



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
FACULDADE DE AGRONOMIA E ZOOTECNIA-FAAZ
Programa de Pós-graduação em Agricultura Tropical

FORMAS DE FÓSFORO, COBRE E ZINCO EM LATOSSOLOS DE MATO GROSSO DE DIFERENTES TEXTURAS, ADUBADOS COM DEJETO DE SUÍNO

Sulamirtes Suellem de Amorim Magalhães

CUIABÁ - MT

2020



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
FACULDADE DE AGRONOMIA E ZOOTECNIA-FAAZ
Programa de Pós-graduação em Agricultura Tropical

FORMAS DE FÓSFORO, COBRE E ZINCO EM LATOSSOLOS DE MATO GROSSO DE DIFERENTES TEXTURAS, ADUBADOS COM DEJETO DE SUÍNO

SULAMIRTES SUELLEM DE AMORIM MAGALHÃES
Engenheira Agrônoma

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. OSCARLINA LÚCIA DOS SANTOS WEBER

Tese apresentada à Faculdade de Agronomia e Zootecnia da Universidade Federal de Mato Grosso, para obtenção do título de doutora em Agricultura Tropical.

C U I A B Á – MT

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Fonte.

M188f Magalhães, Sulamirtes Suellem de Amorim.
FORMAS DE FÓSFORO, COBRE E ZINCO EM LATOSSOLOS DE MATO GROSSO DE DIFERENTES TEXTURAS, ADUBADOS COM DEJETO DE SUÍNO / Sulamirtes Suellem de Amorim Magalhães. -- 2020
107 f. ; 30 cm.

Orientador: Oscarlina Lúcia dos Santos Weber.
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Mato Grosso, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical, Cuiabá, 2020.
Inclui bibliografia.

1. adubação orgânica. 2. resíduo agroindustrial. 3. fracionamento de metais no solo. I. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Permitida a reprodução parcial ou total, desde que citada a fonte.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
FACULDADE DE AGRONOMIA E ZOOTECNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA TROPICAL
Av. Fernando C. da Costa, nº 2367 – Cidade Universitária- 78060-900 – Cuiabá – MT.
Telefone/Fax (65) 3615.8618. E-mail: agritrop@ufmt.br

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Título: "Formas de fósforo, cobre e zinco em Latossolos de Mato Grosso de diferentes texturas adubados com dejetos de suíno"

Autora: Sulamirtes Suellem de Amorim Magalhães

Orientadora: Oscarlina Lúcia dos Santos Weber

Aprovado (a) em 26 de março de 2020.

Comissão Examinadora

Dra. Oscarlina Lúcia dos Santos Weber

(Orientadora - UFMT)

Dra. Elisamara Caldeira do Nascimento

(Examinadora Interna - UFMT)

Dr. Cledimar Rogério Lourenço

(Examinador Externo - UFSC)

Dra. Cristiane Ramos Vieira

(Examinadora externa - UNIC)

Dra. Maria Aparecida Pereira Pierangeli

(Examinadora Externa- UNEMAT)

DEDICATÓRIA

Dedico aos meus pais, Sulamirtes e Jesus (*in memoriam*), ao meu esposo, Fábio Maruyama, a minha filha, Júlia Maruyama e a minha Avó Benedita (*in memoriam*), que foram de total importância para que eu chegasse até aqui. Serei eternamente grata a todos vocês pelo amor, apoio e cuidados a mim concedidos.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por guiar meus passos.

A minha orientadora, Oscarlina Lúcia dos Santos Weber, a quem sou grata por toda paciência, compreensão e ajuda. Agradeço por ser participativa e sempre presente.

Aos professores, Cledimar Rogério Lourenzi, Cristiane Ramos Vieira, Elisamara Caldeira do Nascimento, Josias Coringa e Maria Aparecida Pereira Pierangeli, pelas contribuições para melhoria deste trabalho.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical (PPGAT), por todo aprendizado.

Ao técnico administrativo do PPGAT, Huan, por ser sempre prestativo.

