Pereira da Silva
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Dr. José Francirlei de Oliveira
Instituto Agronômico do Paraná - IAPAR -
Londrina

Prof^a. Dr^a. Marla Alessandra de Araújo
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Londrina, 27 de Fevereiro de 2019.

Dedico este trabalho a minha família pelo apoio irrestrito, pela dedicação, compreensão e cumplicidade.

AGRADECIMENTO (S)

Aos meus pais Francisco e Sueli pelo aporte de amor, caráter e princípios; aos meus irmãos Ticiane, Luan e Sérgio pela inspiração, amizade e incentivos.

Ao meu orientador João Tavares Filho, exemplo de pessoa e profissional, pelo apoio, oportunidade, confiança, credibilidade e ensinamentos.

A minha coorientadora Graziela Moraes de Cesare Barbosa pela compreensão, amizade e conhecimentos transmitidos.

Aos amigos e companheiros da pós graduação da UEL, do laboratório de solos da UEL e do laboratório de solos do IAPAR

Epígrafe

Se eu ousar catar
Na superfície
De qualquer manhã
As palavras
De um livro
Sem final, sem final
Sem final, sem final
Final

Valeu a pena
Êh! Êh!
Valeu a pena
Êh! Êh!
Sou pescador de ilusões
Sou pescador de ilusões
(o RAPPÀ)

OLIVEIRA, Jean Carlo Santos de. **Indicadores de Qualidade do solo após 4 anos de aplicações sucessivas de resíduos orgânicos**. 2019. 78 folhas. Tese de Doutorado em Agronomia – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2019.

RESUMO

A avicultura e a suinocultura exerce grande importância econômica para o Brasil, que ocupa as primeiras posições no ranking de produção e exportação. Entretanto, a intensificação dessas atividades, produz grandes volumes de dejetos animais nas propriedades agrícolas, tornando um entrave para a cadeia produtiva. Para minimizar os problemas do aumento dos dejetos líquidos suíno (DLS) e cama de aves (CA), produtores tem utilizado esses como fontes de nutrientes, substituindo total ou parcialmente a adubação mineral. Entretanto, as alterações causadas por essa prática nos atributos físicos, químicos do solo e no incremento de carbono orgânico, ainda não são conclusivos. Diante do exposto o trabalho tem por objetivo avaliar o efeito de curto período (4 anos) de aplicações sucessivas de CA e DLS na qualidade física e química do solo e na qualidade do carbono orgânico. O experimento foi conduzido no município de Santa Tereza do Oeste – PR, em um Latossolo Vermelho distroférrico muito argiloso sobre sistema de semeadura direta. O experimento foi instalado em delineamento de blocos casualizados com 8 tratamentos (doses de DLS e CA) e quatro repetições, em parcelas de 50 m². Os tratamentos foram: controle (C), sem aplicações de fertilizante químico ou orgânico; (FM) aplicação de fertilizante mineral de formulado NPK (conforme a cultura a ser implantada); DLS100 e CA100 – 100% de N ou P₂O₅; DLS200 e CA200 – 200% de N ou P₂O₅; DLS300 e CA300 – 300% de N ou P₂O₅, ambas porcentagens são em relação ao FM. Para avaliação da qualidade física do solo foram avaliados a estabilidade de agregados, a densidade do solo (Ds) e a argila dispersa em água (ADA), já para a qualidade química foram avaliados os teores de carbono orgânico (CO), pH CaCl₂, H+Al, alumínio (Al³⁺), cálcio (Ca⁺²), magnésio (Mg⁺²), potássio (K⁺) e fósforo (P). A partir desses atributos químicos foram calculadas a CTC efetiva (t) e a saturação por bases (V%). Para a avaliação da qualidade do carbono orgânico o solo foi submetido ao fracionamento químico da matéria orgânica (ácido fúlvico, ácido húmico e húmica) e representado por meio dos espectros VisNIR. A aplicação sucessiva de dejetos líquidos suíno, durante quatro anos, foi mais efetiva na melhoria da qualidade do solo, em relação à cama de aves e aos tratamentos adicionais, sem fertilização ou fertilização química. Esse resíduo proporcionou o aumento dos ácidos fúlvicos e húmicos, os quais influenciaram diretamente no aumento do pH e dos macronutrientes do solo, principalmente os teores de P₂O₅, com aumento de até oito vezes. O uso de DLS também proporcionou melhoria na qualidade física do solo, por meio da redução das classes de agregados menores que 1 mm e que está diretamente ou indiretamente relacionados com a DIR das bandas espectrais, que estão de acordo com as estruturas carbônicas aromáticas e alifáticas com ligações dos grupos carboxila das moléculas. Ressalta-se que o aumento dos teores de P₂O₅ proporcionado pela maior dose de DLS foram superiores ao limite crítico, resultando na importância do monitoramento contínuo desses dejetos na preservação dos recursos ambientais.

Palavras-chave: manejo conservacionista. matéria orgânica. adubação orgânica .

OLIVEIRA, Jean Carlo Santos de. **Soil quality indicators after 4 years of successive applications of organic waste**. 2019. 78 folhas. Tese de doutorado - Londrina State University, Londrina, 2019.

ABSTRACT

Poultry farming and swine farming have great economic importance for Brazil, which occupies the top positions in the ranking of production and export. However, the intensification of these activities produces large volumes of animal waste on agricultural properties, making it an obstacle to the productive chain. In order to minimize the problems of the increase of swine liquid waste (SLW) and poultry manure (PM), producers have used these as sources of nutrients, totally or partially replacing mineral fertilization. However, the changes caused by this practice in the physical, chemical soil attributes and in the increment of organic carbon, are still not conclusive. In view of the above, the objective of this work is to evaluate the short-term (4-year) effect of successive PM and SLW applications on soil physical and chemical quality and organic carbon quality. The experiment was conducted in the municipality of Santa Tereza do Oeste - PR, in a very clayey dystroferric Oxisoil under no-tillage. The experiment was installed in a randomized block design with 8 treatments (doses of SLW and PM) and four replications, in plots of 50 m². The treatments were: control (C), without applications of chemical or organic fertilizer; (MF) application of mineral fertilizer formulated NPK (according to the culture to be implanted); DLS100 and CA100 - 100% N or P₂O₅; DLS200 and CA200 - 200% N or P₂O₅; DLS300 and CA300 - 300% N or P₂O₅, both percentages are relative to MF. For the evaluation of soil physical quality, the stability of aggregates, bulk soil (Bs) and water dispersed clay (WDC), already for the chemical quality were evaluated the contents of organic carbon (CO), pH CaCl₂, H + Al, aluminum (Al³⁺), calcium (Ca⁺²), magnesium (Mg⁺²), potassium (K⁺) and phosphorus (P). From these chemical attributes, the effective CTC (t) and the base saturation (V%) were calculated. For the evaluation of the quality of the organic carbon the soil was subjected to chemical fractionation of the organic matter (fulvic acid, humic acid and humin) and represented by means of the VisNIR spectra. The successive application of swine liquid waste for four years was more effective in improving soil quality in relation to poultry manure and additional treatments without fertilization or chemical fertilization. This residue gave rise to the fulvic and humic acids, which directly influenced the increase of pH and soil macronutrients, mainly P₂O₅, with an increase of up to eight times. The use of SLW also provided an improvement in the physical quality of the soil by reducing the classes of aggregates smaller than 1 mm and that are directly or indirectly related to the DIR of the spectral bands, which are in agreement with the aromatic and aliphatic carbonic structures with bonds of carboxyl groups of molecules. It should be emphasized that the increase in P₂O₅ levels provided by the highest dose of SLW was higher than the critical limit, thus highlighting the importance of continuous monitoring of these wastes in the preservation of environmental resources.

Key words: conservationist management, organic matter, organic fertilization.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Espectro médio das amostras de solo e representação gráfica da diferença da inflexão de reflectância (DIR); h. diferença entre o fator de reflectância do topo e a curva de inflexão da banda espectral (2050-2220 nm) escolhida por interpretação empírica no laboratório.	32
--	----

LISTA DE TABELAS

ARTIGO A

- Tabela 3.1** – Propriedades químicas do dejetos líquido suíno e de cama de aves em base seca29
- Tabela 3.2** – Relação do comprimento de ondas com possíveis componentes do carbono orgânico.....33
- Tabela 3.3** – Nível de probabilidade de significância multivariada (MANOVA) para os atributos químicos e físicos, nas camadas 0,00-0,10 e 0,10-0,20 m, considerando as fontes de fertilização mineral (NPK), doses de dejetos líquido suíno (DLS) e cama de aves (CA) e a interação entre esses fatores.34
- Tabela 3.4** – Nível de probabilidade de significância da análise de variância e médias do teor de carbono orgânico (CO), pH-CaCl₂ e capacidade de troca de cátions efetiva (t) da camada 0,00-0,10 m..36
- Tabela 3.5** – Nível de probabilidade de significância da análise de variância e médias do teor de carbono orgânico (CO), pH-CaCl₂ e capacidade de troca de cátions efetiva (t) da camada 0,10-0,20 m..37
- Tabela 3.6** – Nível de probabilidade de significância da análise de variância e médias das classes de agregados (mm) da camada de 0,00-0,10 m.....38
- Tabela 3.7** – Nível de probabilidade de significância da análise de variância e médias das classes de agregados (mm) da camada de 0,10-0,20 m.....39
- Tabela 3.8** – Coeficientes da correlação linear de Pearson (5% de probabilidade) entre os atributos químicos e as oito diferenças da inflexão de reflectância (DIR) dos espectros da camada 0,00-0,10 m (n=96).....40
- Tabela 3.9** – Coeficientes da correlação linear de Pearson (5% de probabilidade) entre

os atributos químicos, físicos e as oito diferenças da inflexão de reflectância (DIR) dos espectros da camada 0,10-0,20 m (n=96)..... 41

ARTIGO B

Tabela 4.1 – Propriedades químicas do dejetos líquido suíno e de cama de aves em base seca..... 49

Tabela 4.2 – Teor de ácido fúlvico, ácido húmico, humina, carbono orgânico (CO), densidade do solo (Ds) e argila dispersa em água (ADA) na camada de 0,00-0,10 m.. 52

Tabela 4.3 – Médias do pH-CaCl₂, H+Al, alumínio (Al⁺³), cálcio (Ca⁺²), magnésio (Mg⁺²), potássio (K⁺), fósforo (P), soma de bases (SB), CTC efetiva (t) e saturação por bases (V%), na camada de 0,00-0,10 m.. 53

Tabela 4.4 – Coeficientes de correlação linear de Pearson (5% de probabilidade) entre as frações químicas da matéria orgânica (ácido fúlvico, ácido húmico e humina) com os atributos químicos e físicos do solo, na camada de 0,00-0,10 m (n=96)..... 55

Tabela 4.5 – Teor médio de ácido fúlvico, ácido húmico, humina, carbono orgânico (CO), densidade do solo (Ds) e argila dispersa em água (ADA) na camada de 0,10-0,20 m... 56

Tabela 4.6 – Médias de pH-CaCl₂, H+Al, alumínio (Al⁺³), cálcio (Ca⁺²), magnésio (Mg⁺²), potássio (K⁺), fósforo (P), soma de bases (SB), CTC efetiva (T) e saturação por bases (V%), na camada de 0,10-0,20 m..... 58

Tabela 4.7 – Coeficientes de correlação linear de Pearson (5% de probabilidade) entre as frações químicas da matéria orgânica (ácido fúlvico, ácido húmico e humina) com os atributos químicos e físicos do solo na camada de 0,10-0,20 m (n=96)..... 60

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Al ³⁺	Alumínio
ADA	Argila Dispersa em Água
AF	Ácido Fúlvico
AH	Ácido Húmico
CO	Carbono Orgânico
Ca ²⁺	Cálcio
CA	Cama de Aviário
Ds	Densidade do Solo
DLS	Dejeto Líquido Suíno
DMG	Diâmetro Médio Geométrico
DMP	Diâmetro Médio Ponderado
HU	Húmina
H ₂ SO ₄	Ácido Sulfúrico
IEA	Índice de Estabilidade de Agregados
K ⁺	Potássio
K ₂ Cr ₂ O ₇	Dicromato de Potássio
Mg ²⁺	Magnésio
MOS	Matéria Orgânica do Solo
N	Nitrogênio
Na ⁺	Sódio
NH ⁴⁺	Amônio
NO ³⁻	Nitrato
NRCS	Serviço de Conservação dos Recursos Naturais
P ₂ O ₅	Fósforo
QS	Qualidade do solo
USDA	Departamento de Agricultura dos Estados Unidos

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	REVISÃO DE LITERATURA	14
2.1	QUALIDADE DO SOLO (QS)	14
2.2	ATRIBUTOS PARA AVALIAÇÃO DA QS	15
2.2.1	Textura e Argila Dispersa em Água.....	15
2.2.2	Densidade do solo.....	17
2.2.3	Estabilidade de Agregados	18
2.2.4	Matéria Orgânica do Solo.....	19
2.3	RESÍDUOS ORGÂNICOS	22
2.3.1	Dejeto Líquido Suíno (DLS)	23
2.3.2	Cama de Aviário (CA)	24
3	ARTIGO A: : Qualidade física do solo após curto período de aplicações com diferentes doses de resíduos orgânicos com recalcitrância distinta	25
3.1	RESUMO	25
3.2	ABSTRAT.....	26
3.3	INTRODUÇÃO	27
3.4	MATERIAL E MÉTODOS	28
3.5	RESULTADOS	34
3.6	CONCLUSÃO.....	44
4	ARTIGO B: Qualidade física e química do solo após curto período de aplicações com diferentes doses de resíduos orgânicos	45
4.1	RESUMO	45
4.2	ABSTRAT.....	46
4.3	INTRODUÇÃO	46
4.4	MATERIAL E MÉTODOS	48
4.5	RESULTADOS	51
4.6	CONCLUSÃO.....	60
5	REFERÊNCIAS	63

1 INTRODUÇÃO

Com o crescimento populacional e o conseqüente aumento da demanda por alimento, a produção de resíduos provenientes de granjas suínas e aviárias está crescendo acentuadamente gerando grandes volumes de resíduos orgânicos, demandando assim, o desenvolvimento de tecnologias e estudos que utilizem e transformem estes materiais a fim de reduzir o impacto ao meio-ambiente.

A utilização de resíduos na atividade agrícola pode ser interessante do ponto de vista econômico por proporcionar aumento de produtividade das plantas e reduzir o custo com fertilizantes, além da deposição apropriada destes resíduos no ambiente. A oferta de matérias-primas para produção de adubos orgânicos é alta e diversificada, o que pode aumentar a eficácia de sua utilização, através dos compostos orgânicos, desde que haja um comprometimento técnico-científico no processo de produção e aplicação.

Uma das formas de avaliar a utilização de resíduos no solo é por meio de um conjunto de indicadores de ordem biológica (biomassa microbiana, N potencialmente mineralizável, respiração do solo, C na biomassa em relação ao C orgânico total e respiração microbiana em relação à biomassa), de ordem física (textura, profundidade de solo e de raízes, densidade do solo, infiltração de água no solo, capacidade de armazenamento e retenção de água, conteúdo de água no solo, temperatura do solo, estabilidade de agregados) e de ordem química (teores de C e N orgânico total, pH, condutividade elétrica, teores de N mineral NH_4^+ e NO_3^- e macronutrientes), os quais estão relacionados com a avaliação e monitoramento das condições e qualidade do solo (DORAN e PARKIN, 1994).

Dentre os indicadores para a avaliação da qualidade do solo, os indicadores físicos que representam a estrutura do solo, formação e estabilização dos agregados exerce papel importante sobre os processos de infiltração e retenção de água, porosidade, aeração e resistência à penetração das raízes, cujas proporções de alteração e resiliência são dependentes do manejo a que o solo é submetido.

A matéria orgânica do solo (MOS) também é um sensível indicador de qualidade, em virtude de sua suscetibilidade de alteração em relação às práticas de manejo e por correlacionar-se com a maioria das propriedades do solo (MIELNICKZUK, 1999). Por estar intimamente relacionada às várias funções

essenciais do solo e das plantas, a MOS, está entre os indicadores mais estudados para avaliar a qualidade do solo (MARTINEZ-SALGADO et al., 2010; REEVES, 1997). Entre suas múltiplas funções, a ação cimentante influencia diversas propriedades físicas do solo, tais como agregação, porosidade, densidade, retenção hídrica, potencial de infiltração e lixiviação, resistência à erosão, entre outros (SIX et al., 2002).

A hipótese levantada pelo trabalho é que aplicações de curto período (4 anos) de resíduos orgânicos como o dejetos líquido suíno (DLS) e a cama de aviário (CA) podem resultar em melhoria da qualidade do solo, por elevar os teores de carbono orgânico, contribuir com a resiliência da matéria orgânica e com os atributos físicos e químicos do solo. Esse trabalho teve como objetivo avaliar o efeito de sucessivas aplicações dos resíduos orgânicos, (quatro anos, com aplicações na cultura de inverno e verão), na qualidade do carbono orgânico e na qualidade física e química do solo.

A tese está dividida em 3 capítulos sendo um capítulo de revisão de literatura relacionado aos temas pertinentes ao estudo e dois capítulos são apresentados na forma de artigo científico a ser publicado. O primeiro artigo científico se refere a qualidade física do solo após curto período de aplicações com diferentes doses de resíduos orgânicos com recalcitrância distinta. O segundo artigo científico se refere a qualidade física e química do solo após curto período de aplicações com diferentes doses de resíduos orgânicos. Com esse estudo buscamos sustentar a hipótese de que aplicações de DLS e de CA podem resultar em melhoria da qualidade do solo, por elevar os teores de carbono orgânico do solo de boa qualidade representado por suas frações químicas e aumentar os teores de nutrientes do solo.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 QUALIDADE DO SOLO (QS)

No início da década de 90, deu-se início aos estudos relacionados à importância do solo quanto às suas funções, à sua qualidade ambiental e à sua degradação. Diante do avanço de sua degradação, a comunidade científica se preocupa com a saúde das plantas, dos animais e dos homens (DORAN e PARKIN, 1994; DORAN, 1997).

Os conceitos foram evoluindo com os avanços proporcionados pelos estudos, até que em 2008, o Serviço de Conservação dos Recursos Naturais (NRCS) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), definiram que a qualidade do solo é a capacidade do solo em desempenhar suas funções no momento atual e a preservação dessas funções para uso futuro.

Diante dos diferentes conceitos e definições de qualidade do solo, houve um consenso entre os pesquisadores de que a qualidade não poderia ser mensurada diretamente, entretanto, poderia ser estimada por meio de indicadores que a representam. Assim, um conjunto de indicadores foi proposto de ordem biológica (biomassa microbiana, N potencialmente mineralizável, respiração, C na biomassa em relação ao C orgânico total e respiração microbiana em relação à biomassa), física (textura, profundidade de solo e de raízes, densidade do solo, infiltração de água, capacidade de armazenamento e retenção de água, conteúdo de água, temperatura, estabilidade de agregados) e química (teores de C e N orgânico total, pH, condutividade elétrica, teores de N mineral NH_4^+ e NO_3^- , fósforo, potássio, etc.), as quais estão direcionadas para a avaliação e monitoramento das condições do solo (DORAN e PARKIN, 1994).

O conjunto de indicadores para ser viáveis, deve atender alguns critérios que são considerados essenciais para mensurar e estimar a qualidade, como: correlacionar-se com os processos naturais do ecossistema (aspecto de funcionalidade); ser relativamente de fácil utilização em campo, de modo que tanto especialistas como produtores possam usá-los para avaliar a qualidade do solo (aspecto de praticidade e facilidade nos processos de difusão de tecnologia e extensão rural); ser suscetível às variações climáticas e de manejo (devem ter um

caráter dinâmico); e ser componente, quando possível, de uma base de dados (DORAN e PARKIN,1996).

Enfatiza-se que os indicadores da qualidade, individualmente, não permite descrever e quantificar todos os aspectos de qualidade do solo. Assim, é necessário que haja relação entre todos ou a maioria dos atributos avaliados (STENBERG,1999).

2.2 ATRIBUTOS PARA AVALIAÇÃO DA QS

Dentre os diferentes indicadores da qualidade, os de cunho físico, busca o entendimento principalmente da relação dos diferentes uso e manejo com a estrutura do solo. Os principais indicadores físicos, que têm sido utilizados e recomendados são a textura, a espessura, a densidade, a resistência à penetração, a porosidade, a capacidade de retenção d'água, a condutividade hidráulica e a estabilidade de agregados.

Destacamos que no presente estudo, a matéria orgânica foi considerada como um indicador físico e químico e de extrema importância como um atributo resposta para a avaliação da qualidade do solo.

2.2.1 Textura e Argila Dispersa em Água

A textura do solo é uma das propriedades mais estáveis e dificilmente modificadas pelo manejo, salvo as práticas que ocasionam a mistura de diferentes camadas contrastante e características intrínsecas (ARSHAD et al., 1996). O termo textura e mais especificamente granulometria do solo, refere-se à distribuição dos tamanhos das partículas minerais primarias que o compõem. Considerando a variação textural e conseqüentemente os diferentes tamanho de partículas, proporcionará diferentes tamanhos de poros, o qual, por sua vez, é proporcional ao tamanho das partículas mais representativa do solo. Essa característica influencia na movimentação, distribuição, transporte e retenção de água no solo, influencia na estrutura, teor de nutrientes e de matéria orgânica, além de influenciar fortemente os processos erosivos (FELLER e BEARE, 1997).

A argila pode ter diversas definições e depende da área de estudo, da aplicação e de suas propriedades. A definição mais usual é que designa argila como

um material natural, de granulação fina que quando umedecido apresenta plasticidade e quimicamente são materiais formados essencialmente por silicatos hidratados de alumínio, ferro e magnésio, denominados argilominerais (SANTOS, 1992).

A composição mineral das argilas e dos cátions presentes em suas folhas tetraédricas, octaédrica e da sobreposição dessas folhas, são classificadas como argila 1:1 (tetraédrico/octaédrico) e argila 2:1 (tetraédrico/octaédrico/tetraédrico). Essas argilas possuem cargas, as quais são dependentes da composição mineral e podem ser variáveis dependente do pH e das substituições isomórficas, como a troca dos átomos de Si^{4+} por Al^{3+} e de Al^{3+} por Mg^{+2} . Devido a estas substituições, cargas negativas são geradas nas camadas das argilas, que são responsáveis por algumas propriedades, como a capacidade de troca catiônica (NEUMANN et al., 2000).

A argila dispersa em água não é considerada um indicador de qualidade, entretanto, devido aos seus efeitos maléficos e de forma indireta em outros indicadores físicos, promovendo o aumento da densidade, a redução da porosidade e da condutividade hidráulica, dentre outros, optamos em discutir suas relações com os diferentes e aceitáveis indicadores físicos.

A dispersão de argila tem relação direta com o comportamento da dupla camada difusa, com teores de argila do solo, com a interação mineral e matéria orgânica, com os teores de cátions e microrganismo (ASSOULINE; TAVARES-FILHO; TESSIER, 1997). A interação com mineral, MO e cátions condicionam a produção de cargas e proporcionam maiores ou menores dispersão dos colóides. Contudo, a geração e o excesso de cargas tanto negativa como positiva da argila pode ser maléfico, causando assim sua dispersão.

A dispersão das partículas coloidais está relacionada com a interação das cargas elétricas na superfície e pode ser gerada por substituição isomórfica (permanentes) ou por dissociação de radicais (variáveis). As variáveis, predominantes em Latossolos, dependem de propriedades químicas como o pH, e da concentração eletrolítica da solução (AZEVEDO e BONUMÁ, 2004). Com a dissociação e neutralização do Al^{3+} trocável, íon que estabiliza a estrutura do solo, e a elevação do pH na faixa menor que 7,0, tem ação dispersante (Jucksch, 1987; Pavan e Roth, 1992), e contribuem para a dispersão do solo em partículas unitárias. Esse efeito também foi verificado com os fertilizantes de elevado índice salino (CARVALHO JR. et al., 1998).

Esses índices salinos altera a espessura da dupla camada difusa causada pela concentração e tipo de eletrólitos como os íons Na^+ e K^+ , cátions com alto grau de hidratação e que formam complexos de esfera externa e aumentam a distância entre as partículas e desse modo, as forças de atração de curto alcance não se manifestam e o sistema dispersa (MEURER, 2006).

Outros íons também pode favorecer a dispersão dos coloides dos solos, como o Ca^{2+} e o Mg^{2+} , quando é ministrado via carbonatos resultantes da dissolução do calcário. Conforme Morelli e Ferreira (1987), os carbonatos atuam como neutralizadores do efeito floculante dos cátions Al^{3+} e H^+ , com o conseqüente aumento do pH e das cargas negativas de óxidos de Fe e Al e da caulinita, causando assim o efeito dispersivo.

O efeito dispersivo é prejudicial à estrutura do mesmo, como a estabilidade de agregado e os espaços porosos, prejudicando a infiltração da água no solo. Contudo é necessário pesquisas para caracterizar fatores que proporcionam a dispersão de argila, como as dos Latossolo, que apresentam agregação primária na forma de pequenos grânulos, muito estáveis e resistentes em estado natural e que não seguem a hierarquização dos agregados (TISDALL e OADES,1982).

2.2.2 Densidade do solo

A densidade é um dos indicadores da qualidade muito utilizado para avaliação do manejo e da estrutura, pois expressa a relação entre a quantidade de massa de solo seco por unidade de volume. O volume aqui discutido é compreendido como volume dos sólidos e volume dos poros, esse parâmetro é muito sensível ao efeito antrópico ao solo, que por sua vez causa modificação de sua estrutura podendo atingir o seu limite, refletindo em baixas produtividades das culturas.

Os valores para solos arenosos variam de 1,2 a 1,9 g cm^{-3} , enquanto para solos argilosos apresentam valores de 0,9 a 1.7 g cm^{-3} . Valores de Ds associados ao estado de compactação com alta probabilidade de oferecer riscos de restrição ao crescimento radicular situam-se em torno de 1,65 g cm^{-3} para solos arenosos e 1,45 g cm^{-3} para solos argilosos (REICHERT et al. 2003). Entretanto, valores acima de 1,65 g cm^{-3} para solos arenosos e 1,45 g cm^{-3} para solos argilosos, não necessariamente afetara o crescimento das raízes, pois a continuidade dos espaços porosos não é

considerada nesse parâmetro e pode ter efeitos significativos no desenvolvimento radicular em solos com densidade acima dos valores limites.

Alves et al. (2007) observaram que a densidade do solo de textura média reduziu de $1,77 \text{ g cm}^{-3}$ para $1,58 \text{ g cm}^{-3}$ quando utilizado adubação verde associado ao lodo de esgoto e braquiária, concluindo que a densidade foi adequado para indicar melhorias na qualidade.

2.2.3 Estabilidade de Agregados

Os agregados são formados por partículas minerais e agentes cimentantes que podem ser inorgânicos, organo-minerais ou associações, ligando-se por forças de coesão e adesão que se estabelecem nas interfaces entre as partículas e entre as partículas com os agentes cimentantes e as substâncias presente no solo (TISDALL e OADES, 1982; KEMPER e ROSENAU, 1986).

A estabilidade de agregados influencia muitas propriedades, incluindo a estabilização do carbono, porosidade, infiltração, aeração, condutividade hidráulica, resistência à erosão e escoamento superficial. A manutenção da estabilidade dos agregados é fundamental para preservar a produtividade do solo e minimizar os riscos de erosão (AN et al. 2010; BARTHES e ROOSE, 2002).

Existem diversos fatores que influenciam na estabilidade dos agregados, como, a textura, a mineralogia, o teor de cátions, os óxidos de ferro e alumínio e a matéria orgânica. Dentre esses fatores, a matéria orgânica é a mais suscetível às perdas, devido às práticas mal sucedidas no solo, podendo assim, provocar a desagregação. Logo, são necessária a preservação desta e incrementá-la, levando em consideração a quantidade e a qualidade dos resíduos orgânicos, (ABIVEN; MENASSERI; CHENU, 2009).

Oades e Waters (1991) concluiu que existe hierarquia de agregados em solos onde a formação e estabilização de agregados são dirigidas por matéria orgânica, porém não é encontrado em solos ricos em óxido, por exemplo, os Latossolos. Em solos ricos em óxidos, agentes de ligação dominante, diminui a expressão da hierarquia dos agregados reduzindo o efeito agregante da matéria orgânica.

Segundo Arruda et al. (2010) o efeito de doses crescentes de dejetos suínos promoveu uma redução do diâmetro médio geométrico de um Latossolo

Vermelho distroférico, entretanto esse decréscimo foi pouco pronunciado, devido aos altos teores de argila e óxidos de ferro ligado ao teor de C orgânico que conferiu elevada estabilidade de agregados mesmo nas áreas que receberam os dejetos suínos. Já Barbosa et al. (2015) mostram que o efeito da aplicação de diferentes doses de dejetos suínos promoveram aumento da massa de agregados < 0,25 mm ao aplicar o dejetos, entre 15 e 30 dias após a aplicação houve redução da massa de agregados < 0,25 mm e de 30 – 60 dias após a aplicação ocorre novamente o aumento das classes de agregados < 0,25 mm, segundo os autores o aumento da massa de agregados < 0,25 mm está intimamente ligada a dispersão de argila observado no mesmo período de avaliação dos agregados.

Contudo a agregação está intimamente ligado com o mineral da argila, sendo que a sua máxima floculação promove a agregação do solo. Já a sua dispersão causada pelo o afastamento da dupla camada difusa pode reduzir a capacidade de agregação. Visto que o afastamento da dupla camada difusa é causado pela concentração de íons com raio de hidratação e iônicos altos como o Na⁺ e K⁺, (SPOSITO, 2008).

2.2.4 Matéria Orgânica do Solo (MOS)

A matéria orgânica (MO) exerce importante função na manutenção ou aumento da qualidade do solo, uma vez que influencia os principais processos químicos, físicos e biológicos que ocorrem no mesmo (CHAN et al., 2002; GLATZELA et al., 2003; PILLON et al., 2007).

Assim, a MO desempenha diversas funções no ambiente, atuando em processos fundamentais como capacidade de troca de cátions, formação de complexos e quelatos com numerosos íons, retenção de umidade, ciclagem e disponibilidade de nutrientes, solubilização de fertilizantes, complexação de metais tóxicos, poder tampão, fluxo de gases para a atmosfera e agregação (STEVENSON, 1994; SOARES et al., 2008).

A MOS é referida como uma boa indicadora da qualidade em virtude de sua suscetibilidade de alteração em relação às práticas de manejo e por correlacionar-se com a maioria das propriedades do solo (MIELNICKZUK, 1999). Por estar intimamente relacionada às várias funções essenciais, a MOS, ou as propriedades ou processos por ela afetados, estão entre os indicadores mais

estudados para avaliar a qualidade (MARTINEZ-SALGADO et al., 2010). Entre suas múltiplas funções, a ação cimentante influencia diversas propriedades físicas do solo, tais como agregação, porosidade, densidade, retenção hídrica, potencial de infiltração e lixiviação, resistência à erosão, entre outros (SIX et al., 2002).

Devido as características intrínsecas da MOS em influenciar outros atributos químicos, físicos e biológicos do solo, faz-se necessário estudos mais detalhados quanto à sua caracterização, incremento e os métodos analíticos.

A determinação do teor de matéria orgânica do solo é obtida por meio da quantificação de carbono orgânico, o qual constitui entre 48 e 58% de seu peso total. O fator de Van Bemmelen (1,724) pode ser adotado para converter carbono orgânico total em matéria orgânica, assumindo-se que a MOS contém 58% de C. No entanto, devido às variações na proporção de C na MOS, tanto entre diferentes solos, como entre horizontes de um mesmo solo, é recomendável que se reportem os valores de carbono orgânico total (COT) ao invés do valor calculado de MOS (NELSON e SOMMERS, 1996).

O método mais comum realizado no Brasil é o de combustão úmida, que utiliza um oxidante forte, como o dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$), em uma mistura de digestão ácida para a oxidação quantitativa do C orgânico. O mais conhecido é o método de Walkley-Balck, em que o carbono orgânico é oxidado rapidamente a CO_2 pelo íon dicromato em uma mistura de $K_2Cr_2O_7$ e H_2SO_4 em alta temperatura. Este método apresenta a vantagem por ser de menor custo, no entanto há as desvantagens de menor precisão na quantificação do C (Nelson e Sommers, 1996) e do uso reagentes com alto potencial de contaminação ambiental, como o dicromato, que envolve cromo hexavalente, um íon com potencial cancerígeno (CHAGAS et al., 2013).

Somente a avaliação isolada do COT não é um bom indicador da MOS quando se pretende realizar estudos mais detalhados, por isso, são necessárias avaliações que caracterizem mais precisamente a MOS em suas frações mais ou menos estáveis, o que, além da quantificação, permite uma compreensão de sua qualidade.

Assim, por meio fracionamento químico da MOS se torna interessante para caracterizar e indicar a qualidade da matéria orgânica. A técnica consiste na separação em frações por meio de diferenças de solubilidade em solução ácida e/ou

alcalina (Canellas et al., 2001), obtendo três frações, os ácidos fúlvicos (AF), os ácidos húmicos (AH) e as huminas (HU).

Os ácidos fúlvicos (AF) apresentam maior polaridade e menor massa molecular (entre 1.000 e 5.000 Daltons), são solúveis tanto em solução ácida, como em solução alcalina (STEVENSON, 1994; SILVA e MENDONÇA, 2007). A solubilidade ajuda a explicar o fato dos AF representarem a fração mais lábil dentre as frações húmicas e, também, a alta mobilidade dos AF no solo, que tendem a formar complexos com cátions metálicos (BENITES et al., 2003).

Os ácidos húmicos (AH) são constituídos por macromoléculas de massa molecular elevada entre 2.000 e 1.300.000 Daltons, formadas por meio de reações de síntese secundária a partir de resíduos de plantas, animais e microrganismos (STEVENSON, 1994). São insolúveis em meio ácido e solúveis em meio alcalino, com estrutura complexa e tendência de apresentar maior concentração de grupos aromáticos e menor de grupos carboxílicos e C-O alquil se comparados aos AF (CANELLAS et al., 2001; PICCOLO, 2002).

As huminas representam a MO intimamente ligada à fração mineral, sendo por isso insolúvel tanto em meio ácido, como em meio alcalino. Apresenta baixa reatividade e é responsável pela agregação das partículas, compondo boa parte do carbono humificado na maioria dos solos tropicais (Benites et al., 2003), o que pode ser justificado pela diminuição do percentual das frações dos ácidos fúlvicos e húmicos, devido a menor estabilidade, processos de movimentação no perfil, polimerização e mineralização dessas frações (LEITE et al., 2003).

Outro método promissor para avaliar a qualidade, mais precisamente a qualidade da matéria orgânica é a utilização por meio do VIS-NIRs. Esse método avalia as curvas espectrais fornecidas pela energia refletida do solo e as diferenças espectrais que dependem diretamente de sua composição química, física, biológica e mineralógica, sendo que os principais constituintes que afetam seu comportamento espectral são o teor de matéria orgânica, óxidos de ferro, distribuição granulométrica, rugosidade (Genú e Demattê, 2010), e umidade (LIMA et. al., 2004).

As curvas espectrais são utilizadas para agrupar solos com propriedades semelhantes, estabelecendo critérios para a classificação dos espectros. Os átomos presentes nas moléculas caracteriza-se pelo seu comportamento vibracional influenciado pela sua massa e pelas ligações químicas que os envolvem (PASQUINI, 2003). Dessa forma, quando submetidos às radiações

eletromagnéticas, os átomos sofrem os efeitos de absorção, refração, reflexão e espalhamento (Jensen, 2009), apresentando sua impressão digital espectral, produzida quando os elétrons alteram os níveis orbitais, ganhando ou perdendo energia.

Contudo, os diferentes sistemas de uso e manejo do solo pode influenciar em diferentes acúmulos das frações da MOS, devido às diferenças na estabilidades químicas. Assim, estudos que utilizam resíduos orgânicos na agricultura são importantes para monitorar e avaliar a dinâmica das frações da MOS, as quais pode ser afetada pelos mecanismos de estabilização, recalcitrância, proteção física e associação com os minerais.

2.3 RESÍDUOS ORGÂNICOS

Diante do crescimento populacional, os resíduos orgânicos são cada vez mais produzidos por causa do crescimento das atividades produtoras, que pode ser urbanas, agrícolas ou industriais. Normalmente esses resíduos orgânicos são negligenciado e desperdiçado, entretanto, esses podem ser utilizados em benefícios dos sistemas agrícolas, como por exemplo, a melhoria da qualidade, a redução da poluição e a redução do uso de fertilizantes minerais.

O uso de resíduos orgânicos no solo está relacionado com o fornecimento de nutrientes neles contidos e/ou com benefícios ligados ao seu conteúdo orgânico, que pode manter, ou mesmo elevar, o teor de matéria orgânica do solo.

Os resíduos orgânicos podem ser oriundos de origem animal como os dejetos de aves, bovinos, suínos, ovinos e caprinos. Já nas atividades da agroindústria tem como exemplo as tortas de soja e algodão, cascas, bagaços e vinhaças. Assim, a utilização desses resíduos de forma consciente pode ser a alternativa mais eficiente para o destino mais adequado.