À técnica de Laboratório, Francismary e aos colegas de laboratório, principalmente Renan Silva, pelo auxílio nas análises.

À Universidade Federal de Mato Grosso e ao Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical, pela contribuição na minha formação profissional.

Aos proprietários e funcionários das áreas agrícolas, pela disposição das mesmas para a realização da coleta de amostras de solo.

E a todos que, de alguma forma, contribuíram na elaboração deste trabalho.

Muito obrigada!

FORMAS DE FÓSFORO, COBRE E ZINCO EM LATOSSOLOS DE MATO GROSSO DE DIFERENTES TEXTURAS, ADUBADOS COM DEJETO DE SUÍNO

RESUMO- A utilização do dejetos líquido de suíno (DLS) como fonte de nutrientes, em áreas com lavouras, representa como uma alternativa viável ao descarte desse resíduo, porém, a aplicação de DLS sem critérios adequados pode influenciar na disponibilidade de fósforo, zinco e cobre no solo. O presente estudo foi dividido em dois capítulos, o primeiro teve como objetivo avaliar a influência de doses crescentes de DLS nos teores disponíveis de P, Cu e Zn e comparar os métodos de extração para P, Cu e Zn, disponíveis em Latossolos de diferentes texturas. Para isso, foram utilizadas amostras de Latossolos vermelho coletadas na camada de 0 a 0,20 m. Em sacos plásticos foram pesados 750 g de solo, após pesagem, cada solo foi incubado com seis doses de DLS (0;50;150; 300; 450 e 600 m³/ha), com três repetições e umidade a 60% da capacidade de campo. Após 45 dias de incubação foram determinados os atributos de fertilidade do solo, os teores de P disponíveis pelos extratores Mehlich-1, Mehlich-3 e água destilada e as formas lábeis e moderadamente lábeis de P, utilizando os extratores bicarbonato de sódio e hidróxido de sódio. Foram também determinados os teores de Cu e Zn disponíveis pelos extratores Mehlich-1, Mehlich-3 e HCl. Os dados foram submetidos à análise de regressão e correlação. As aplicações de doses crescentes de DLS promoveram aumento nos teores de P, K, Cu e Zn disponíveis em todos os Latossolos avaliados. Os extratores Mehlich-1 e Mehlich-3 extraíram maiores quantidades de P disponíveis. Maiores teores de P foram encontrados nas formas moderadamente lábeis. Na extração de Cu disponível, os extratores Mehlich-1, Mehlich-3 removeram maiores quantidades deste elemento. Os extratores Mehlich-1, Mehlich-3 e HCl extraíram quantidades semelhantes de Zn disponíveis. O capítulo 2 teve como objetivo avaliar as formas de acúmulo de P, Cu e Zn em solos submetidos à sucessivas aplicações de DLS. Foram coletadas amostras de solos de diferentes texturas em áreas com e sem histórico de uso de DLS, nas camadas de 0 - 0,10 e 0,10 - 0,20 m. Foram analisados os teores totais e disponíveis de P, Zn e Cu, e as frações de P, Zn e Cu frações lábeis, moderadamente lábeis e a fração residual, através do fracionamento sequencial. Os resultados foram analisados pelo teste de Kruskal-Wallis, correlação e de componentes principais. Não houve predominância de formas de P mais lábeis em relação às formas não lábeis, quando foi comparado áreas com e sem uso de DLS. As formas predominantes de Cu nas áreas com e sem uso de dejetos foram as não disponíveis. O uso do DLS como fertilizante no solo pode alterar principalmente as formas de Zn no solo, pois houve maior quantidade de Zn na forma disponível em áreas com maior tempo de utilização de DLS.