2.3.1 Dejetos Líquidos Suínos (DLS)

A suinocultura se caracteriza pela criação de forma intensiva de suínos, o que gera uma quantidade grande e considerada de dejetos, a qual apresenta elevado potencial poluidora, tanto de águas quanto de solos.

Estima-se que a produção brasileira de 2016 de carne suína foi aproximadamente de 3.731 ton e desse 69,3% das cabeças foram abatidas na região sul (Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul), a qual também concentra a maior produção de suínos (ABPA, 2017).

Entretanto, a suinocultura é considerada uma atividade de grande potencial poluidor, em função do grande volume de dejetos produzido, já que, uma única matriz pode produzir aproximadamente 100 litros de dejetos por dia, em ciclo completo, cerca de 60 litros por dia nas unidades de produção de leitões ou, no caso de suínos em terminação, são produzidos até 7,5 litros de dejetos por dia (PERDOMO e LIMA, 2001).

Os dejetos de suínos são fontes de nutrientes, especialmente nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) (Hübner, 2008), e quando manejados adequadamente, podem suprir parcial ou totalmente a necessidade das culturas, como uma importante fonte de adubação e fertilização do solo. Além disso, seu uso contribui para a adição de matéria orgânica, melhorando os indicadores de qualidade (QUADRO et al., 2011).

Contudo, ainda faz-se necessário o estabelecimento de critérios para se embasar doses aplicadas no solo e de estudos que demonstrem que essa prática não traz efeitos indesejáveis nem para o solo nem para a água das bacias hidrográficas onde a reciclagem ocorre, principalmente quando esta aplicação se dá superficialmente a solos manejados de forma constante.

2.3.2 Cama de Aviário (CA)

A avicultura se caracteriza pela criação de forma intensiva de aves, o que gera uma quantidade grande e considerada de dejetos, a qual apresenta elevado potencial poluidor, tanto de águas quanto de solos.

Estima-se que a produção de carne de aves (frango) em 2016 no Brasil foi aproximadamente de 12.90 milhões de ton, e desse 63,6% das cabeças foram abatidas na região sul (Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul), a qual também concentra a maior produção de suínos (ABPA, 2017).

Devido ao crescimento muito rápido da avicultura de corte e, por conseguinte, um aumento das quantidades de resíduos gerados como a cama de aves, se faz-se a necessidade de reciclá-los. A cama aviária é definida como o produto

da mistura de excrementos de aves, penas, fragmentos de material sólido e orgânico utilizados sobre os pisos dos aviários, acrescidos da ração desperdiçada dos comedouros (ALVES, 1991). É considerada uma boa fonte de nutrientes, especialmente de nitrogênio, e quando manejada adequadamente, pode suprir, parcial ou totalmente, o fertilizante químico. Além disso, seu uso adiciona matéria orgânica ao solo melhorando os atributos físicos, aumenta a capacidade de retenção de água, reduz a erosão, melhora a aeração e cria um ambiente mais adequado para o desenvolvimento da flora microbiana do solo (BLUM et al., 2003).

O rebanho brasileiro de suínos e aves gera anualmente 105 milhões de m³ de dejetos líquidos de suínos e 7,8 milhões de toneladas de cama de aviário. Estes resíduos somados contêm cerca de 680 mil toneladas de nitrogênio “N”, 660 mil toneladas de P₂O₅ e 440 mil toneladas de K₂O, o que representa aproximadamente 27%, 21% e 12% do total anual consumido de N, P e K pela agricultura brasileira, respectivamente (BENITES et. al, 2010).

Visto o potencial do uso da cama de aviário, faz-se necessário o estabelecimento de critérios para se embasar doses aplicadas no solo e de estudos que demonstrem que essa prática não traz efeitos indesejáveis nem para o solo nem para a água das bacias hidrográficas onde a reciclagem ocorre, principalmente quando esta aplicação se dá superficialmente a solos manejados de forma constante.

3 ARTIGO A: QUALIDADE DO SOLO APÓS CURTO PERÍODO D APLICAÇÕES COM DIFERENTES DOSES DE RESÍDUOS ORGÂNICOS COM RECALCITRÂNCIA DISTINTA

3.1 RESUMO

Aplicações de dejetos de aves e suínos podem agir diferentemente na recuperação da fertilidade química e física em função da qualidade do carbono adicionado ao solo por meio desses. Nesse sentido, o efeito das aplicações após curto período de aplicações sucessivas de cama de aves (CA) e dejetos líquidos suínos (DLS), permite acompanhar a evolução da qualidade do carbono e das mudanças na fertilidade química e física buscando-se direcionar o uso correto desses dejetos no solo em longo prazo. Assim o objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito de diferentes doses de cama de aves e de dejetos líquidos de suínos sobre a qualidade química e física do solo após quatro anos aplicações acumuladas. O experimento foi realizado com delineamento de blocos casualizados em esquema fatorial 2x3+1+1 em parcelas de 50 m². Os tratamentos avaliados foram: controle (C), sem aplicações de fertilizante químico ou orgânico; (FM) aplicação de fertilizante mineral; DLS100 e CA100 – 100% de N ou P₂O₅; DLS200 e CA200 – 200% de N ou P₂O₅; DLS300 e CA300 – 300% de N ou P₂O₅, ambas porcentagens são em relação ao FM. Após 4 anos de experimento, amostras com estrutura deformada e indeformada foram coletadas nas camadas de 0,00-0,10 m e 0,10-0,20 m na entrelinha, após colheita da cultura da soja na safra de 2015. Foram avaliadas a qualidade química por meio do teor de carbono orgânico, CTC efetiva e pH-CaCl₂, a qualidade física por meio da estabilidade de agregados e a recalcitrância do carbono orgânico foi representada por meio dos espectros VisNIR. Após 4 anos de aplicações, o DLS foi mais efetivo na melhoria da fertilidade química e física das camadas de 0,00-0,10 e 0,10-0,20 m do solo em relação ao CA e aos tratamentos adicionais, sem fertilização ou com fertilização química. No solo que recebeu aplicação de DLS, o aumento da CTC efetiva e a redução das classes de agregados com diâmetro menor que 1,00 mm estão relacionados com a DIR das bandas espectrais que representaram estruturas carbônicas aromáticas e alifáticas com carboxila presente das moléculas.

Palavra-chave: manejo conservacionista, espectroscopia, fertilidade do solo.

ARTICLE A: QUALITY OF SOIL AFTER SHORT PERIOD OF APPLICATIONS WITH DIFFERENT DOSES OF ORGANIC WASTE WITH DIFFERENT RECYCLE

3.2 ABSTRAT

Applications of poultry and swine manure may act differently in the recovery of chemical and physical fertility due to the quality of the carbon added to the soil by means of these. In this sense, the effect of the applications after a short period of cumulative applications of poultry manure (PM) and swine liquid waste (SLW), allows to follow the evolution of carbon quality and changes in chemical and physical fertility seeking to direct the use soil in the long term. Thus, the objective of this work was to evaluate the effect of different doses of poultry manure and swine liquid waste on the chemical and physical quality of the soil after four years accumulated applications. The experiment was carried out with a randomized block design in a factorial scheme $2 \times 3 + 1 + 1$ in plots of 50 m². The evaluated treatments were: control (C), without applications of chemical or organic fertilizer; (MF) application of mineral fertilizer; DLS100 and CA100 - 100% N or P₂O₅; DLS200 and CA200 - 200% N or P₂O₅; DLS300 and CA300 - 300% N or P₂O₅, both percentages are relative to MF. After 4 years of experiment, samples with deformed and undisturbed structure were collected in the 0,00-0,10 m and 0,10-0,20 m layers in the interlining, after harvesting the soybean crop in the 2015 harvest. The chemical quality was evaluated by means of the organic carbon content, effective CTC and pH-CaCl₂, the physical quality by means of the stability of aggregates and the recalcitrance of the organic carbon was represented by means of the VisNIR spectra. After 4 years of application, SLW was more effective in improving the chemical and physical fertility of the 0,00-0,10 and 0,10-0,20 m layers of the soil in relation to the PM and the additional treatments without fertilization or with chemical fertilization. In the soil that received SLW application, the increase of effective CTC and the reduction of the classes of aggregates with diameter less than 1.00 mm are related to the DIR of the spectral bands that represented aromatic and aliphatic carbonic structures with present carboxyl of the molecules.

Key words: conservation management, spectroscopy, soil fertility.

3.3 INTRODUÇÃO

A crescente demanda por alimentos de origem animal modificou os sistemas de criação de suínos e aves, intensificando-os. Dois dos resultados dessa intensificação é o aumento da produtividade e da produção de resíduos orgânicos, aumentando os riscos relacionados à poluição ambiental. Portanto, há uma tendência de mudança da cadeia de produção dos países desenvolvidos para os países em desenvolvimento, principalmente devido às políticas ambientais menos restritivas desses países.

No Brasil, os dejetos de aves e suínos são descartados principalmente por aplicações no solo e não havendo uma regulamentação que restringe o tipo ou a quantidade utilizada, aumenta o risco de contaminação do solo e da água (KUNZ et al., 2009).

No entanto, quando as quantidades utilizadas forem embasadas em critérios agronômicos e ou ambientais, as aplicações de dejetos sólidos e líquidos podem ser consideradas como uma opção eficaz para melhorar a fertilidade química e física do solo, aumentar o teor de matéria orgânica, estimular o crescimento de plantas e a produtividade das culturas (KAPKIYAI et.al. 1999; KAUR et.al. 2008; MHLONTLO et.al. 2007; MAERERE et.al. 2001).

Nesse contexto, o dejetos de aves e suínos pode agir diferentemente na recuperação da fertilidade química e física do solo, principalmente em função das suas origens. No Brasil, a base alimentar dos suínos e das aves é soja e milho, porém o dejetos de aves também é composto por material lignificado e recalcitrante, como casca de espécies arbóreas (pinus) ou de sementes de cereais (arroz); em contrapartida, o dejetos de suínos, por fezes e urina normalmente diluídos em água, para facilitar a limpeza de galpões. O dejetos líquido suíno é destinado para piscinas de decantação por pelo menos 180 dias para reduzir o risco ambiental, são coletados e aplicados no solo, na forma líquida.

Já foram reportados efeitos positivos e negativos às propriedades físicas e químicas do solo devido às aplicações de dejetos em Latossolo, por exemplo, Guardini et al. (2012) e Balota et al. (2014), que observaram que o uso de dejetos, sem mudanças adicionais no manejo do solo, não se mostra ser sustentável, mesmo após longo período acumulado de aplicações, e pode levar a uma degradação ambiental. Porém, grande parte dos estudos com aplicações de dejetos no solo são

realizados após longo período de uso (ao menos após oito anos de aplicações acumuladas) e pouco se sabe qual o efeito das aplicações após curto período de aplicações acumuladas de dejetos de aves e suínos, o que permitiria acompanhar a evolução das mudanças na fertilidade química e física e direcionar o uso correto desses dejetos no solo em longo prazo.

Dessa forma, a hipótese do presente manuscrito é que os dejetos têm efeitos diferenciados na fertilidade química e física do solo, mesmo após curto período de aplicações acumuladas. Uma vez que as aplicações de cama de aves (CA) podem adicionar um carbono mais recalcitrante ao solo que o dejetos líquido suíno (DLS), e, com isso, aumentar as concentrações de carbono orgânico e a capacidade de troca de cátions no solo, assim como o diâmetro das classes de agregados em relação ao dejetos de suínos. Portanto, o objetivo foi avaliar o efeito de diferentes doses de dejetos de aves e de suínos sobre a qualidade química e física do solo após quatro anos aplicações sucessivas.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Campo experimental

A área de estudo localiza-se no município de Santa Tereza do Oeste (25° 05' 00.29" S e 53° 35' 05.47" W). A altitude média da área é 756 m e precipitação média anual de 1.800 mm. O clima é do tipo Cfa, subtropical úmido koppen , com temperatura média anual de 22 °C (ALVAREZ et al., 2014). O solo é classificado com um Latossolo Vermelho distroférico muito argiloso, originário de basalto, com 600 g kg⁻¹ de argila, 110 g kg⁻¹ de silte e 290 g kg⁻¹ de areia.

A área tem mais de 14 anos de cultivo em sistema de semeadura direta onde é manejada com culturas anuais, soja ou milho na safra de verão e trigo ou aveia na safra de inverno. Na safra de verão de 2012 iniciaram-se as aplicações de cama de aves (CA) e dejetos líquido de suínos (DLS), ressalta-se que a área nunca recebeu aplicação desses resíduos.

A partir da safra de inverno (Aveia) de 2012, o experimento foi instalado em delineamento de blocos casualizados com 8 tratamentos (doses de DLS e CA) e quatro repetições, em parcelas de 50 m². Os tratamentos foram: controle (C), sem aplicações de fertilizante químico ou orgânico; (FM) aplicação de fertilizante

mineral de formulado NPK (conforme a cultura a ser implantada); DLS100 e CA100 – 100% de N ou P₂O₅; DLS200 e CA200 – 200% de N ou P₂O₅; DLS300 e CA300 – 300% de N ou P₂O₅, ambas porcentagens são em relação ao FM.

Os valores médios das propriedades químicas do CA e DLS utilizado nas aplicações são apresentados na tabela 1.

Tabela 3.1. Propriedades químicas do dejetto líquido suínos e de cama de aves (em base seca).

Atributos	Cama de Aves	Dejetto líquido de suínos
pH	7,90	8,58
N total (g kg ⁻¹)	24,9	24,4
CO total (g kg ⁻¹)	91	231
C/N	3,65	9,47
Ca ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,84	2,29
Mg ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,38	0,69
K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	35,70	10,5
P (cmol _c kg ⁻¹)	15,45	8,4

Fonte: Barbosa et al. 2015

Após 4 anos de experimento, amostras com estrutura deformada e indeformada foram coletadas em triplicada dentro de cada parcela, nas camadas de 0,00-0,10 m e 0,10-0,20 m na entrelinha, após colheita da cultura da soja na safra de 2015.

3.4.2 Fertilidade Química do Solo

As amostras deformadas foram passadas em peneira de 2,00 mm e secadas ao ar para determinação dos teores de carbono orgânico (CO), pH-CaCl₂, H+Al, alumínio (Al³⁺), cálcio (Ca⁺²), magnésio (Mg⁺²) e potássio (K⁺) conforme Pavan (1992). A partir desses atributos químicos foram calculadas a CTC efetiva (t).

3.4.3 Estabilidade de Agregados e suas classes

A distribuição das classes de agregados foi utilizada como parâmetro de qualidade física do solo.

Para análise da estabilidade e distribuição das classes de agregados, as amostras foram coletadas com auxílio de uma pá de corte e, ainda no campo, foram tamisadas em peneira com abertura de malha 19 mm, com a finalidade de estabelecer um diâmetro máximo para os agregados (CASTRO FILHO et al., 1998). As determinações das classes de diâmetro foram realizadas por meio de tamisamento via úmida (durante 15 min.), como proposto por Yoder (1936) e adaptado por Castro Filho et al. (1998), utilizando peneiras com abertura de malha de 8, 4, 2, 1, 0,5 e 0,25 mm. O solo retido em cada peneira foi seco em estufa a 105°C por 24 h, sendo posteriormente pesado. A classe de agregado menor do que 0,25 mm foi calculada subtraindo-se o somatório do peso total da amostra seca das demais classes. As médias dos valores obtidos para cada classe foram usadas para o cálculo do diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG) e índice de estabilidade de agregados (IEA). Os diâmetros foram obtidos por meio das seguintes equações:

Diâmetro Médio Ponderado:

$$DMP = \sum_{i=1}^n (x_i \cdot w_i)$$

onde:

w_i = proporção de cada classe em relação ao total;

x_i = diâmetro médio das classes (mm);

Diâmetro Médio Geométrico (DMG):

$$DMG = EXP \frac{\sum_{i=1}^N w_p \cdot \log x_i}{\sum_{i=1}^N w_i}$$

onde:

w_p = peso dos agregados de cada classe (g);

w_i = proporção de cada classe em relação ao total.

Índice de Estabilidade de Agregados (IEA):

$$IEA = \left(\frac{\text{Peso da amostra seca} - wp25 - \text{areia}}{\text{Peso da amostra seca} - \text{areia}} \right) \cdot 100$$

onde:

wp25 = peso seco dos agregados da classe < 0.25 mm.

3.4.4 Espectro VisNIR

A recalcitrância do carbono orgânico do solo nos diferentes tratamentos desse estudo foi representada por meio dos espectros VisNIR. Por meio de 96 amostras de cada profundidade, correspondentes aos 8 tratamentos e quatro repetições coletados em triplicata, foram peneiradas em malha 2,00 mm, secas a 40 ° C por 24h e mantidas em dessecadores até o momento da coleta dos espectros para reduzir o efeito da umidade e heterogeneidade das partículas.

Os espectros foram coletados a partir de 5g de amostra de solo acondicionadas em cubetas de 0,05 m de diâmetro com lente de quartzo. A reflectância foi determinada em intervalos de 2 nm na região Vis-NIR entre 400 nm e 2500 nm, usando um espectrometro FOSS XDS (www.foss.dk). Para retirar o resíduo do equipamento sobre os espectros, uma amostra de solo foi selecionada aleatoriamente e foram coletados 30 espectros dessa mesma amostra. A cada nova varredura, a cubeta era removida do equipamento e uma nova cubeta era preparada para a próxima réplica. As amplitudes de reflectância dessas leituras variaram de 0,008nm a 0,01nm (probabilidade de 95%). Portanto, variações de reflectância maiores que 0,01nm entre os espectros de diferentes amostras foram consideradas devido à amostra, e não devido ao efeito residual do equipamento. Cada amostra de espectro representou uma média de 32 leituras.

Os espectros foram agrupados em função das camadas avaliadas (0,00-0,10 e 0,10-0,20m) e determinadas as médias da intensidade de reflectância dos espectros para cada tratamento e camadas.

Foram selecionadas faixas com comprimentos de onda específicas do espectro a partir de duas considerações, conforme Nanni e Demattê. (2006). Primeiramente as bandas das curvas espectrais foram observadas empiricamente, considerando porções convexas, caracterizando pontos de inflexão do espectro e em seguida observou-se as relações dessas bandas espectrais com diferentes qualidades do carbono, já mencionada na literatura (BEM-DOR et al, 1997; NANNI

et.al 2006; OLIVEIRA et al, 2015) (tabela 3.2).

Com base nessas observações, oito faixas de comprimentos de onda (bandas espectrais) foram escolhidas e calculadas a diferença de inflexão de reflectância. A DIR é a diferença entre o valor de reflectância no maior (pico) e menor (vale) pontos de inflexão (ou amplitude dos dados espectrais neste intervalo), representados por um único dado espectral (Figura 1). A DIR representa a intensidade de absorção do carbono da amostra, considerando que todas têm o teor de ferro e alumínio, umidade e granulometria homogêneos.