Palavras chave: adubação orgânica, fracionamento de metais no solo; resíduo agroindustrial

PHOSPHORUS, COPPER AND ZINC FORMS IN OXISOLS OF MATO GROSSO WITH DIFFERENT TEXTURES, FERTILIZED WITH FLUID PIG SLURRY

ABSTRACT-The use of fluid pig slurry as a source of nutrients, in areas with crops, it presents itself as a viable alternative for disposal of this waste. However, the application of pig slurry may influence the availability of phosphorus, zinc and copper in the soil. The present study was divided into two chapters, the first one aimed to evaluate the influence of increasing doses of pig slurry on available P, Zn and Cu contents and to compare the extraction methods for available P, Cu and Zn. Soil samples from the Oxisols class were collected in the 0 to 0.20 cm layer. The samples, packed in plastic bags, received six doses of pig slurry (0; 50; 150; 300; 450 and 600 m³ ha⁻¹) in three repetitions, during 45 days. In addition to the soil fertility attributes, the available P was determined by extractors Mehlich-1, 3 and distilled water and the labile and moderately labile forms of P. Were also determined the Zn and Cu available were also determined by extractors Mehlich-1, 3 e HCl. The data were submitted to regression and correlation analysis. The application of increasing doses of pig slurry increased the levels of P, K, Cu and Zn available in all Oxisols evaluated. In the extraction of available P and Cu there was a high correlation between the Mehlich-1 and 3 extractors. In the Zn extraction, a high correlation was found between the three evaluated extractors (Mehlich-1, 3 and HCl). Chapter 2 aimed to evaluate the forms of Zn, Cu and P accumulation in soils subjected to successive pig slurry applications. Samples of soils of different textures were collected in areas with and without a history of pig slurry use, in the 0 to 0.10 and 0.10 to 0.20 m layers. The total and available levels of P, Zn and Cu and the fractions of P, Zn and Cu were analyzed; labile, moderately labile fractions and the residual fraction. The results were analyzed using the Kruskal-Wallis test, correlation analysis and principal components. There was no predominance of more labile P forms compared to non-labile forms, when areas with and without pig slurry were compared. The use of pig slurry as fertilizers in the soil can mainly change the forms of Zn in the soil, as there was a greater amount of Zn in the forms available in areas with longer time of use pig slurry.

Key words: organic fertilization, agroindustrial residue, fractionation of metals in the soil.

SUMÁRIO

	Página
1 INTRODUÇÃO GERAL	12
2 REVISÃO DE LITERATURA	14
2.1 Utilização do dejetos líquido de suínos como biofertilizante e seu impacto ao ambiente	14
2.2 Fósforo no solo	15
2.3 Determinação de fósforo no solo	17
2.4 Cobre (Cu) e zinco (Zn) no solo	20
2.5 Determinação de cobre (Cu) e zinco (Zn) no solo	22
2.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	24
3. DISPONIBILIDADE DE FÓSFORO, COBRE E ZINCO EM SOLOS SUBMETIDOS À DOSES DE DEJETO DE SUÍNOS.....	31
RESUMO	31
ABSTRACT	32
3.1INTRODUÇÃO	33
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	35
3.2.1 Caracterização das áreas de estudo	35
3.2.2 Amostragem do DLS	36
3.2.3 Ensaio de incubação de doses de DLS	36
3.2.4 Determinação do P disponível e total	37
3.2.5 P orgânico, inorgânico e total extraídos com bicarbonato de sódio (NaHCO ₃) e hidróxido de sódio (NaOH).....	38
3.2.5.1 Determinação do P inorgânico e P orgânico nos extratos	39
3.2.6 Determinação de Cu e Zn pseudototais e disponíveis.....	39
3.2.7 Análise dos dados	40

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
3.3.1 Fertilidade dos Latossolos de diferentes texturas após incubação com doses de DLS.....	41
3.3.2 Fósforo disponível e total dos Latossolos de diferentes texturas após incubação com doses de DLS e comparação de extratores.....	46
3.3.3 Formas de fósforo (orgânica e inorgânica) lábeis e moderadamente lábeis dos Latossolos de diferentes texturas após incubação com doses de DLS	48
3.3.4 Cobre e Zinco total e disponíveis dos Latossolos de diferentes texturas após incubação com doses de DLS e comparação de extratores).....	50
3.4 CONCLUSÕES	54
3.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	55
4. FRAÇÕES DE FÓSFORO, COBRE E ZINCO EM SOLOS SUBMETIDOS À APLICAÇÃO DE DEJETOS SUÍNOS	59
RESUMO	59
ABSTRACT.....	60
4.1 INTRODUÇÃO	61
4.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	63
4.2.1 Caracterização das áreas de estudo	63
4.2.2 Determinação do P disponível e total	67
4.2.3 Fracionamento do fósforo	68
4.2.3.1 Determinação do P inorgânico e P total	69
4.2.4 Determinação de Cu e Zn disponíveis e pseudototais.....	71
4.2.5 Fracionamento de Cu e Zn.....	72
4.2.6 Análise estatística	74
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES	75
4.3.1 Disponibilidade de fósforo	75
4.3.2 Formas de P no solo	77
4.3.3 Disponibilidade de zinco e cobre	88

4.3.4 Formas de zinco e cobre no solo	90
4.3.4.1 Formas de zinco.....	90
4.3.4.2 Formas de cobre	96
4.4 CONCLUSÕES.....	102
4.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	103
CONCLUSÃO GERAL	107

1 INTRODUÇÃO

O estado de Mato Grosso é o maior produtor de soja e milho do Brasil, principais insumos da ração animal. Como forma de agregar valor à produção, produtores de grãos de Mato Grosso, estão investindo na suinocultura, fazendo desta um importante setor econômico da pecuária do Estado (Miele et al., 2019). Atualmente o estado de Mato Grosso é o quinto maior produtor nacional de suínos, com mais de 150 mil matrizes (IMEA, 2019).

Com o aumento da produção de criação de animais em confinamento, a suinocultura industrial em Mato Grosso passou a gerar grandes volumes de dejetos. O biofertilizante de suíno, popularmente denominado dejetos líquidos de suíno (DLS), tem sido utilizado na fertilização do solo por ser fonte de nutrientes para as plantas. Em algumas propriedades suinícolas no estado de Mato Grosso, o DLS tratado em biodigestores, está sendo utilizado na fertirrigação de pastagens, soja e milho, porém, as granjas do Estado ainda tem um grande desafio que é reduzir os impactos ambientais e sanitários gerados pela produção de dejetos de suínos, pois a disposição do mesmo sobre o solo, como fonte de nutrientes, se for realizada sem critérios adequados, pode contribuir para alterar a qualidade das águas subterrâneas e superficiais e ainda contaminar as plantas por metais pesados, pois a quantidade de nutrientes, cobre (Cu) e zinco (Zn), contidos nos dejetos pode exceder a capacidade de suporte dos solos.

Um dos principais fatores que contribui para o potencial poluente do DLS é a sua variável composição química. Diferentemente do que ocorre nos fertilizantes minerais, que são formulados para as condições específicas de cada cultura e solo, a alimentação, idade do animal e manejo da água empregados nos criatórios de

suínos, influenciam diretamente na composição final dos dejetos (Pinto et al., 2014).

Dentre os nutrientes adicionados via DLS, o P é considerado o nutriente mais limitante da produtividade em solos tropicais e subtropicais, devido ao processo de adsorção aos argilominerais, por isso sua mobilidade e concentração na solução do solo são baixas (Gatiboni et al., 2008). No entanto, quando o P é adicionado, sucessivamente e, em elevadas doses no solo, como através da aplicação de DLS, pode ocorrer o incremento do seu teor total. O aumento do teor de P no solo é favorável para a nutrição das culturas, porém, teores elevados desse elemento potencializam o risco de contaminação ambiental, através das transferências de P pela solução escoada na superfície e, também pela migração no perfil do solo, através do fluxo de água (Berwanger et al., 2008).