Figura 1. Espectro médio das amostras de solo e representação gráfica da diferença de inflexão de reflectância (DIR); h. diferença do fator de reflectância do topo e da curva de inflexão da banda espectral (2050-2220 nm) escolhida por interpretação empírica.

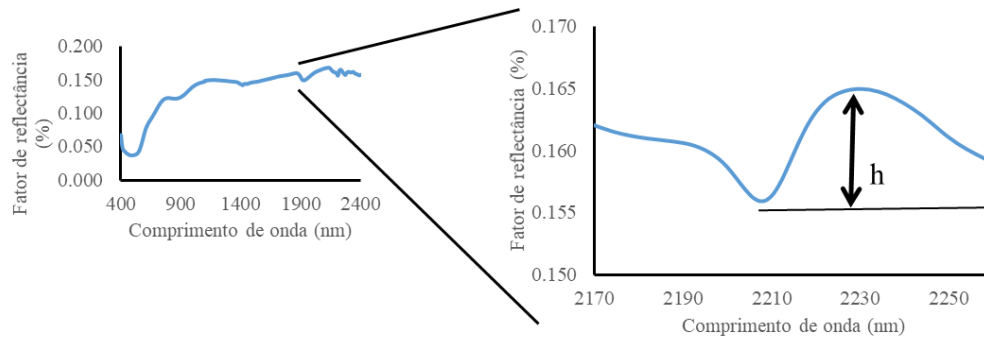


Tabela 3.2. Relação do comprimento de ondas com os possíveis componentes do carbono orgânico.

Comprimento de onda (nm)	Possível componente do carbono orgânico
400-560	Maturidade da matéria orgânica
778-868 (825)	componente orgânico aromático, (celulose, hidroxila)
1100-1446 (1100, 1358)	componente orgânico aromático (celulose/lignina/amido)
1774-1980, (1929)	3 sobreton de C=O e COOH Celulose/lignina/amido, pectina e ácido húmico
2050-2220 (2068, 2111, 2137, 2169)	3 sobreton de carbono aromático c=C celulose e pectina e lignina
2222-2308	3 sobreton de C-O, polissacarídeos
2294-2328 (2309)	3 sobreton de carbono alifático
2330-2406 (2347, 2386)	3 sobreton de carbono alifático e 3 sobreton de carboxila COOH

Compilação adaptada de Ben-Dor et al. (1997) e Stenberg et al. (2010)

3.4.5 Análise estatística

As variáveis foram submetidas aos testes de Shapiro-Wilk e Levene para análise da normalidade e homogeneidade de variâncias. Para aquelas que não atenderam aos pressupostos, foi aplicada uma transformação logarítmica.

Foi realizada uma análise multivariada de variância (MANOVA), para identificar a importância relativa dos dejetos e das doses sobre a fertilidade química e agregação do solo de forma conjunta. Após essa etapa, foi realizada a análise de variância fatorial (2x3)+1+1, sendo 2 dejetos e 3 doses com dois tratamentos adicionais sem fertilizante e com fertilização química, sobre todas as variáveis químicas, físicas e espectrais e as diferenças entre os tratamentos foram testadas usando LSD ($p < 0,05$).

Foi realizada a análise de correlação de Pearson (5%) das variáveis

que apresentaram diferença significativa com as oito variáveis espectrais, isso foi realizado para cada profundidade especificamente. Em exceção do teor de carbono e do pH-CaCl₂ que foram incluídas na correlação independente do resultado da ANOVA.

3.5 RESULTADOS

3.5.1 Fertilidade química do solo

Após quatro anos de aplicação sucessiva, observa-se que os resíduos orgânicos influenciaram os atributos químicos do solo nas camadas de 0,00-0,10 e 0,10-0,20 m e os atributos físicos da camada de 0,10-0,20 m (Tabela 3.3). As alterações desses atributos ocorreram principalmente em função da fonte de fertilização (cama de aves ou dejetos líquido suínos, insumo químico e sem fertilização), sem relação significativa com as doses ou interação entre as fontes de fertilização e doses utilizadas (Tabela 3.3).

Tabela 3.3. Nível de probabilidade de significância multivariada (MANOVA) para os atributos químicos e físicos, nas camadas de 0,00-0,10 e 0,10-0,20 m, considerando as fontes de fertilização (adubo), doses de dejetos (DLS e CA) e a interação entre esses fatores.

Atributos	Análise de variância multivariada	Adubo	Dose	Interação Adubo x Dose
Camada 0,00-0,10 m				
Químicos	Wilks' Lambda	0,01	0,64	0,55
Físicos	Wilks' Lambda	0,32	0,72	0,85
Camada 0,10-0,20 m				
Químicos	Wilks' Lambda	0,020	0,29	0,24
Físicos	Wilks' Lambda	0,024	0,08	0,63

As aplicações de dejetos nas diferentes doses de CA e DLS não

aumentaram o teor de carbono orgânico do solo após quatro anos de aplicação em relação aos tratamentos adicionais, sem fertilização ou com fertilização química (Tabelas 3.4).

Na camada superficial (0,00-0,10 m), a aplicação de dejetos, independentemente do tipo ou dose, aumentou em mais de 9% a CTC efetiva do solo em relação aos tratamentos adicionais, sem adubação ou com fertilização química (Tabelas 3.4 e 3.5). Esse aumento ocorreu principalmente em função da aplicação de DLS, sem interação com as doses utilizadas para a camada 0,00-0,10 m do solo (Tabela 3.3). Nessa camada, a aplicação de DLS aumentou a CTC em 6,1% e reduziu em 6,7% o valor do pH-CaCl₂, em relação ao CA. Apesar da ausência de interação com o tipo de dejetos, a CTC aumentou significativamente com o aumento das doses utilizadas (Tabela 3.3).

Dentre os tratamentos adicionais, a fertilização química aumentou significativamente a CTC efetiva em relação à ausência de adubação (Tabela 3.4).

Tabela 3.4. Nível de probabilidade de significância da análise de variância e as médias do teor de carbono orgânico (CO), pH-CaCl₂ e capacidade de troca de cátions efetiva (t) na camada de 0,00-0,10 m.

Análise de variância		CO ¹	pH-CaCl ₂	T
		g kg ⁻¹		Cmol _c kg ⁻¹
Bloco		0,555	0,073	0,580
Dejeto		0,366	0,027	0,191
Dose		0,116	0,983	0,146
Dejeto x Dose		0,345	0,780	0,333
Sem fertilização x fatorial		0,956	0,490	0,055
Com fertilização x fatorial		0,510	0,352	0,098
Tratamentos adicionais				
Sem fertilização		24,93 a ¹	4,90 a	16,75 c
Com fertilização química		23,89 a	4,85 a	17,01 b
\bar{X} dos fatores (dejetos x doses)		24,84 a	5,03 a	18,36 a
Desdobramento dos dejetos				
Dejetos	Dose			
DLS	45 m ³ ha ⁻¹	24,41	4,90	17,76
	90 m ³ ha ⁻¹	25,71	4,88	19,18
	135 m ³ ha ⁻¹	26,10	4,78	19,78
\bar{X} DLS		25,41 a	4,85 b	18,91 a
CA	2 t ha ⁻¹	22,85	5,18	16,97
	5 t ha ⁻¹	22,59	5,17	17,71
	8 t ha ⁻¹	27,40	5,27	18,79
\bar{X} CA		24,28 A	5,21A	17,82 B
Desdobramento das doses				
	dose 1	23,63 A	5,04 A	17,36 C
\bar{X}	dose 2	24,15 A	5,02 A	18,45 B
	dose 3	26,75 A	5,02 A	19,28 A

¹Média seguida de mesma letra maiúscula na coluna, para cada desdobramento, indica que não houve diferença significativa pelo teste LSD (p<0,05)

Na camada subsuperficial (0,10-0,20 m) a CTC do solo com aplicação de dejetos foi semelhante àquela observada no solo com ausência de fertilização e com fertilização química (Tabela 3.5). Porém, essa semelhança se deve à aplicação de DLS, uma vez que a CTC do solo que recebeu esse dejeto por quatro anos foi significativamente maior que aquela observada no solo com aplicações de CA (Tabela 3.5).

As aplicações de dejetos nas diferentes doses não aumentaram o teor de carbono e nem influenciaram o pH-CaCl₂ do solo após curto período de aplicação em relação aos tratamentos adicionais, sem fertilização ou com fertilização química (Tabelas 3.5).

Tabela 3.5. Nível de probabilidade de significância da análise de variância e as médias do teor de carbono orgânico (CO), pH-CaCl₂ e capacidade de troca de cátions (t) da camada 0,10-0,20 m.

Análise de variância		CO	pH _{CaCl}	t
		g kg ⁻¹		Cmol _c kg ⁻¹
Bloco		0,05	0,28	0,33
Dejeto		0,78	0,12	0,01
Dose		0,20	0,56	0,42
Dejeto x Dose		0,28	0,70	0,83
Sem fertilização x fatorial		0,08	0,74	0,10
Com fertilização x fatorial		0,14	0,19	0,11
Tratamentos adicionais				
Sem fertilização		18,96 A ¹	4,73 A	15,56 A
Com fertilização química		19,21 A	4,60 A	15,55 A
Fatores (dejetos x doses)		21,99 A	4,78 A	16,75 A
Desdobramento dos dejetos				
Dejeto	Dose			
DLS	45 m ³ ha ⁻¹	22,33	4,83	17,21
	90 m ³ ha ⁻¹	20,78	4,67	17,61
	135 m ³ ha ⁻¹	22,33	4,57	17,71
\bar{X} DLS		21,81 A	4,69 A	17,50 A
CA	2 t ha ⁻¹	19,99	4,9	15,44
	5 t ha ⁻¹	21,55	4,87	15,89
	8 t ha ⁻¹	24,93	4,87	16,64
\bar{X} CA		22,16 A	4,88 A	15,99 B
Desdobramento das doses				
	dose 1	21,16 A	4,87 A	16,32 A
\bar{X}	dose 2	21,16 A	4,77 A	16,74 A
	dose 3	23,63 A	4,71 A	17,17 A

¹Média seguida de mesma letra maiúscula na coluna, para cada desdobramento, indica que não houve diferença significativa pelo teste LSD (p<0,05)

3.5.2 Estabilidade de Agregados e suas classes

Após quatro anos de aplicações continuadas, o uso de diferentes

doses de CA e DLS ou do fertilizante químico não influenciou a distribuição das classes de agregados da camada superficial (0,00-0,10 m) do solo (Tabela 3.6).

Tabela 3.6. Médias das classes de agregados (mm) na de camada 0,00-0,10 m.

Análise de variância	Classe de agregados (mm)							
	g kg ⁻¹							
	>8,00	8,00-4,00	4,00-2,00	2,00-1,00	1,00-0,50	0,50-0,25	<0,25	
Blocos	0,77	0,33	0,93	0,87	0,30	0,86	0,94	
Dejetos	0,97	0,45	0,98	0,88	0,85	0,71	0,90	
Doses	0,50	0,91	0,51	0,55	0,13	0,65	0,67	
Dejetos x Doses	0,70	0,42	0,76	0,54	0,94	0,41	0,29	
Sem fertilização x fatorial	0,83	0,30	0,97	0,99	0,58	0,62	0,78	
Com fertilização x fatorial	0,58	0,64	0,25	0,51	0,86	0,21	0,31	
Tratamentos adicionais								
Sem fertilização	388,18 A ¹	145,25 A	106,31 A	110,04 A	86,85 A	55,66 A	107,71 A	
Com fertilização química	367,60 A	136,64 A	98,08 A	108,27 A	90,88 A	67,37 A	131,15 A	
\bar{X} dos fatores (dejetos x doses)	352,79 A	151,33 A	98,7 A	98,5 A	85,26 A	74,68 A	139,59 A	
Desdobramento dos dejetos								
Dejeto	Dose							
DLS	45 m ³ ha ⁻¹	289,12	148,86	100,77	104,18	93,81	93,74	169,52
	90 m ³ ha ⁻¹	409,77	152,89	96,35	92,89	76,49	68,17	103,44
	135 m ³ ha ⁻¹	361,71	140,27	96,59	95,45	87,61	68,21	150,16
\bar{X} DLS		353,53 A	147,34 A	97,90 A	97,51 A	85,97 A	76,70 A	141,04 A
CA	2 t ha ⁻¹	349,03	157,65	104,43	104,88	96,00	69,21	118,80
	5 t ha ⁻¹	378,01	143,57	88,78	90,04	73,89	78,97	146,73
	8 t ha ⁻¹	329,11	164,77	99,99	103,59	83,80	69,84	148,90
\bar{X} CA		352,05 A	155,33 A	97,73 A	99,50 A	84,56 A	72,67 A	138,15 A
Efeito das doses								
\bar{X}	Dose 1	319,07 A	153,25 A	102,60 A	104,53 A	94,90 A	81,47 A	144,16 A
	Dose 2	393,89 A	148,23 A	92,56 A	91,46 A	75,19 A	73,57 A	125,09 A
	Dose 3	345,41 A	152,52 A	98,29 A	99,52 A	85,70 A	69,03 A	149,53 A

¹Média seguida de mesma letra maiúscula na coluna, para cada desdobramento, indica que não houve diferença significativa pelo teste LSD ($p < 0,05$)

As aplicações de dejetos, independente do tipo, reduziram as classes de agregados com diâmetro menor que 1,00 mm em relação ao tratamento sem fertilização, na camada de 0,10-20 m (Tabela 3.7). Entretanto, as aplicações de dejetos não diferiram entre si e do tratamento com fertilização química, e também não houve efeito das diferentes doses utilizadas (Tabela 3.7).

Tabela 3.7. Médias das classes de agregados (mm) na camada de 0,10-0,20 m.

Análise de variância	Classe de agregados (mm)							
	g kg ⁻¹							
	>8,00	8,00-4,00	4,00-2,00	2,00-1,00	1,00-0,50	0,50-0,25	<0,25	
Bloco	0,08	0,61	0,65	0,83	0,27	0,22	0,42	
Dejeto	0,17	0,31	0,76	0,17	0,66	0,41	0,70	
Dose	0,14	0,34	0,82	0,64	0,37	0,22	0,27	
Dejeto x Dose	0,11	0,71	0,29	0,70	0,12	0,29	0,61	
Sem fertilização x fatorial	<0,01	0,20	0,40	0,14	0,002	<0,001	0,025	
Com fertilização x fatorial	0,10	0,40	0,76	0,57	0,74	0,055	0,53	
	Tratamentos adicionais							
Sem fertilização	396,56 B	109,35 A	87,58 A	100,44 A	114,90 A	91,42 A	106,82 B	
Com fertilização química	328,26 B	141,41 A	93,18 A	110,34 A	85,68 B	75,91 B	158,12 A	
\bar{X} dos fatores (dejetos x doses)	419,32 A	128,16 A	96,58 A	99,83 A	82,54 B	56,23 B	117,34 B	
	Desdobramento dos dejetos							
Dejeto	Dose							
	2 t ha ⁻¹	478,27	127,79	88,88	83,63	65,02	44,00	112,42
Cama de Aves	5 t ha ⁻¹	385,93	119,36	101,85	111,17	94,25	62,57	124,87
	8 t ha ⁻¹	442,85	120,38	95,40	94,75	83,92	55,06	107,65
\bar{X} Aves		435,68	122,51 A	95,38 A	96,52	81,06 A	53,87 A	114,98 A
Dejeto Líquido Suínos	45 m ³ ha ⁻¹	359,07	150,85	109,39	105,43	88,04	54,44	132,77
	90 m ³ ha ⁻¹	420,16	120,67	92,67	102,00	82,22	54,36	127,92
	135 m ³ ha ⁻¹	429,65	129,91	91,31	102,02	81,77	66,94	98,40
\bar{X} Suínos		410,85	133,81 A	97,79 A	103,15	84,01 A	58,58 A	119,70 A
	Efeito das doses							
\bar{X}	Dose 1	418,67 A	139,32 A	99,13 A	94,53 A	76,53 A	49,22 A	122,60 A
	Dose 2	403,04 A	120,01 A	97,26 A	106,59 A	88,24 A	58,46 A	126,39 A
	Dose 3	436,25 A	125,14 A	93,35 A	98,38 A	82,85 A	61,00 A	103,03 A

¹Média seguida de mesma letra maiúscula na coluna, para cada desdobramento, indica que não houve diferença significativa pelo teste LSD ($p < 0,05$)

3.5.3 Diferença de inflexão de reflectância do carbono (DIR)

Apenas a DIR entre 788-868 nm na camada de 0,00-0,10 m apresentou diferença significativa entre os tratamentos, as outras DIRs dessa camada e todas da camada 0,10-0,20 m foram semelhantes entre todos os tratamentos.

3.5.4 Relação dos atributos físicos e químicos com os atributos espectrais

A CTC potencial está diretamente correlacionada com o teor de carbono no solo e com a DIR entre 778-868, 1100-1446, 2294-2328 e 2330-2406 nm.

O $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ está inversamente correlacionada com a DIR entre 400-560, 2050 -2220 e 2222-2308 nm (Tabela 3.8).

Tabela 3.8. Coeficientes da correlação linear de Pearson (5% de probabilidade) entre os atributos químicos e as oito diferenças da inflexão de reflectância (DIR) dos espectros da camada 0,00-0,10 m (n=96)..

Atributos	CO	$\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$	T
CO g kg^{-1}	-	-0,42	0,65*
$\text{PH}_{\text{CaCl}_2}$	-0,42	-	-0,08
T $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$	0,65*	-0,08	-
400-560 nm	0,09	-0,72*	0,04
DIR - 778-868 nm	0,59*	-0,37	0,58*
DIR - 1100-1446 nm	-0,77*	0,14	-0,38
DIR - 1774-1980 nm	0,22	0,19	0,61*
DIR - 2050-2220 nm	0,31	-0,85*	-0,16
DIR - 2222-2308 nm	0,19	-0,70*	0,07
DIR - 2294-2328 nm	0,27	0,11	0,63*
DIR - 2330-2406 nm	0,32	-0,03	0,60*

* indica correlação significativa a 5% de probabilidade.

Assim como na camada superficial, na camada de 0,10-0,20 m, a CTC efetiva está diretamente correlacionada com o teor de carbono orgânico, porém, nessa camada ela não está correlacionada com nenhuma DIR dos espectros. Em contrapartida, o pH-CaCl_2 , não está correlacionado com o teor total de carbono mas está diretamente correlacionado com a DIR entre 1774-1980 nm, ligada à concentração de ácidos húmicos no solo, e inversamente correlacionado com a DIR entre 400-560 nm, 778-868 nm, 2050-2220, 2222-2308 nm, indicando uma relação inversa com a maturidade do carbono no solo, uma vez que essas bandas espectrais representam uma estrutura carbônica aromática, mais recalcitrante no solo (Tabelas 3.2 e 3.9).