Além do P, no DLS são encontrados altos teores de Cu e Zn, devido à adição desses elementos nas rações dos suínos, tendo em vista, que aproximadamente 85% do Cu e 98% do Zn presente na ração são excretados. O emprego desses elementos nas formulações das rações se deve às funções que apresentam no metabolismo dos suínos (Muniz et al., 2010).

Para melhor entendimento da dinâmica do P, Cu e Zn nos solos do Cerrado, é necessário conhecer a concentração total, disponível e a distribuição desses elementos nas diferentes frações do solo, que podem ser obtidas mediante a utilização de diferentes soluções extratoras. Embora não exista padronização dos protocolos de extração sequencial, o uso deste método de extração permite inferir a forma, o fluxo, a mobilidade e o transporte desses elementos nos solos.

Diante disso, o objetivo geral deste trabalho foi avaliar as formas e a distribuição de P, Cu e Zn nos compartimentos de Latossolos do Cerrado de diferentes texturas adubados com dejetos de suíno em função de doses e tempo de aplicação. Neste sentido, o presente estudo foi dividido em duas partes, a primeira avaliou a influência de doses crescentes de DLS nos teores disponíveis de P, Cu e Zn e comparar os métodos de extração para P, Cu e Zn, disponíveis em Latossolos de diferentes texturas. A segunda avaliou as formas de acúmulo de P, Cu e Zn em Latossolos submetidos a sucessivas aplicações de dejetos líquidos de suínos.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Utilização do dejetos líquido de suínos como biofertilizante e seu impacto ao ambiente

O dejetos líquido de suíno (DLS) é constituído de fezes, urina, restos de ração e água de lavagem das instalações. Contém matéria orgânica, nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), sódio (Na), magnésio (Mg), manganês (Mn), ferro, zinco (Zn), cobre (Cu) e outros elementos incluídos nas dietas dos animais (Sarpa Filho et al., 2013).

O emprego de resíduos orgânicos pode promover, principalmente nas camadas mais superficiais do solo, o incremento dos teores de nutrientes como P, K, Ca e Mg (Lourenzi et al., 2013). Com isso, há melhoria no ambiente químico do solo para o crescimento de raízes, por causa do aumento da saturação por bases (Brunetto et al., 2012). Aplicações de composto orgânico derivado de DLS com maravalha, em sistema plantio direto, promoveram alterações nos atributos químicos de um Latossolo vermelho da região sul do Brasil, especialmente nas camadas superficiais do solo, com maior aumento do pH e dos teores de P, K, Cu e Zn (Lourenzi et al., 2016).

A utilização de resíduos orgânicos também representa adição de carbono ao solo que pode causar mudanças quantitativas e qualitativas na matéria orgânica deste, que somado ao incremento do teor de nutrientes no solo, proporciona maiores produções de matéria seca pelas culturas (Lourenzi et al., 2014). Porém, o DLS pode ser considerando um fertilizante não balanceado, pois ao contrário dos fertilizantes industrializados, que podem ser formulados para as condições específicas de cada planta e solo, o DLS pode ter em sua composição nutrientes em quantidades desproporcionais, que podem resultar em proporções inadequadas ou excessivas de nutrientes no solo (Lourenzi et al., 2014).

Assim, aplicações sucessivas e inadequadas de DLS podem aumentar os teores de metais pesados no solo, como Cu e Zn, remanescentes de rações consumidas pelos suínos. Isso porque em torno de 90% do Cu e do Zn ingeridos pelos suínos por meio dos suplementos minerais são excretados nas fezes e na urina, estando presentes nos dejetos (Tiecher et al., 2013).

Além do aumento de Cu e Zn, pode ocorrer o acúmulo excessivo de outros nutrientes como N e P, e a contaminação por patógenos. A presença de nutrientes em altas concentrações pode interferir negativamente na qualidade do solo e da água, através da erosão superficial ou por percolação no perfil do solo (Basso et al., 2012).