Em relação às classes de agregados na camada 10-20 cm, a classe entre 0,5 e 1 mm está diretamente relacionada com a DIR entre 778-868 nm e a fração menor que 0,25 mm está diretamente relacionada com a DIR entre 400-560, 2050-2220, 2222-2308 e 23302-2406 nm. A fração entre 0,25 e 0,50 mm está inversamente correlacionada com o teor de carbono e com a CTC efetiva do solo e não está relacionada com nenhuma DIR do espectro (Tabela 3.9).

Tabela 3.9. Coeficientes da correlação linear de Pearson (5% de probabilidade) entre

os atributos químicos e as oito diferenças da inflexão de reflectância (DIR) dos espectros da camada 0,10-0,20 m (n=96).

Atributos	1-0,5 mm	0,5-0,25mm	<0,25mm	CO	pH _{CaCl2}	T
1 – 0,5 mm	-					
0,5 – 0,25 mm	0,77**	-				
< 0,25 mm	0,37	0,34	-			
CO g kg ⁻¹	-0,38	-0,66*	-0,05	-		
pH _{CaCl2}	0,12	-0,09	-0,15	0,07	-	
T cmol _c kg ⁻¹	-0,36	-0,65*	-0,10	0,81*	-0,08	-
400-560 nm	0,27	0,05	0,55*	-0,08	-0,54*	-0,04
778-868 nm	0,46*	0,36	0,21	-0,12	-0,47*	-0,06
1100-1446 nm	0,04	0,40	-0,21	-0,78*	0,27	-0,60
1774-1980 nm	0,26	0,14	0,14	0,30	0,58*	0,16
2050-2220 nm	0,26	0,00	0,63*	0,16	-0,58*	0,17
2222-2308 nm	0,10	0,11	0,68*	-0,09	-0,56*	-0,09
2294-2328 nm	0,40	0,22	0,18	0,34	0,22	0,24
2330-2406 nm	0,38	0,09	0,56*	0,45*	0,04	0,32

* indica correlação significativa a 5% de probabilidade.

3.6 DISCUSSÃO

A fertilização química aumentou a CTC efetiva (t) na de camada 0,00-0,10 m e não influenciou os teores de CO e os valores de pH-CaCl₂ dessa camada e nem da camada 0,10-0,20 m em relação à ausência de fertilização (Tabela 3.4 e 3.5). Esses resultados sugerem que as alterações químicas foram causadas pela aplicação dos dejetos de aves e suínos nas suas diferentes doses ao longo dos quatro anos de aplicações no solo.

Outro fator importante é que o solo era manejado em sistema de semeadura direta a mais de oito anos, caracterizando um sistema estabilizado, conforme proposto por Reicherdt et al. (2016), onde as alterações anuais pela mecanização deixam de ser efetivas e as alterações da qualidade física decorre principalmente a partir do manejo a que o solo esta sendo submetido. Dessa forma, podemos inferir que as alterações na CTC efetiva foram causadas principalmente pela adição continua de dejetos, sobretudo o DLS.

Os resultados demonstram que o tipo de dejetos aplicado foi o fator preponderante para as alterações química da camada 0,00-0,10 e química e física da 0,10-0,20 m, sem influencia efetiva das doses utilizadas com os dejetos (Tabela 3.3).

A camada superficial (0,00-0,10 m) do solo com a aplicação de DLS

apresentou maior DIR no comprimento de onda entre 778-868 nm, essa banda espectral está diretamente correlacionada com o carbono total do solo e representa o carbono mais lignificado, como a celulose e substâncias húmicas, de difícil decomposição, porém com presença de hidroxilas em sua molécula, conforme mencionaram Ben-Dor et al. (1997), o que está em acordo com o aumento da CTC e a redução do pH-CaCl₂ dessa camada.

A diferença significativa da DIR entre 778-868 nm e a ausência de resposta da DIR das outras bandas espectrais, porém com relação positiva ou negativa com os atributos químicos e com as classes de agregados do solo nos permite enfatizar que, nesse período de quatro anos, as relações dos dejetos com o solo são mais qualitativas que quantitativas, ratificando a hipótese do presente manuscrito.

Apesar de apenas a banda espectral entre 778-868 nm apresentar diferença estatística, a DIR entre 1774-1980, 2294-2328 e 2330-2406 nm, relacionadas a uma estrutura carbônica alifática com carboxila presente na molécula (Ben-Dor et al., 1997) também estão diretamente correlacionadas com a CTC do solo. A correlação positiva dessas bandas espectrais com a CTC ocorreu porque, além da decomposição da palhada das culturas, a decomposição dos dejetos, sobretudo do DLS, também liberam carboxilas e macronutrientes, como Ca²⁺ e Mg²⁺, no solo, aumentando de duas forma as concentrações de cargas variáveis. Sendo a primeira a adição direta da carboxila presente no dejetos e a segunda pela neutralização do H⁺ e do Al³⁺ por meio dos macronutrientes presente nos dejetos, como mencionado por Lourenzi et al. (2013). O aumento das carboxilas e dos macronutrientes podem ter ocorrido também pelo estímulo da atividade microbiológica causada por aplicações de DLS (BALOTA et. al, 2014).

Dessa forma, o estímulo microbiológico e a adição por meio dos dejetos foram suficientes para aumentar a quantidade de cargas variáveis do Latossolo após quatro anos de aplicação contínua.

Já a fertilização mineral aumentou a CTC efetiva da camada 0,00-0,10 m do solo em relação à ausência de fertilização em função da adição de cálcio que, neutralizando os ions H⁺, liberam cargas variáveis das hidroxilas do carbono (LOURENZI et al., 2013).

Na camada 0,10-0,20 m, a CTC não está correlacionada com alguma banda espectral, porém está diretamente relacionada com o carbono, sugerindo que

o carbono oriundo de outras fontes diferentes do dejetos, principalmente das raízes e seus exsudatos, sobrepuseram a relação do carbono adicionado pelos dejetos com os atributos espectrais e dificultaram a observação da relação entre essas variáveis.

Ainda na camada 0,10-0,20 m, a fração do agregado menor que 0,25 mm está diretamente relacionada com a DIR entre 400-560, 2050-2220, 2222-2308 e 2330-2406 nm, indicando a relação de carbono aromático e alifático com carboxila na sua estrutura, na formação dos microagregados. Nesse sentido, a aplicação de DLS, combinada com a adição dessa diversidade de estrutura carbônica, estimulou a formação de pontes de hidrogênio e ou pontes eletroquímicas (formadas por cátions polivalentes) entre as moléculas orgânicas e minerais, potencializando a agregação do solo em relação aos tratamentos adicionais (SPOSITO, 2008).

Dessa forma, as aplicações de DLS podem ter estimulado a incorporação de microagregados dentro de macroagregados, considerando a hierarquização na formação dos agregados nos Latossolos (Tisdall e Oades, 1982).

Balota et al. (2014) observaram que em sistemas de plantio direto que recebem aplicações de dejetos líquido de suínos, os polissacarídeos representam aproximadamente 43% do carbono orgânico, aproximadamente 75% que é representado por polissacarídeos lábeis com uma forte relação com o carbono da biomassa microbiana. Esse processo explica o maior efeito do DLS sobre os agregados do solo após quatro anos de aplicações continuadas de dejetos.

Outros processos como os de humectação-dessecação, aumento da coesão pelas raízes ou mecanização, ou até mesmo o manejo do solo sob semeadura direta foram mais eficientes na agregação e não permitiram observar o efeito dos dejetos sobre os agregados na de camada 0,00-0,10 m.

Vale ressaltar que o efeito do DLS nos agregados é dependente da escala de tempo analisada, uma vez que, Barbosa et al. (2015) observaram em uma escala mensal de análise que o dejetos suíno aumentou a dispersão de argila e a massa de agregados < 0,25 mm. Já, nossos resultados demonstram que após quatro anos de aplicações contínuas, o DLS reduziu a massa dos micro-agregados e aumentou a massa daqueles com maiores diâmetro.

Segundo Comin et.al. (2013) observaram que aplicação de DLS, no período de oitos anos, promoveu o aumento das classes de agregados maiores que 4 mm e redução das menores classes devido a rápida decomposição desse resíduo ocasionando um rápido aumento da agregação das partículas, porém segundo os

autores, o efeito na agregação é temporário.

Nesse contexto, para o presente manuscrito, o aumento da CTC efetiva das camadas 0,00-0,10 e 0,10-0,20 m e a redução das classes de agregados com diâmetro inferior a 1,00 mm da camada 0,10-0,20 m, devem ser potencializados nos anos subsequentes, uma vez que, já apresentaram efeito significativo no quarto ano de aplicações acumuladas de dejetos, sobretudo o DLS. No entanto, as avaliações da qualidade física e químicas devem ser avaliadas continuamente e em diferentes escalas de tempo buscando entender os efeitos da alteração da qualidade do carbono com as aplicações dos dejetos de suínos e aves.

3.6 CONCLUSÕES

As aplicações de dejetos no solo diferem em função do tipo, sendo o dejetos líquido de suíno mais efetivo na melhoria da fertilidade química e física nas camadas de 0,00-0,10 e 0,10-0,20 m do solo, mesmo após o período de 4 anos de aplicação sucessivas.

No solo que recebeu aplicação de DLS, o aumento da CTC efetiva e a redução das classes de agregados com diâmetro menor que 1,00 mm estão diretamente ou indiretamente relacionados com a DIR das bandas espectrais com estruturas carbônicas aromáticas e alifáticas com carboxila presente na molécula.

4 ARTIGO B: QUALIDADE FÍSICA E QUÍMICA DO SOLO APÓS CURTO PERÍODO DE APLICAÇÕES COM DIFERENTES DOSES DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

4.1 RESUMO

O incremento de carbono orgânico e a dinâmica de sua transformação influencia diretamente a qualidade do solo. Dessa forma, não somente os teores totais de carbono orgânico são importantes, mas também as frações químicas (ácido fúlvico, ácido húmico e humina) que compõe a matéria orgânica, relacionando as alterações das mesmas em função da manutenção da qualidade do solo. Dessa forma, objetivo foi avaliar o efeito de doses de dejetos de aves e de suínos sobre as frações húmicas (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina) e relacionar com os atributos físicos e químicos de um Latossolo Vermelho após quatro anos aplicações acumulados. O experimento foi conduzido no município de Santa Tereza do Oeste – PR, em um Latossolo Vermelho distroférico muito argiloso sobre sistema de semeadura direta. O experimento foi instalado em delineamento de blocos casualizados com oito tratamentos doses de dejetos líquido suíno (DLS) e cama de aves (CA) e quatro repetições, em parcelas de 50 m². Os tratamentos avaliados foram: controle (C), sem aplicações de fertilizante químico ou orgânico; (FM) aplicação de fertilizante mineral; DLS100 e CA100 – 100% de N ou P₂O₅; DLS200 e CA200 – 200% de N ou P₂O₅; DLS300 e CA300 – 300% de N ou P₂O₅, ambas porcentagens são em relação ao FM. Para avaliação da qualidade física do solo foram avaliados a densidade do solo (Ds) e a argila dispersa em água (ADA), já para a qualidade química do solo foram avaliados teores de carbono orgânico (CO), pH-CaCl₂, H+Al, alumínio (Al³⁺), cálcio (Ca⁺²), magnésio (Mg⁺²), potássio (K⁺) e fósforo (P). A partir desses atributos químicos foram calculadas a CTC efetiva (t) e a saturação por bases (V%). Para a avaliação da qualidade do carbono orgânico o solo foi submetido ao fracionamento químico da matéria orgânica (ácido fúlvico, ácido húmico e humina). As aplicações de dejetos no solo diferiram em função do tipo, com o DLS sendo o mais efetivo quanto a melhoria da qualidade química, pois promoveu o aumento do pH-CaCl₂, H+Al, Mg⁺², K⁺ e V(%) em relação a CA e aos tratamentos adicionais, sem fertilização ou fertilização mineral, nas camadas 0,00-0,10 e 0,10-20 m, mesmo após aplicação de quatro anos sucessiva de dejetos. O uso de DLS promoveu o aumento de fósforo em até 8 vezes em relação a CA e aos tratamentos adicionais, sem fertilização ou fertilização mineral. Entretanto, os teores obtidos foram superiores ao limite crítico. Os ácidos fúlvicos e húmicos diferiram quanto ao tipo de dejetos, sendo o DLS superior a CA. O aumento desses ácidos influenciou diretamente na elevação dos nutrientes do solo, principalmente os teores de fósforo do solo. A utilização dos dejetos não influenciou a qualidade física do solo, nas camadas de 0,00-0,10 e 0,10-0,20 m.

Palavras-chaves: ácidos orgânicos, fertilidade do solo, manejo conservacionista.

PERIOD OF APPLICATIONS WITH DIFFERENT DOSES OF ORGANIC RESIDUES

4.2 ABSTRAT

The increase of organic carbon and the dynamics of its transformation directly influence the quality of the soil. Thus, not only the total organic carbon content is important, but also the study of the chemical fractions (fulvic acid, humic acid and humina) that compose the organic matter, relating the changes of the same to the maintenance of soil quality. The objective of this study was to evaluate the effect of different doses of poultry and swine manure on humic fractions (fulvic acids, humic acids and humin) and to relate them to the physical and chemical attributes of a Oxisoil after four years of accumulated applications. The experiment was conducted in the municipality of Santa Tereza do Oeste - PR, in a very clayey dystroferric Oxisoil under no tillage system. The experiment was carried out in a randomized complete block design with 8 treatment doses of swine manure (SM) and poultry manure (PM) and four replications, in plots of 50 m². The treatments were: control (C), without applications of chemical or organic fertilizer; (FM) application of NPK formulated mineral fertilizer (according to the culture to be implanted); applications of 2.00, 5.00 and 8.00 ton ha⁻¹ crop⁻¹ of PM; and applications of 46, 92 and 138 m³ ha⁻¹ crop⁻¹ of SM, both wastes equate to 45, 90 and 135 kg ha⁻¹ crop⁻¹ of total N. In order to evaluate the physical quality of the soil, bulk soil (Bs) and clay dispersed in water (CDW). Were evaluated for the chemical quality of the soil, the soil organic matter (CO), pH CaCl₂, H + Al, aluminum (Al³⁺), calcium (Ca²⁺), magnesium (Mg²⁺), potassium (K⁺) and phosphorus (P). From these chemical attributes, the effective CTC (T) and the base saturation (V%) were calculated. For the evaluation of the quality of the organic carbon the soil was subjected to the chemical fractionation of the organic matter (fulvic acid, humic acid and humina). The applications of soil depletion differed according to type, with SW being the most effective as the improvement of chemical quality, since it promoted the increase of pHCaCl₂, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ and SB in relation to PM and additional treatments, without fertilization or chemical fertilization, in the layers 0.00-0.10 and 0.10-20 m, even after a short application period (four years) of waste. The use of SW promoted the increase of phosphorus up to 6 times in relation to PM and to the additional treatments, without fertilization or chemical fertilization. However, the obtained values were superior to the critical limit. Fulvic and humic acids differed as to the type of waste, the SW being greater than PM. Thus, the increase of these acids directly influenced the soil nutrient uptake, especially soil P content. The use of the waste did not influence the physical quality of the soil, in the layers of 0,00-0,10 and 0,10-0,20 m.

Keywords: organic acids, soil fertility, conservation management.

4.3 INTRODUÇÃO

A avicultura e a suinocultura exerce grande importância econômica para o Brasil, sendo que, o País ocupa a segunda posição no ranking na produção (13,1 milhões de toneladas) e a primeira posição na exportação (4,32 milhões de toneladas) de aves. Enquanto para a cadeia da suinocultura ocupa a quarta posição de produção (3,76 milhões de toneladas) e a quarta posição de exportação (693 mil toneladas) (ABPA, 2018). Entretanto, a intensificação da produção de carne de aves e suínas, produz grandes volumes de dejetos animais, tornando-se um entrave para a cadeia produtiva. Estima-se que aves de corte produzem cerca de 1,5 -2,0 kg de cama por ave, por ciclo de aproximadamente 60 dias, enquanto para os suínos a produção é de 0,27 m³ de dejetos/animal/mês (LIMA, 2007).

Para minimizar os problemas do aumento dos dejetos animais, produtores tem utilizado esses como fontes de nutrientes, substituindo totalmente ou parcialmente a adubação mineral, tornando-se uma alternativa de reposição de nutrientes (Medeiros et al 2007; Seidel et al. 2010; Scherer e Nesi, 2009) e de carbono orgânico do solo (Matos et al, 2008; Loss et al. 2011), reduzindo assim, a dependência de reservas minerais, as quais são finitas e determinantes nos custos de produção.

Entretanto, as alterações causadas pelo uso dos dejetos nos atributos físicos e químicos do solo e no incremento do carbono orgânico e na sua qualidade, ainda não são conclusivos. Sabe-se que a matéria orgânica é indicadora da qualidade do solo e está diretamente relacionada ao incremento de material orgânico, que normalmente é influenciado pelo aporte de material vegetal por meio de cultivos, manejo do solo ou até na utilização de resíduos animais e agroindustrial. O incremento de carbono orgânico e a dinâmica de sua transformação influencia diretamente a qualidade do solo. Dessa forma, não somente os teores totais de carbono orgânico são importantes, mas também o estudo das frações químicas (ácido fúlvico, ácido húmico e humina) que compõe a matéria orgânica, relacionando as alterações das mesmas em função da manutenção da qualidade do solo (BALDOTTO; BALDOTTO, 2014; FONTANA et al., 2011).

Com isso, a hipótese do trabalho é que os dejetos CA e DLS têm efeitos diferenciados na qualidade química e física do solo, no incremento do carbono orgânico e nas frações químicas da matéria orgânica, após curto período de aplicações acumuladas. Considerando que, em função da origem, o dejetos de aves é constituído por um carbono mais recalcitrante e pode aumentar as concentrações de carbono orgânico e de nutrientes no solo, em relação ao dejetos líquido de suíno, que

é constituído por um carbono menos recalcitrante, rico em substâncias húmicas, cuja decomposição no solo é mais acelerada, com pouco efeito na melhoria dos atributos química e físico do solo. Por isso, o objetivo foi avaliar o efeito de diferentes doses de dejetos de aves e de suínos sobre as frações húmicas (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina) e relacionar com os atributos físicos e químicos de um Latossolo Vermelho após quatro anos aplicações sucessivas.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

4.4.1 Campo experimental

A área de estudo localiza-se no município de Santa Tereza do Oeste (25° 05' 00.29" S e 53° 35' 05.47" W). A altitude média da área é 756 m e precipitação média anual de 1.800 mm. O clima é do tipo Cfa, subtropical úmido, com temperatura média anual de 22 °C (ALVAREZ et al., 2014). O solo é classificado com um Latossolo Vermelho distroférrico muito argiloso, originário de basalto, com 600 g kg⁻¹ de argila, 110 g kg⁻¹ de silte e 290 g kg⁻¹ de areia.