De tal modo, o manejo inadequado dos resíduos da suinocultura pode ser responsável pela poluição do ar, águas superficiais e subterrâneas, pela maior emissão de gases (metano e óxido nitroso) com alto potencial de causar efeito estufa, pela aplicação direta nos solos, devido ao alto teor de matéria orgânica e agentes patogênicos do dejetos (Machado, 2011). Por esses motivos, os dejetos de suínos podem ser considerados como um problema ambiental e devem ser armazenados, tratados e descartados adequadamente.

Os efeitos indesejados causados pelo uso dos dejetos como fertilizante do solo, podem ser menores com a fermentação dos mesmos em biodigestor, visto que a carga orgânica sofre redução de 75 a 80%, ocorrendo concomitantemente redução nas concentrações de Cu e Zn (40 a 50%), presentes no efluente do biodigestor (biofertilizante) (Silva et al., 2012). A redução de Cu e Zn ocorre, provavelmente, devido a processos físico-químicos de reação entre espécies reduzidas de enxofre produzido na digestão anaeróbia e aos compostos cobre e zinco, formando sulfeto de cobre e sulfeto de zinco (Vivan et al., 2010).

2.2 Fósforo no solo

A disponibilidade de fósforo (P) no solo depende de reações físico-químicas, como a adsorção, dessorção, precipitação e dos processos biológicos, como a imobilização do P inorgânico e mineralização do P orgânico (SANTOS et al., 2008). Em solos de regiões tropicais, especialmente em Latossolos argilosos, o P é um nutriente limitante para as plantas cultivadas, devido ao processo de fixação do P na superfície dos minerais de argila, como a caulinita e os óxidos de ferro e alumínio que indisponibiliza parcial ou totalmente os fosfatos para os vegetais. A

fixação do P também reduz sua oferta para a população microbiana que, conseqüentemente, tem seu crescimento e diversidade reduzido (Resende et al., 2011). Em razão da elevada fixação de P nos Latossolos, principalmente naqueles com maior poder tampão, há uma forte competição do solo com a planta pelo P aplicado como fertilizante, que pode demandar maior quantidade de fertilizantes fosfatados (Viviani et al., 2010).

O P do solo é classificado em dois grupos, fósforo inorgânico (Pi) e fósforo orgânico (Po) e de acordo com o grau de estabilidade dos compostos de P podem ser enquadrados ainda como fosfatos lábeis e não-lábeis. O Pi é o fósforo dos minerais primários ou secundários e o fósforo adsorvido, sendo composto por um grupo de fosfatos inorgânicos, formando diferentes compostos e com diferentes graus de estabilidade química (Santos et al., 2008). O Po constitui de 5 a 80% do P total do solo, podendo corresponder à maior parte do teor de P, disponível no solo (Cunha et al., 2007). O Po é originário dos resíduos vegetais ou animais adicionados ao solo, do tecido microbiano e dos produtos de sua decomposição (Martinazzo et al., 2007). Nos solos altamente intemperizados, como os Latossolos, predominam as formas inorgânicas ligadas à fração mineral com alta energia e as formas orgânicas estabilizadas física e quimicamente (Santos et al., 2008).

O P se movimenta pouco na maioria dos solos. Ele geralmente permanece onde é colocado pela intemperização dos minerais, mineralização da matéria orgânica do solo (MOS) ou pela adubação. Dessa forma, pouco P é perdido por lixiviação, apesar do P poder movimentar-se um pouco mais em solos arenosos do que em solos argilosos (Bolzani et al., 2012). A erosão superficial e a remoção pelas culturas são as únicas formas significativas de perdas de fósforo do solo (Turner et al., 2007).

A matéria orgânica pode ser considerada uma fonte potencial de P às plantas por causa da mineralização, em que microrganismos podem mineralizar o Po por meio da síntese e exsudação de fosfatases (Ross et al., 1995). Assim, sistemas de cultivo acumuladores de matéria orgânica (Costa et al., 2016), seriam capazes de manter adequadamente a disponibilidade de P para as plantas.

A aplicação de dejetos de suínos no solo é uma forma de ciclar e disponibilizar nutrientes, tais como o P às plantas. Contudo, o P pode ser perdido por escoamento superficial, dependendo da quantidade de dejetos aplicada (Lourenzi et al., 2015).