A área tem mais de 14 anos de cultivo em sistema de semeadura direta onde é manejada com culturas anuais, soja ou milho na safra de verão e trigo ou aveia na safra de inverno. Na safra de verão de 2012 iniciaram-se as aplicações de cama de aves (CA) e dejetos líquidos de suínos (DLS), ressalta-se que a área nunca recebeu aplicação desses resíduos.

A partir da safra de inverno (Aveia) de 2012, o experimento foi instalado em delineamento de blocos casualizados com 8 tratamentos (doses de DLS e CA) e quatro repetições, em parcelas de 50 m². Os tratamentos avaliados foram: controle (C), sem aplicações de fertilizante mineral ou orgânico; (FM) aplicação de fertilizante mineral; DLS100 e CA100 – 100% de N ou P₂O₅; DLS200 e CA200 – 200% de N ou P₂O₅; DLS300 e CA300 – 300% de N ou P₂O₅, ambas porcentagens são em relação ao FM. Os valores médios das propriedades químicas do CA e DLS utilizado nas aplicações são apresentados na tabela 4.1.

Tabela 4.1. Propriedades químicas da Cama de aves (CA) e do Dejetos líquido suíno (DLS) em base seca.

Atributos	Cama de Aves	Dejeto líquido de suínos
pH	7,90	8,58
N total (g kg ⁻¹)	24,90	24,40
CO total (g kg ⁻¹)	91,00	231,00
C/N	3,65	9,47
Ca ²⁺	0,84	2,29
Mg ²⁺	0,38	0,69
K ⁺	35,70	10,50
P	15,45	8,40

Fonte: Barbosa et al. 2015

Após 4 anos de experimento, amostras com estrutura deformada e indeformada foram coletadas em triplicada dentro de cada parcela, nas camadas 0,00-0,10 m e 0,10-0,20 m na entrelinha, após colheita da cultura da soja na safra de 2015.

4.4.2 Fracionamento químico da matéria orgânica

As substâncias húmicas foram separadas de acordo com a metodologia proposta por BENITES et al. (2001). O método consistiu na extração com NaOH 0,1 mol L⁻¹, numa proporção de amostra para solvente de 1:10. Após processos de centrifugação, separaram-se os ácidos húmico (AH) e fúlvico (AF) (sobrenadante) e humina (HU) (precipitado). Dada a diferença em solubilidade de acordo com os níveis de pH, o sobrenadante foi separado por adição de H₂SO₄ 20% até pH 1,0. O AH precipitado foi filtrado por vácuo em membrana de 0,45 µm e lavado com NaOH 0,1 mol L⁻¹ para um balão volumétrico de 50 mL. O AF também foi filtrada e coletada em um balão volumétrico de 50 mL. As frações obtidas foram reservadas para análise posterior.

O teor total de carbono orgânico do solo foi determinado por oxidação (WALKLEY E BLACK 1934). Foram pesado 0,5 g de cada amostra de solo seco e transferida para um erlenmeyer. Foram adicionados 10 mL de 0,167 mol L⁻¹ K₂Cr₂O₇ e 10 ml de H₂SO₄ concentrado e homogeneizado. Após o repouso foi adicionado 30 ml de H₃PO₄ 3,0% para facilitar a identificação do ponto final de titulação e dez gotas de indicador de difenilamina antes da titulação. Dois pontos em branco também foram titulados. A determinação de conteúdo de carbono para frações

húmicas foi realizada de acordo com o método Walkley-Black modificado por BENITES et al., 2001.

4.4.3 Análise Química do Solo

As amostras deformadas foram passadas em peneira de 2,00 mm e secadas ao ar para determinação dos teores de carbono orgânico (CO), pH CaCl₂, H+Al, alumínio (Al³⁺), cálcio (Ca⁺²), magnésio (Mg⁺²), potássio (K⁺) e fósforo (P) conforme PAVAN (1992). A partir desses atributos químicos foram calculadas a CTC efetiva (T) e a saturação por bases (V%).

4.4.4 Análise Física do Solo

Para a realização da análise de argila dispersa em água (ADA), as amostras foram submetidas a uma agitação por 1h à 200 RPM em agitador do tipo orbital horizontal. Após a agitação, as amostras ficaram em repouso por 4h a uma temperatura de 20°C e pipetada em seguida. As alíquotas de 10 ml da solução do solo foram secas em estufas a 105°C por 24h e pesadas após seu resfriamento em dessecador (MELO et al., 2015).

As amostras com estrutura indeformada foram coletadas em cilindros de 5 cm de diâmetro e 5,06 cm de altura, para a determinação da densidade do solo (Ds). As amostras foram submetidas às tensões de -0,006 MPa em mesa de tensão (Klute, 1986; Dane e Hopmans, 2002), obtendo-se a massa de água retida nessa tensão e em seguida foram secas em estufa à 105° C por 24 h e pesadas para posteriormente realizar a relação massa/volume..

4.4.5 Análise estatística

As variáveis foram submetidas aos testes de Shapiro-Wilk e Levene para análise da normalidade da distribuição e a homogeneidade de variâncias. Após essa etapa, foi realizada a análise de variância fatorial (2x3)+1+1, sendo 2 dejetos e 3 doses com dois tratamentos adicionais sem fertilizante e com fertilização química, sobre todas as variáveis químicas e físicas e as diferenças entre os tratamentos foram testadas usando LSD ($p < 0,05$). Foi realizada a análise de correlação de Pearson (5%)

dos ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina que apresentaram diferença significativa com os atributos físicos e químicos do solo para cada camada especificamente.

4.5 RESULTADOS

4.5.1 Camada de 0,00 – 0,10 m

Após quatro anos de aplicação sucessiva, observa-se, a partir da ANOVA, que os dejetos influenciaram os teores de ácido fúlvico e húmico, enquanto, os teores de humina, de CO, de ADA e Ds não diferiram independente do tipo de dejetos ou das doses, (Tabela 4.2).

As alterações dos ácidos fúlvicos e húmicos ocorreram principalmente em função da fonte de fertilização (dejetos de aves ou suínos, insumo químico e sem fertilização), sem relação significativa com as doses ou interação entre adubo e doses utilizadas (Tabela 4.2).

Em relação ao ácido fúlvico observou-se que houve uma redução de 40% em seus teores promovida pela utilização da CA em relação aos demais tratamentos, enquanto, para o ácido húmico a redução foi de 44%. O DLS apresentou os maiores teores de AF e AH, enquanto os tratamentos sem adubação e adubação química apresentaram teores intermediários aos tratamentos com dejetos, (Tabela 4.2).

Tabela 4.2: Médias do teor de ácido fúlvico, ácido húmico, humina, carbono orgânico (CO), densidade do solo (Ds) e argila dispersa em água (ADA) na camada de 0,00-0,10 m.

Análise de variância	Ác. Fúlvico	Ác. Humico	Humina	CO	Ds	ADA	
	mg de C g ⁻¹ de solo			g kg ⁻¹	Mg m ⁻³	g kg ⁻¹	
Bloco	0,951	0,268	0,145	0,555	0,430	0,323	
Dejeto	<0,01	<0,001	0,396	0,366	0,730	0,151	
Dose	0,574	0,982	0,392	0,116	0,350	0,941	
Dejeto x Dose	0,961	0,976	0,517	0,345	0,890	0,844	
Sem fertilização x fatorial	0,143	0,278	0,070	0,956	0,650	0,896	
Com fertilização x fatorial	0,323	0,073	0,108	0,510	0,714	0,351	
<hr/>							
Sem fertilização	2,34 a	2,47 a	8,55 a	24,93 a	1,14 a	98,50 a	
Com fertilização química	1,61 a	1,77 a	8,82 a	23,89 a	1,09 a	110,67a	
\bar{X} dos fatores (dejetos x doses)	1,90 a	2,22 a	9,98 a	24,84 a	1,11 a	96,64 a	
<hr/>							
Desdobramento dos Dejetos							
\bar{X} aves	1,24 b	1,37 b	9,74 a	24,28 a	1,11 a	104,72a	
\bar{X} suínos	2,56 a	3,06 a	10,22 a	25,41 a	1,12 a	88,56 a	
<hr/>							
Desdobramento das doses							
\bar{X}	dose 1	1,741 a	2,218 a	10,53 a	23,63 a	1,07 a	96,75 a
	dose 2	1,948 a	2,202 a	9,73 a	24,15 a	1,13 a	98,83 a
	dose 3	2,091 a	2,240 a	9,69 a	26,75 a	1,14 a	94,33 a

¹Média seguida de mesma letra minúscula na coluna, para cada desdobramento, indica que não houve diferença significativa pelo teste LSD ($p < 0,05$)

Não foi observada alterações nos teores de Al³⁺ e na CTC efetiva (T) independente do dejeto ou da dose. Já para o pH CaCl₂, H+Al, Mg²⁺ e V(%) diferiram quanto ao tipo de dejeto aplicado, enquanto para os teores de P, Ca²⁺, K⁺, e SB as diferenças foi observada devido ao tipo de dejeto, as doses e suas interações, (Tabela 4.3).

Tabela 4.3: Médias de pH-CaCl₂, H+Al, alumínio (Al³⁺), cálcio (Ca²⁺), magnésio (Mg²⁺), potássio (K⁺), fósforo (P), soma de bases (SB), ctc pH₇ (T) e saturação por bases (V%), na camada 0,00-010 m.

Análise de variância	pH _{CaCl2}	P	H+Al	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	SB	T	V(%)	
Bloco	0,073	0,578	0,210	0,194	0,142	0,291	0,834	0,161	0,580	0,063	
Dejeto	0,027	<0,01	0,031	0,488	0,773	0,014	<0,01	0,128	0,191	0,029	
Dose	0,993	0,02	0,975	0,816	0,020	0,428	<0,01	0,060	0,146	0,807	
Dejeto x Dose	0,780	0,568	0,624	0,840	0,201	0,167	0,163	0,267	0,333	0,660	
Sem fertilização x fatorial	0,490	<0,01	0,555	0,155	<0,01	0,344	<0,01	<0,01	0,055	0,072	
Com fertilização x fatorial	0,352	<0,01	0,605	0,054	<0,01	0,252	<0,01	<0,01	0,098	0,122	
Sem fertilização	4,90 a	22,73 b	7,93 a	0,16 a	5,30 b	3,19 a	0,33 b	8,21 b	16,75 a	52,99 a	
Com fertilização química	4,85 a	27,88 b	7,87 a	0,16 a	5,64 b	3,09 a	0,41 b	9,14 b	17,01 a	53,65 a	
\bar{X} dos fatores (dejetos x doses)	5,03 a	91,10 a	7,32 a	0,06 a	7,41 a	3,43 a	0,60 a	11,44 a	18,77 a	61,13 a	
Desdobramento dos Dejetos											
\bar{X} aves	4,86 b	47,02 b	6,41 b	0,04 a	7,46 a	3,16 b	0,49 b	11,86 a	18,27 a	57,28 b	
\bar{X} suínos	5,21 a	135,18 a	8,24 a	0,08 a	7,36 a	3,91 a	0,70 a	11,03 a	19,27 a	64,99 a	
Desdobramento das Doses											
\bar{X}	dose 1	5,04 a	71,42 b	7,25 a	0,08 a	6,80 b	3,51 a	0,48 b	10,78 a	18,03 a	60,33 a
	dose 2	5,02 a	91,93 ab	7,28 a	0,04 a	7,29 ab	3,26 a	0,62 ab	11,16 a	18,45 a	60,48 a
	dose 3	5,02 a	109,95 a	7,44 a	0,05 a	8,16 a	3,53 a	0,70 a	12,38 a	19,83 a	62,59 a

O uso da CA promoveu o aumento do pH CaCl_2 , do Mg^{2+} e do V(%) quando comparado com o DLS, entretanto não foi observado diferenças com os tratamentos que não receberam dejetos. A utilização da CA também reduziu o H+Al em relação ao DLS, mas não se observou diferença quando comparado com os demais tratamentos.

O DLS promoveu o aumento do fósforo (P) em até 6 vezes em relação aos tratamentos que não receberam qualquer dejetos, mas não houve diferença quanto as suas doses. O aumento do P promovido por CA foi menos expressivo, chegando a 32%, na dose de 8 t ha^{-1} , em relação aos tratamentos que não receberam qualquer dejetos. Os ácidos fúlvicos e húmicos estão relacionados positivamente com os teores de P do solo, (Tabela 4.4).

Houve aumento de até 40% dos teores de Ca^{2+} quando utilizou-se os dejetos em relação aos demais tratamentos, e esse aumento se deve principalmente as maiores doses de CA (8 t ha^{-1}) e de DLS ($135 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$). O uso dos dejetos aumentaram em até 112% os teores de K^+ em relação aos demais tratamentos e esse aumento está atrelado as maiores doses (8 t ha^{-1}) de CA.

Os aumentos dos teores de macronutrientes promoveram por consequência o aumento das SB em relação aos tratamentos sem dejetos, independente do tipo de dejetos ou das doses.

Tabela 4.4: Coeficientes de correlação linear de Pearson (5% de probabilidade) entre as frações químicas da matéria orgânica (ácido fúlvico, ácido húmico e humina) com os atributos químicos e físicos do solo na camada de 0,00-0,10 m (n=96).

Correlação	Ác. Fúlvico	Ác. Húmico	Humina
Ác. Fúlvico	1,00		
Ác. Húmico	0,90*	1,00	
Humina	0,12	0,23	1,00
Ds	0,29	0,13	-0,32
ADA	-0,29	-0,35	-0,34
CO	0,18	0,21	0,14
P	0,63*	0,68*	0,27
pHCaCl ₂	-0,28	-0,35	0,08
Al ³⁺	0,10	0,10	-0,11
H+Al	0,26	0,32	-0,02
Ca ²⁺	-0,01	0,06	0,24
Mg ²⁺	-0,21	-0,16	0,16
K ⁺	-0,35	-0,39	0,13
SB	-0,11	-0,05	0,23
T	0,15	0,28	0,24
V	-0,20	-0,21	0,14
m	0,09	0,07	-0,13

* indica correlação significativa a 5% de probabilidade.

4.5.2 Camada de 0,10 – 0,20 m

Após quatro anos de aplicação continuada, observa-se, a partir da ANOVA, que os dejetos influenciaram os teores de ácido fúlvico e húmico, enquanto para os teores de humina, de CO e ADA não foi significativo. Em relação a Ds, observou-se interação entre dejetos x dose, indicando a redução da Ds quando utiliza a CA na dose de 5 t ha⁻¹, entretanto não foi observada diferença entre os demais tratamentos, (tabela 4.5).

As alterações dos ácidos fúlvicos e húmicos ocorreram principalmente em função da fonte de fertilização (dejetos de aves ou suínos, insumo químico e sem fertilização), sem relação significativa com as doses ou interação entre adubo e doses utilizadas (Tabela 4.5).

Tabela 4.5: Teores médio de ácido fúlvico, ácido húmico, humina, carbono orgânico (CO), densidade do solo (Ds) e argila dispersa em água (ADA) na camada de 0,10-0,20 m.

Análise de variância	Ác. Fúlvico	Ác. Humico	Humina	CO	Ds	ADA	
	mg de C g ⁻¹ de solo			g kg ⁻¹	Mg m ⁻³	g kg ⁻¹	
Bloco	0,24	0,529	0,240	0,201	0,225	0,433	
Dejeto	<0,001	<0,001	0,601	0,452	0,117	0,126	
Dose	0,955	0,867	0,278	0,613	0,169	0,429	
Dejeto x Dose	0,071	0,975	0,947	0,142	<0,001	0,740	
Sem fertilização x fatorial	0,743	0,245	0,533	0,195	0,599	0,846	
Com fertilização x fatorial	0,498	0,400	0,578	0,115	0,150	0,785	
Sem fertilização	2,31 a	2,55 a	5,37 a	19,21 a	1,14 a	154,67 a	
Com fertilização química	1,59 b	1,91 a	5,43 a	18,96 a	1,17 a	152,33 a	
\bar{X} dos fatores (dejetos x doses)	1,83 b	2,17 a	5,70 a	21,64 a	1,13 a	158,86 a	
Desdobramento dos Dejetos							
\bar{X} aves	1,18 b	1,31 b	5,80 a	22,16 a	-	171,94 a	
\bar{X} suínos	2,47 a	3,03 a	5,60 a	21,12 a	-	145,78 a	
Desdobramento das doses							
\bar{X}	dose 1	1,82 a	2,20 a	6,04 a	21,16 a	-	160,00 a
	dose 2	1,86 a	2,09 a	5,26 a	21,17 a	-	145,17 a
	dose 3	1,80 a	2,23 a	5,80 a	22,59 a	-	171,42 a

Em relação ao ácido fúlvico, observou-se que houve uma redução de 21% quando utilizou os dejetos em relação ao tratamento sem fertilização química ou orgânica. Essa redução está atrelada ao uso da CA, pois este tratamento tem os menores teores. O uso da CA também promoveu a redução de ácido húmico em relação ao DLS, entretanto, não foi observado diferença em relação aos demais tratamentos (Tabela 4.5).

Não foi possível observar alterações nos teores de pH CaCl_2 e Mg^{2+} independente do tipo de dejetos ou da dose. Já para $\text{H}^+\text{-Al}$ e T diferiram quanto ao tipo de dejetos aplicado, enquanto para os teores de P, Al^{3+} , Ca^{2+} , K^+ , SB e V(%) as diferenças foram observadas devido ao tipo de dejetos, as doses e suas interações, (Tabela 4.6).

Tabela 4.6: Médias do pH-CaCl₂, H+Al, alumínio (Al³⁺), cálcio (Ca²⁺), magnésio (Mg²⁺), potássio (K⁺), fósforo (P), soma de bases (SB), CTC efetiva (t), e saturação por bases (V%), na camada de 0,10-020 m.