Segundo Ceretta et al. (2010), devido à sucessivas aplicações de dejetos de suínos realizadas na mesma área de cultivo, a quantidade de P adicionada, via DLS pode ultrapassar a capacidade de adsorção dos solos, e resultar no seu transporte para águas superficiais e subsuperficiais, com alto risco de eutrofização.

Lourenzi et al. (2015) estudando um Argissolo arenoso da região sul do Brasil, sob plantio direto, verificaram que aplicações sucessivas de dejetos de suínos aumentaram a disponibilidade de P e a migração do elemento no perfil do solo. Os autores observaram que o volume de solução escoada foi reduzido com a utilização do dejetos e que para não ocorrer perdas de P, são necessárias práticas que promovam maior infiltração de água no solo, como a rotação de cultura e o sistema de plantio direto.

Lourenzi et al. (2016) verificaram aumento do P disponível na camada superficial do solo, após aplicações sucessivas de composto de dejetos líquido de suíno em um Latossolo vermelho argiloso, segundo os autores os maiores teores de P disponíveis observados nas camadas superficiais do solo podem ser atribuídos à aplicação superficial e sem incorporação do composto e, principalmente, às quantidades de P, aplicadas junto com as doses de composto de DLS.

2.3 Determinação de fósforo no solo

Existem muitos métodos de extração de P em uso, como o Mehlich-1, Mehlich-3 e a resina trocadora de ânions (RTA), isso provavelmente se deve à complexidade do comportamento desse elemento no solo, bem como da falta de concordância sobre o método mais adequado (Silva e Raij, 1999).

O método Mehlich-1 é o mais utilizado nos laboratórios de rotina do Brasil, sendo o extrator composto por solução diluída de ácidos fortes (HCl 0,05 mol L^{-1} e H_2SO_4 0,0125 mol L^{-1}), cuja reação com o fosfato natural é intensa e tem como princípio a solubilização, pelos íons H^+ , de fosfatos de cálcio e pequenas porções de fosfatos de alumínio e ferro (Raij, 1998).

A utilização de extrator ácido tem a vantagem de possibilitar extratos límpidos após a decantação, eliminando-se o processo de filtração do extrato, facilidade de execução de análise e baixo custo (Silva e Raij, 1999). Apesar dessa simplicidade e dessa rapidez, os extratores ácidos extraem, preferencialmente, as formas de P ligadas a cálcio, superestimando a disponibilidade de P em solos recentemente

adubados com fosfatos naturais, perdendo a sua capacidade de extração de P em Latossolos com textura argilosa e com teores elevados de óxidos de ferro e de alumínio (Freitas et al., 2013, Bortolon et al., 2011).

O método Mehlich-3 foi proposto para uso em solos ácidos e naqueles que receberam fosfatos naturais, devido à superestimação de P na extração com a solução de Mehlich-1 (MEHLICH, 1984). O princípio do método se baseia na dissolução ácida e na presença de agentes complexantes (CH_3COOH 0,02 mol L⁻¹, NH_4NO_3 0,25 mol L⁻¹, NH_4F 0,015 mol L⁻¹, HNO_3 0,013 mol L⁻¹ e EDTA 0,001 mol L⁻¹). Como principais vantagens da solução Mehlich-3 cita-se a facilidade na execução, o baixo custo, a rapidez, limpidez do extrato, maior eficiência no laboratório pela extração multielementar e por ser uma solução extratora aplicável para diferentes tipos de solos (Franklin et al., 2006).

Além disso, o maior espectro de ação do extrator Mehlich-3 resulta em quantidade de P extraído, maior do que as extraídas pela solução de Mehlich-1 (Bortolon e Gianello, 2008), possibilitando classes de interpretação dos teores de P no solo mais amplas, reduzindo os erros.