Análise de variância	pH _{CaCl2}	P	H+Al	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	SB	t	V(%)	
Bloco	0,446	0,305	0,939	0,340	0,008	0,152	0,160	0,031	0,403	0,403	
Dejeto	0,082	<0,001	0,049	0,148	0,176	0,993	<0,001	0,863	0,014	0,154	
Dose	0,479	0,181	0,251	0,461	0,266	0,077	<0,001	0,283	0,444	0,212	
Dejeto x Dose	0,642	0,292	0,662	0,624	0,093	0,300	<0,001	0,060	0,839	0,354	
Sem fertilização x fatorial	0,189	<0,001	0,467	0,080	<0,001	0,149	<0,001	<0,001	0,110	0,038	
Com fertilização x fatorial	0,745	<0,001	0,867	0,032	0,008	0,497	<0,001	0,032	0,103	0,262	
Sem fertilização	4,60 a	9,93 b	9,05 a	0,23 b	3,95 b	2,29 a	0,25 b	6,50 b	15,55 a	41,84 b	
Com fertilização química	4,73 a	11,63 b	8,55 a	0,28 a	4,29 b	2,36 a		7,00 b	15,55 a	45,03 a	
\bar{X} dos fatores (dejetos x doses)	4,78 a	49,77 a	8,39 a	0,10 b	5,33 a	2,55 a	0,49 a	8,36 a	16,75 a	50,20 a	
Desdobramento dos Dejetos											
\bar{X} aves	4,88 a	17,69 b	7,65 b	0,06 a	5,18 a	2,54 a	0,61 a	8,34 a	16,00 b	52,26 a	
\bar{X} suínos	4,69 a	81,86 a	9,12 a	0,14 a	5,48 a	2,54 a	0,36 b	8,39 a	17,51 a	48,13 a	
Desdobramento das Doses											
\bar{X}	dose 1	4,87 a	41,01 a	7,59 a	0,06 a	5,57 a	2,76 a	-	8,74 a	16,32 a	53,75 a
	dose 2	4,77 a	58,57 a	8,57 a	0,11 a	5,30 a	2,39 a	-	8,18 a	16,75 a	49,00 a
	dose 3	4,72 a	47,73 a	9,00 a	0,14 a	5,13 a	2,48 a	-	8,18 a	17,17 a	47,84 a

O DLS promoveu o aumento do fósforo (P_2O_5) em até 8 vezes em relação aos tratamentos que não receberam qualquer dejetos, mas não houve diferença quanto as suas doses. O aumento do P promovido por CA foi de 70% em relação aos tratamentos que não receberam qualquer dejetos independente das doses.

O uso da CA promoveu redução $H+Al$ em relação ao DLS, mas não foi observado diferença quando comparado com os demais tratamentos. O uso dos dejetos, independente do tipo e de dose, reduziu aproximadamente 3 vezes os teores de Al^{3+} quando comparado com o tratamento de fertilização química. Os dejetos também promoveram o aumento dos teores de Ca^{2+} e da SB independente do dejetos ou da dose. Os aumentos dos teores de K^+ foi mais expressivo pelo uso da maior dose ($8 t ha^{-1}$) de CA, enquanto para o DLS não foi expressivo o seu aumento. Por consequência do aumento dos macronutrientes, os dejetos promoveram aumento no (V%) quando comparado com o tratamento sem adubação química e orgânica.

O ácido fúlvico está diretamente correlacionada com a Ds e com o P, e inversamente correlacionada com o K^+ . Já o ácido húmico está diretamente correlacionada com o P e com a T, e inversamente correlacionada com o K^+ . Enquanto a humina correlacionou positivamente com o CO, (Tabela 4.7).

Tabela 4.7: Coeficientes de correlação linear de Pearson (5% de probabilidade) entre as frações químicas da matéria orgânica (ácido fúlvico, ácido húmico e humina) com os atributos químicos e físicos do solo na camada de 0,10-0,20 m (n=96).

Correlação	Ác. Fúlvico	Ác. Húmico	Humina
Ác. Fúlvico	1,00		
Ác. Húmico	0,87*	1,00	
Humina	-0,22	-0,09	1,00
Ds	0,45*	0,32	-0,21
ADA	-0,18	-0,24	-0,25
CO	-0,10	-0,10	0,45*
P	0,57*	0,62*	-0,10
pH CaCl_2	-0,21	-0,33	-0,35
Al ³⁺	0,10	0,19	0,32
H+Al	0,24	0,38	0,38
Ca ²⁺	0,05	0,09	-0,16
Mg ²⁺	0,17	0,13	-0,20
K ⁺	-0,55*	-0,56*	0,13
SB	0,02	0,03	-0,16
T	0,30	0,46*	0,29
V	-0,13	-0,20	-0,29
m	0,07	0,15	0,28

* indica correlação significativa a 5% de probabilidade.

4.6 DISCUSSÃO

A utilização dos resíduos orgânicos, nas diferentes doses ao longo de quatro anos não alteraram os teores de CO nas camadas de 0,00-0,10 e 0,10-0,20 m, (Tabela 4.2 e 4.5). Os dados obtidos corroboram com ARRUDA et al (2010) e AGNE e KLEIN (2014), que observaram que adições de DLS em estudo de curto prazo não promoveram incremento do CO devido ao baixo teor de matéria seca presente no dejetto líquido suíno aplicado no estudo e devido ao aumento na atividade microbiana, resultando em maior intensidade de mineralização da matéria orgânica do solo. Já ADEKIYA et al (2019) observaram que a aplicação de cama de aves promoveram o aumento do CO devido ao aumento das doses desse dejetto, e esse melhorou a disponibilidade dos macronutrientes, pois o solo do estudo estava exaurido desses nutrientes.

As frações químicas da matéria orgânica foram significativas para os ácidos fúlvico e húmico e não significativa para a fração humina. A partir dos valores obtidos, foi possível constatar que a fração humina apresentou maiores quantidades proporcionais em relação aos ácidos fúlvicos e húmicos, indicando que a matéria orgânica está no seu estado mais avançado de humificação, (SCHNITZER e KHAN, 1978). As huminas são substâncias altamente desenvolvidas e resistentes à

degradação microbiana, fortemente combinada à fração mineral do solo, principalmente em solos oxidicos (STEVENSON, 1994; SPARKS, 2001). Assim, maiores valores de carbono nessa fração, implicam maior expressão das propriedades da fração coloidal da matéria orgânica, tais como: retenção da umidade, melhor agregação do solo e maior retenção de cátions, (SOUZA e MELO, 2003). O CO está diretamente correlacionado com a humina na camada de 0,10-0,20 m, possivelmente essa fração está protegida nos intra-agregados do solo devido a baixa mobilização do solo promovida pelo sistema de semeadura direta. Porém, esses atributos mesmo estando correlacionados não foram possíveis identificar diferenças significativas entre os tratamentos.

Em relação aos ácidos fúlvicos e húmicos houve aumento significativo com a utilização dos dejetos em relação aos demais tratamentos, entretanto não houve influência das diferentes doses de DLS e da CA. A utilização do DLS se destacou por elevar os teores desses ácidos no solo. HERNANDEZ et al. (2006) em estudo avaliando os efeitos das aplicações de dejetos de suínos nas propriedades químicas da matéria orgânica do solo, atribuíram os resultados obtidos à incorporação dos grupos alifáticos presentes no ácido húmico dos dejetos ao ácido húmico da matéria orgânica. Essas alterações podem modificar a funcionalidade da matéria orgânica do solo, uma vez que alteram a proporção de grupos reativos, como carboxílicos e fenólicos, causando alteração no equilíbrio de processos como a mineralização da matéria orgânica.

Os AF e AH podem formar complexos organometálicos estáveis com Fe^{3+} e Al^{3+} , em várias faixas de pH (SPOSITO, 2008), diminuindo a adsorção de P nesses oxihidróxidos de ferro e alumínio (ANDRADE et al., 2003).

Os fatores que determinam a eficiência de competição dos ácidos orgânicos nos sítios de adsorção no solo estão o pH, a composição dos ácidos, a concentração, a capacidade de sorção e a persistência dos mesmos no solo (STEVENSON, 1967). Portanto, o uso do DLS independente da dose, com as maiores concentrações dos ácidos fúlvicos e húmicos em relação à CA e por está diretamente correlacionado com P (Tabela 4.4 e 4.7), permitiu que a ocupação dos sítios de troca pelo carbono orgânico adicionado formou complexos organominerais e neutralizou a superfície dos óxidos de ferro, alumínio e da camada gibbsitica da caulinita, aumentando assim, o teor desse elemento da solução do solo.

O aumento dos teores de fósforo observado pela aplicação do DLS

pode também ser ocasionado pelo desbalanço de entrada e saída desse nutriente no sistema produtivo, onde a remoção pela cultura é menor que a adição promovida por esse dejetos. A entrada do P no sistema está relacionado á base alimentar e à formulação das rações dos suínos, a qual é a base de milho e de soja. Animais monogástrico como os suínos têm baixa eficiência na utilização de P presente em grãos devido à sua produção insuficiente de fitase extracelular, resultando em dejetos ricos em fósforo (CROMWELL, 2005).

A utilização do DLS em Latossolos, os quais são altamente intemperizados, amplamente limitados por P e com características de alta adsorção desse nutriente, é uma forma positiva de incrementar esse nutriente de forma disponíveis para as culturas agrícolas. Entretanto, quando se utiliza continuamente o DLS (4 anos), independente da dose, os teores de fósforo são superiores ao limite crítico ambiental, chegando a 150 mg dm^{-3} na maior dose de DLS. Segundo GATIBONI et al (2014), para solos com 60 % de argila o limite para P é de 100 mg dm^{-3} , evidenciando assim o risco de contaminação dos recursos hídricos.

Em relação aos teores de Ca^{+2} , Mg^{+2} e K^{+} , e por consequência na SB e V(%) os dejetos promoveram o incremento em relação aos tratamentos que não receberam esses dejetos. O aumento desses nutrientes corroboram com CERETTA et al.(2010), LOURENZI et al. (2011) e LOURENZI et al. (2013). O aumento desses cátions trocáveis no solo, principalmente o K^{+} , está diretamente relacionado com os ácidos orgânicos (Tabela 4.7), em função de sua adsorção aos grupos funcionais de ácidos húmicos e fúlvicos da matéria orgânica do solo (LOURENZI et al., 2011; BRUNETTO et al., 2012) e pelo o aumento do pH do solo, promovido principalmente pela aplicação de DLS. Vale ressaltar que não houve diferença no pH do solo com o uso dos dejetos, porém é importante enfatizar que uma alteração da concentração de eletrólitos em $0,001 \text{ mmol L}^{-1}$ é suficiente para alterar a espessura da dupla camada e alterar o efeito de forças de atração de curto alcance na superfície dos minerais (NGUETNKAM e DULTZ, 2011). Assim, pode-se considerar que a aplicação de DLS teve um efeito indireto na liberação de P e macronutrientes para a solução do solo, uma vez que o aumento do pH mobiliza ainda mais fosfato e disponibiliza os nutrientes para a solução do solo.

Para o V(%) foi observado diferença significativa entre os dejetos somente na camada de 0,00-0,10 m, entretanto a diferença não foi significativa quando comparada com os demais tratamentos. A diferença entre os dejetos é reflexo

do aumento dos teores dos macronutrientes proveniente principalmente do DLS, o qual a média foi de 57 %. Porém ambos os tratamentos não apresentam teores adequados para culturas com altos potenciais produtivos, o qual, segundo PAVINATO et al, (2017) recomenda o V(%) de 70 % para as culturas de soja e milho, enquanto para esse estudo está no intervalo de 53 à 63%.

A utilização de fontes orgânicas por meio o DLS e CA nas diferentes doses ao longo de quatro anos não influenciaram na qualidade física representada pelos atributos Ds e ADA, sem diferença significativa entre os tratamentos, na camada 0,00-0,10 m. Entretanto, na camada de 0,10-0,20 m, a Ds está diretamente correlacionada com os ácidos fúlvicos, possivelmente esse resultado está relacionado com a interação dejetos x dose, onde a dose de 5 t ha⁻¹ de CA proporcionou uma redução do seu valor, chegando a 1,08 g dm⁻³. Esses resultados sugerem que o manejo realizado por meio da semeadura direta, por oito anos, tenha sobreposto os efeitos positivos das aplicações do dejetos no período de 4 anos em relação à esses atributos.

A baixa mobilização do solo na semeadura direta, reduz o fracionamento dos agregados e conseqüentemente favorece a proteção das frações mais finas do solo, sobretudo a fração húmica (SIX et al, 2002). Assim, o efeito dessa ação proporcionou Ds média, independente do tratamento, de 1,11 e 1,15 Mg dm⁻³, para as camadas 0,00-0,10 e 0,10-0,20 m, respectivamente. Para essa classe de solo os valores obtidos não são limitantes quanto ao desenvolvimento radicular, pois segundo REICHERT et al. (2003) a densidade crítica para solos argilosos estão no intervalo de 1,30 à 1,40 Mg m⁻³.

5.0 CONCLUSÃO

Os ácidos fúlvicos e húmicos diferiram quanto ao tipo de dejetos, sendo o DLS superior a CA. Com isso, o aumento desses ácidos influenciaram diretamente o incremento dos nutrientes do solo, principalmente os teores de fósforo disponível.

O uso de DLS promoveu o aumento de fósforo em até 8 vezes em relação a CA e aos tratamentos adicionais, sem fertilização ou fertilização química, entretanto, os teores obtidos foram superiores ao limite crítico ambiental, que é de 100 mg dm⁻³.

As aplicações de dejetos no solo diferiram em função do tipo, com o

DLS sendo o mais efetivo quanto a melhoria da qualidade química, pois promoveu o aumento do $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$, Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ e $\text{V}(\%)$ em relação a CA e aos tratamentos adicionais, sem fertilização ou fertilização química, nas camadas 0,00-0,10 e 0,10-20 m, mesmo após curto período de aplicação continuada de dejetos (quatro anos).

A utilização de fontes orgânicas por meio do DLS e CA nas diferentes doses ao longo de quatro anos não influenciaram na qualidade física representada pelos atributos Ds e ADA.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A aplicação continuada de dejetos líquidos suínos, durante quatro anos, foi mais efetiva na melhoria da qualidade do solo, em relação à cama de aves e aos tratamentos adicionais, sem fertilização ou fertilização química. Esse resíduo proporcionou o aumento dos ácidos fúlvicos e húmicos, os quais influenciaram diretamente no aumento do pH e dos macronutrientes do solo, principalmente os teores de fósforo, o qual aumentou em até oito vezes. O uso de DLS também proporcionou melhoria na qualidade física do solo, por meio da redução das classes de agregados menores que 1 mm e que está diretamente ou indiretamente relacionados com a DIR das bandas espectrais entre 400-560, 778-868, 2050 -2220, 2222-2308, 2294-2328 e 2330-2406 nm, que representaram estruturas carbônicas aromáticas e alifáticas com carboxila presente na molécula. Ressalta-se que o aumento dos teores de fósforo proporcionado pela maior dose de dejetos líquidos suínos foram superiores ao limite crítico ambiental, indicando que a aplicação desse dejetos deve ter monitoramento contínuo para não haver contaminação do meio ambiente.

5. REFERÊNCIAS

- ABIVEN, S., MENASSERI, S., CHENU, C. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability - A literature analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, v.41, n.1, p.1-12, Jan. 2009.
- ABPA - Relatório anual da Sociedade Brasileira de Proteína Animal, 2017. Disponível em: < <http://abpa-br.com.br>>. Acesso em: 20 de setembro. 2017.
- ABPA - Relatório anual da Sociedade Brasileira de Proteína Animal, 2018. Disponível em: < <http://abpa-br.com.br>>. Acesso em: 01 de fevereiro. 2017.
- ADEKIYA, A.O.; AGBEDE, T.M.; ABOYEJIA, C.M.; DUNSIN, O.; SIMEON, V.T. Effects of biochar and poultry manure on soil characteristics and the yield of radish. *Scientia Horticulturae*. v. 243, n.1, p. 457-463, Jan. 2019.
- AGNE, S.A.A.; KLEIN, V.A. Organic matter and physical attributes of an Oxisol after swine waste application in perennial pastures. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.18, n.7, p.720-726, Jul. 2014.
- ALVARES, C. L.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brasil. *Meteorologische Zeitschrift, Stuttgart*, v. 22, n. 6, p. 711-728, Jan. 2014.
- ALVES, A. A. Fontes alternativas de cama de frangos para alimentação de ruminantes. 1991. 87f. Dissertação de Mestrado em Zootecnia, Universidade Federal do Ceará - UFC. Fortaleza, 1991.
- ALVES, M. C; SUZUKI, S; LUIS GUSTAVO AKIHIRO, L.G; SUZUKI, S.; AKIYOSHI, L.E. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, n. 4, p. 617-625, Abr. 2007.
- AN, S.; MENTLER, A.; MAYER, H.; BLUM, W. E.H. Soil aggregation, aggregate stability, organic carbon and nitrogen in different soil aggregate fractions under forest and shrub vegetation on the Loess Plateau, China. *Catena*, v.81, n.3, p.226–233, Jun. 2010.
- ANDRADE, F.V.; MENDONÇA, E.S.; ALVAREZ V., V.H.;NOVAIS, R.F. Adição de ácidos orgânicos e húmicos em Latossolos e adsorção de fosfato. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.27, n.6, p.1003-1011, Nov./Dez. 2003.
- ARSHAD, M.A.; LOWER, B.; GROSSMAN, B. Physical tests for monitoring soil quality. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Eds.). *Methods for assessing soil quality*. Soil Science Society of America, p.123- 141, 1996. (Special publication, 49).
- ARRUDA, C. A. O. ALVES, M.V.; MAFRA, Á. L.; CASSOL, P. C.; ALBUQUERQUE, J.A.; SANTOS, J. C. P.. Aplicação de dejetos suíno e estrutura de um latossolo vermelho sob semeadura direta. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 34, n. 4, p. 804-809, Mar. 2010.

ASSOULINE, S.; TAVARES-FILHO, J.; TESSIER, D. Effect of compaction on soil physical and hydraulic properties: experimental results and modeling. *Soil Science Society of America Journal*, v.6, n.2, p.390-398, Mar. 1997.

AZEVEDO, A.C. de; BONUMÁ, A.S. Partículas coloidais, dispersão e agregação em latossolos. *Ciência Rural*, v.34, n.2, p.609-617, Mar/Abr. 2004.

BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Ácidos húmicos. *Revista Ceres*, v. 61, suplemento, p. 856-881, Nov/Dez. 2014.

BALOTA EL, MACHINESKI O, HAMID KIA, YADA IFU, BARBOSA GMC, NAKATANI AS, COYNE MS. Soil microbial properties after long-term swine slurry application to conventional and no-tillage systems in Brazil. *Science of The Total Environment*, v. 490, p.397-404, Mai. 2014.

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

BARRAL, M. T.; ARIAS, M.; GUÉRIF, J. Effects of iron and organic matter on the porosity and structural stability of soil aggregates. *Soil and Tillage Research*, v. 46, n. 3-4, p. 261-272, 1998.

BARTHÈS, B.; ROOSE, E.; Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion; validation at several levels. *Catena*, v.47, p.133–149, Mai. 2002.

BENITES, V.M.; SCHAEFER, C.E.G.R.; MENDONÇA, E.S.; MARTIN NETO, L. Caracterização da matéria orgânica e micromorfologia de solos sob campos de altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (MG). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.25, n.3, p.661-674, Abr. 2001.

BENITES, V. M.; MADARI, B.; MACHADO, P. L. O. A. Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado de baixo custo. Rio de Janeiro: Embrapa, 2003, 7 p. (Comunicado Técnico 16).

BENITES, V.M.; CARVALHO, M.C.S.; RESENDE, A.V.; POLIDORO, J.C.; BERNADI, A.C.C.; OLIVEIRA, F.A. Potássio, cálcio e magnésio. In: PROCHNOW, L.I.; CASARIN, V.; STIPP, S.R. (Eds.). *Boas práticas para uso eficiente de fertilizantes: nutrientes*. Piracicaba, SP: IPNI, 2010. Cap. 3, p. 137-191

BEN-DOR, E., INBAR, Y., CHEN, Y. The reflectance spectra of organic matter in the visible near-infrared and short wave infrared region (400–2500) during a controlled decomposition process. *Remote Sensing of Environment*, v.61, n.1, p.1–15, Jul. 1997.

BLUM, L. E. B.; AMARANTE, C. V. T.; GÜTTLER, G.; MACEDO, A. F.; KOTHE, D. M.; SIMMLER, A. O.; PRADO, G.; GUIMARÃES, L. S. Produção de moranga e pepino em solo com incorporação de cama aviária e casca de pinus. *Horticultura Brasileira*, v.21, n.4, p.627-631, Out./Dez.2003.

BRUNETTO, G.; COMIN, J.J.; SCHMITT, D.E.; GUARDINI, R.; MEZZARI, C.P.; OLIVEIRA, B.S.; MORAES, M.P. de; GATIBONI, L.C.; LOVATO, P.E.; CERETTA, C.A. Changes in soil acidity and organic carbon in a sandy Typic Hapludalf after

medium-term pig slurry and deep-litter application. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.36, n.5, p.1620-1628, Oct/Nov. 2012.

CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A.; RUMJANEK, V. M.; MORAES, A. A.; GURIDI, F. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.36, n.12, p.1529-1538, Dez. 2001.

CARVALHO JR., I.A.; FONTES, L.E.F.; COSTA, L.F. Modificações causadas pelo uso e a formação de camadas compactadas e, ou, adensadas em um Latossolo VermelhoEscuro textura média, na região do Cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.22, n.3, p.:505-514, Jun.1998.

CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. *Revista Brasileira de Ciência de Solo*, v. 22, n. 3, p. 527-538, Jun. 1998.

CERETTA, C.A.; LORENSINI, F.; BRUNETTO, G.; GIROTTO, E.; GATIBONI, L.C.; LOURENZI, C.R.; TIECHER, T.L.; DE CONTI, L.; TRENTIN, G.; 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, Jun. 2010.

CHAGAS, C. C.; GUIMARÃES, R. M.; BOCCOLINI, P. M. M. Câncer relacionado ao trabalho: uma revisão sistemática. *Cadernos Saúde Coletiva*, v. 21, n. 2, p. 209-223, 2013.

CHAN, K.Y.; BOWMAN, A.; OATES, A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in a oxic paleustalf under different pasture leys. *Soil Science*, v.166, n.1, p.61-67, Jan. 2001.

COMIN, J. J.; LOSS, A.; VEIGA, M.; GUARDINI, R.; SCHMITT, D. E.; OLIVEIRA, P. A. V.; BELLI FILHO, P.; COUTO, R. DA R.; BENEDET, L.; MULLER JÚNIOR, V.; BRUNETTO, G. Physical properties and organic carbon content of a Typic Hapludult soil fertilised with pig slurry and pig litter in a no-tillage system. *Soil Research*, v.51, n.5, p.459-470, Jan. 2013.

CROMWELL, G.L. Phosphorus and swine nutrition. In: Sims, J. T., Sharpley, A. S. (Eds.): *Phosphorus: Agriculture and the Environment*. Agronomy Monograph 46. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI, pp. 607-634. 2005.

DANE, J. H.; HOPMANS, J. W. Hanging water column. In: DANE, J. H.; TOPP, G. C. (Ed.). *Methods of soil analysis: physical methods*. Madison: Soil Science Society of America, 2002. p. 680-683.

DONAGEMMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B. de; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. (Org.). *Manual de métodos de análise do solo*. 2. ed. rev. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230 p. (Embrapa Solos. Documentos, 132).

DORAN, J.W. & PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F. & STEWART, B.A., eds. *Defining soil quality for a*

sustainable environment. Madison, SSSA, 1994. p.1-20. (Special, 35).

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Eds.). *Methods for assessing soil quality*. Wisconsin, USA: Soil Science Society American, 1996. p.25-37. (Special Publication, 49).

DORAN, J.W. Soil quality and sustainability. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro, 1997. Anais. Rio de Janeiro, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. CD-ROM.

FELLER, C.; BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, v.79, n.1-4, p.69-116, Sep.1997.

FONTANA, A.; da SILVA, C.F.; PEREIRA, M.G.; LOSS, A., de BRITO, R.J.; BENITES, V.M. Avaliação dos compartimentos da matéria orgânica em área de Mata Atlântica. *Acta Scientiarum. Agronomy*, v. 33, n. 3, p. 545-550, 2011.

GUARDINI, R.; COMIN, J.J.; SCHMITT, D.E.; TIECHER, T.; BENDER, M.A.; SANTOS, D.R. dos.; MEZZARI, C.P.; OLIVEIRA, B.S.; GATIBONI, L.C.; BRUNETTO, G. Accumulation of phosphorus fractions in typic Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep pig litter in a no-tillage system. *Nutrient Cycling Agroecosystems*, v.93, n.2, p.215-225, Jun. 2012.

GATIBONI, L.C., SMYTH, T.J., SCHIMITT, D.E., CASSOL, P.C., OLIVEIRA, C.M.P. Proposta de limites críticos ambientais de fósforo para solos de Santa Catarina. *Boletim técnico UDESC/CAV*, 38 p., 2014

GENÚ, A.M. & DEMATTÊ, J.A.M. Informações espectroeletrônicas e topográficas na determinação de teores de componentes do solo. *Bragantia*, v.69, n.1, p.157-164, Jan. 2010.

GLATZELA, S.; KALBITZ, K.; DALVAC, M.; MOOREC, T. Dissolved organic matter properties and their relationship to carbon dioxide efflux from restored peat bogs. *Geoderma*, v.113, n. 3-4, p.397-411, May. 2003.

HERNÁNDEZ, D., PLAZA, C., SENESI, N., POLO, A. Detection of Copper(II) and zinc(II) binding to humic acids from pig slurry and amended soils by fluorescence spectroscopy. *Environmental Pollution*, v.143, n.2, p.212-220, Jan. 2006.

JENSEN, J.R. Princípios da radiação eletromagnética. In: JENSEN, J.R. *Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres*. 2ª Edição. São José dos Campos: Editora Parêntese. cap.2. p.39 – 62, 2009.

JUCKSCH, I. Calagem e dispersão de argila em amostras de um Latossolo Vermelho Escuro. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 1987. 37p. Diss. Tese de Mestrado.

KAPKIYAI, J.J.; KARANJA, N.K.; QURESHI, J.N.; SMITHSON, P.C.; WOOMER, P.L. Soil organic matter and nutrient dynamics in a Kenyan nitisol under long-term fertilizer and organic input management. *Soil Biology and Biochemistry*, v.31, n.13, p.1773-1782, Nov. 1999.

KAUR, T., BRAR, B.S., DHILLON, N.S. Soil organic matter dynamics as affected by long-term use of organic and inorganic fertilizers under maize-wheat cropping system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. v.81, n.1, p.59–69, May. 2008.

KLUTE, A. Water retention: laboratory methods. In: (Ed.). *Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods*. Madison: American Soil Society of Agronomy, 1986. p. 635-660.

KEMPER, W. D.; ROSENAU, R. C. Aggregate stability and size distribution. In: Klute, A. (ed.). *Methods of soil analysis*. Madison: American Society of Agronomy, 1986. Part 1, p.425-442. *Agronomy* 9

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R.L.R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource Technology*, v.100, n.22, p.5.485-5.489, Nov. 2009.

LEITE, L.F.C.; MENDONÇA, E.S.; NEVES, J.C.L.; MACHADO, P.L.O.A.; GALVÃO, J.C.C. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.27, n.5, p.821-832, May. 2003.

LIMA, E.A.R.; SIQUEIRA, G.W.; LIMA, W.N.; MENDES, A.S. Aplicação da técnica de infravermelho na identificação e caracterização da matéria orgânica nos sedimentos de fundo da plataforma continental do Amazonas. *Revista Geochimica Brasiliensis*, v.18, n.1, p.46-53, Fev. 2004.

LIMA, P. C. R. Biogás da Suinocultura: Uma importante fonte de geração de energia. *Consultoria Legislativa, Brasília*, v. 3, n. 1, p.1-26, out. 2007.

LOURENZI, C.R.; CERETTA, C.A.; SILVA, L.S. da; TRENTIN, G.; GIROTTO, E.; LORENSINI, F.; TIECHER, T.L.; BRUNETTO, G. Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry applications. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.35, n.5, p.1827-1836, Sept/Oct. 2011.

LOURENZI, C.R.; CERETTA, C.A.; SILVA, L.S. da; GIROTTO, E.; LORENSINI, F.; TIECHER, T.L.; DE CONTI, L.; TRENTIN, G.; BRUNETTO, G. Nutrients in soil layers under no-tillage after successive pig slurry applications. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.37, n.1, p.157-167, Jan/Feb. 2013.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C.; GIACOMO, S. G.; PERIN, A. Agregação, carbono e nitrogênio em agregados do solo sob plantio direto com integração lavoura-pecuária. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 46, n. 10, p. 1269-1276, Out. 2011.

MAERERE, A. P., KIMBI, G. G. AND NONGA, D. L. M. Comparative effectiveness off animal manures on soil chemical properties, yield and root growth of *Amaranthus* (*Amaranthus cruentus* L.). *African Journal of Science and Technology*, v.1, n.4, p.14-21, Jan. 2001.

MARTINEZ-SALGADO M.M, GUTIÉRREZ-ROMERO V, JANNSENS M, ORTEGA-BLU R. Biological soil quality indicators: A review. In: *Current Research, Technology and Microbiology and Microbial Biotechnology*, Mendez Vilas A (Editor.), Formatex, 2010.

- MATOS, E.S.; MENDONCA, E.S.; LEITE, L. F. C.; GALVAO, J. C. C. Estabilidade de agregados e distribuição de carbono e nutrientes em Argissolo sob adubação orgânica e mineral. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.43, n.9. p.1221-1230, Set. 2008.
- MEDEIROS, L. T.; de REZENDE, A.V.; VIEIRA, P.F.; CUNHA NETO, F.R.; VALERIANO, A.R.; CASALI, A.O.; GASTALDELLO JUNIOR, A.L. Produção e qualidade da forragem de capim-marandu fertirrigada com dejetos líquidos de suínos. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 36, n. 2, p. 309-318, Mar/Abr 2007.
- MELO, T. R.; MACHADO, W.; TAVARES FILHO, J. Correlation of cationic indices with clay dispersion degree of two soil from Brazil fertilized with chicken manure. *International Journal of Plant and Soil Science*, v. 4, n. 4, p. 338-351, Nov.2015.
- MEURER, E. J. Fundamentos de química do solo. 3ª ed. Porto Alegre. Evangraf, 2006.285p.
- MHLONTLO, S, MUCHAONYERWA, P AND MNKENI, PNS. Effects of sheep kraal manure on growth, dry matter yield and leaf nutrient composition of a local *Amaranthus* accession in the central region of the Eastern Cape Province, South Africa. *Water AS*, v.33, n.3,p.363–368, 2007.
- MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O., Eds. Fundamentos da matéria orgânica do solo. *Ecosistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre, Genesis, 1999. p.1-8.
- MORELLI, M.; FERREIRA, E. B. Efeito do carbonato de cálcio e do fosfato diamônico em propriedades eletroquímicas e físicas de um Latossolo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 11, p. 1-6, 1987.
- NANNI, M.R. & DEMATTÊ, J.A.M. Spectral reflectance methodology in comparison to traditional soil analysis. *Soil Science Society of America Journal*, v.70, n.2, p.393-407, Jan. 2006.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL – NRCC. Soil and water quality: and agenda for agriculture. Washington, DC: National Academy Press, 1993. 542 p.
- NELSON, D.W. & SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: BLACK, C.A., ed. *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods*. Madison, Soil Science of America and American Society of Agronomy, p.961-1010, 1996.
- NGUETNKAM, J. P; DULTZ, S. Clay dispersion in typical soils of North Cameroon as a function off pH and electrolyte concentration. *Land Degradation and Development*, v.25, n.2, p.153-162, Mar. 2011.
- NEUMANN, M. G.; GESSNER, F.; CIONE, A. P. P.; SARTORI, R. A.; CAVALHEIRO, C. C. S. Interações Entre Corantes e Argilas em Suspensão Aquosa. *Química Nova*, v.23, n.6, p. 818-824, Mar.2000.
- OADES, J.M.; WATERS, A.G. Aggregate hierarchy in soils. *Australian Journal of Soil Research* v.29, n.6, p. 815-828, 1991.
- OLIVEIRA, J. F. DE ; BROSSARD, M. ; CORAZZA, E. J. ; MARCHÃO, R. L.;

VENDRAME, P. R. S. ; BRITO, O. R.; GUIMARÃES, M. F. Vis-nir spectrometry, soil phosphate extraction methods and interactions of soil attributes. *Química Nova*, v. 38, n.3, p. 342-350, Fev. 2015.

PASQUINI, C. Near Infrared Spectroscopy: Fundamentals, Practical Aspects and Analytical Applications. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v.14, n.2, p.198-219, Mar/Abr. 2003.

PAVAN, M.A.; BLOCH, M.F.; ZEMPULSKI, H.C.; MIYAZAWA, M. & ZOCOLER, D.C. Manual de análise química do solo e controle de qualidade. Londrina, Instituto Agrônômico do Paraná, 1992. 38p. (Circular, 76).

PAVAN, M.A.; ROTH, C.H. Effect of lime and gypsum on chemical composition of runoff and leachate from samples of a Brazilian oxisol. *Ciência e Cultura.*, v.44, n.6 p.391-394, 1992.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G.J.M.M. Suinocultura e Estratégias para redução de Gases e Poluentes. In: *Mudanças Climáticas Globais e a Agropecuária Brasileira*. Lima, M.A.; Cabral, O.M.R.; Miguez, J.D.G. Eds. São Paulo: EMBRAPA Meio Ambiente, 2001. Cap. 16. p.325-346.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of húmus chemistry and implications in soil Science. *Advances in Agronomy*, v.75, p.57-134, Dec. 2002.

PILLON, Y.; FAY, M.F.; HEDRÉN, M.; BATEMAN, R.M.; DEVEY, D.S.; SHIPUNOV, A.B.; BANK, M. van der.; CHASE, M.W. Evolution and temporal diversification of western European polyploid species complexes in *Dactylorhiza* (Orchidaceae). *Taxonomy*, v.56, n.4, p.1185-1208, Oct. 2007.

QUADRO, M.S.; CASTILHOS, D.D.; CASTILHOS, R.M.V; VIVIAN, G. Biomassa e atividade microbiana em solo acrescido de dejetos suíno. *Revista Brasileira de Agrociência*, v.17, n.1-4, p.85-93, Jan./Mar. 2011.

REEVES, D.W. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil and Tillage Research*, v. 43, p.131–167, 1997.

REICHERT, J.M.; REINERT, D.J.; BRAIDA, J.A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. *Revista Ciência e Ambiente*, v.27, p.29-48, Jul/Dez. 2003.

REICHERT, J. M., AMADOA, T. J. C., REINERTA, D. J., RODRIGUESA, M. F. & SUZUKI, L. E. A. S. Land use effects on subtropical, sandy soil under sandization/desertification processes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. v. 233, p.370–380, Oct. 2016.

REICHARDT, K.; TIMM, L. C. *Planta e Atmosfera: conceitos, processos e aplicações*. São Paulo: Editora Manole, 478p., 2004.

SANTOS, P.S. *Ciência e Tecnologia de Argilas*, vol. 1, 2ª ed., São Paulo Edgar Blücher, 1992. p 35.

- SCHNITZER, M.; KHAN, S.U. Soil organic matter. Amsterdam: Elsevier, 1978. 319p.
- SCHERER, E. E; NESI, C. N. Características químicas do solo em áreas agrícolas intensivamente adubadas com esterco líquido de suínos. Florianópolis: EPAGRI. Boletim Técnico, 152. 2009.
- SPARKS, D.L. Elucidating the fundamental chemistry of soils: Past and recent achievements and future frontiers. *Geoderma*, v.100, n.3, p.303-319, May. 2001.
- STEVENSON, F.J. Organic acids in soil. In: McLAREN, A.D. e PETERSON, G.H., eds. *Soil biochemistry*. New York, Dekker, 1967. p.119-146.
- STEVENSON, F.J. *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. New York: J. Wiley, 1994. 496p
- SEIDEL, E. P.; GONÇALVES JUNIOR, A.C.; VANIN, J.P.; STREY, L.; SCHWANTES, D.; NACKE, H. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. *Acta Scientiarum Technology*, v. 32, n. 2, p. 113- 117, Jul. 2010.
- SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed.). *Fertilidade do solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 1017p.
- SIX, J.; FELLER, C.; DENEFF, K.; OGLE, S.M.; SA, J.C.D.; ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils-effect of no-tillage. *Agronomie*, v. 22, n.7-8, p.755–775, May. 2002.
- SOARES, E.M.B.; SILVA, C.A.; DIAS, B.O.; BETTIOL, W.; BELIZÁRIO, M.H. Frações da matéria orgânica de Latossolo sob influência de doses de lodo de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.43, n.9, p.1231-1240, Set. 2008.
- SOUZA, W.J.O.; MELO, W.J. Matéria orgânica de um Latossolo submetido a diferentes sistemas de produção de milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, n.6, p. 1113-1122, Nov./Dez. 2003.
- SPOSITO, G. *The chemistry of soils*. 2ª ed. Oxford university press, 2008.329 p.
- STENBERG, B. Monitoring soil quality of arable land: microbiological indicators. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science*, v.49, n.1, p.1-24, Jul. 1999.
- STEVENSON, F.J.; *Humus Chemistry: genesis, composition, reactions*. John Wiley & Sons, Inc.; New York, 1994.
- TISDALL, J. M.; OADES, J_M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of soil science*, v. 33, n. 2, p. 141-163, 1982.
- WALKLEY, A.; BLACK, I.A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, v.37, n1, p.29-38, Jan.1934.

YODER, R. E. A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses. *Journal American Society Agronomy*, v. 28, n. 5, p. 337-351, May. 1936.