Outro método utilizado para a extração do P é o da Resina trocadora de ânions (RTA) que promove a remoção contínua do P da solução do solo, mantendo um desequilíbrio de concentração entre a solução e a fase sólida do solo, forçando a dessorção do P (Skogley e Dobermann, 1996). Silva e Raji (1999) verificaram que o método da RTA apresenta aspectos favoráveis, tais como, elevados valores de coeficientes de determinação para a correlação entre P absorvido pela planta e P extraído do solo. Pode ser usado tanto em solos ácidos como os alcalinos e não superestima a disponibilidade de P em solos tratados com fosfatos naturais.

Na comparação do método Mehlich-1 com os métodos Mehlich-3 e RTA, estes últimos podem extrair mais P e têm apresentado, com frequência, coeficientes de determinação maiores do que a do Mehlich-1 (Schlindwein e Gianello 2008).

Mumbach et al. (2018) avaliando a extração de P por Mehlich-1, Mehlich-3 e RTA, em solos do estado de Santa Catarina, verificaram que os métodos Mehlich-3 e RTA extraíram, em média, 11 a 12% mais fósforo que o Mehlich-1, porém apresentaram elevada correlação com o método Mehlich-1, podendo ser utilizados como substituintes do mesmo.

A água destilada é outro método que pode ser utilizado para avaliar a disponibilidade de P e foi proposto por Paaw (1971). Segundo Sharpley et al. (2006),

o método pressupõe que a extração com água reproduz as reações entre o solo e as águas de escoamento superficial e, por essa razão, mostra-se válido para solos de diferentes locais e condições de manejo. A extração de P com água destilada é um método considerado rápido e simples, sendo que a principal diferença em relação aos métodos que utilizam extratores químicos é o de que não possui os inconvenientes da diferença de acidez ou alcalinidade em relação à solução do solo (Self-Davis et al., 2009).

Além do conhecimento do P disponível, é necessário também informações sobre as formas de acumulação de P no solo. Várias técnicas de extração sequencial de P no solo, separando as várias frações inorgânicas e orgânicas, baseadas na sua biodisponibilidade foram testadas por diversos autores (Chang e Jackson, 1957, Araújo et al., 1993, Bowman, 1989, Hedley et al., 1982, Tiessen e Moir, 1993). Estudos sobre frações e acúmulo de P em solos têm sido realizados no Brasil (Guardini et al., 2012, Couto et al., 2017, Costa et al., 2017), com uso da técnica de fracionamento químico proposta por Hedley et al., (1982).

O método proposto por de Hedley et al. (1982) baseia-se na extração sequencial de formas lábeis, moderadamente lábeis e de labilidade restrita, por meio da qual as formas inorgânicas e orgânicas são separadas e quantificadas, conforme sua disponibilidade às plantas. A vantagem desse método é a obtenção de informações sobre a disponibilidade de P a curto e longo prazos, podendo também ser empregado para acompanhar modificações nas formas de P no solo, em diversas situações de uso e manejo (Reis et al., 2011).

Os extratores químicos utilizados na extração sequencial são RTA, bicarbonato de sódio (NaHCO_3 0,5 mol L^{-1}), hidróxido de sódio (NaOH 0,1 mol L^{-1}), ácido clorídrico (HCl 1,0 mol L^{-1}), hidróxido de sódio (NaOH 0,5 mol L^{-1}). A digestão do solo com ácido sulfúrico (H_2SO_4) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2) finaliza o processo de extração.

As frações lábeis, consideradas disponíveis são extraídas com RTA e por NaHCO_3 0,5 mol L^{-1} , que extrai o P orgânico (Po) e inorgânico (Pi), este último correspondendo ao P lábil adsorvido aos argilominerais e associados à matéria orgânica do solo. A extração seguinte, com NaOH 0,1 mol L^{-1} , identifica o reservatório de Pi e Po , considerado de labilidade moderada (disponibilidade a médio prazo), especialmente Pi , por ser adsorvido aos óxidos e às argilas silicatadas, com energia de ligação intermediária (Hedley et al., 1982), a fração

orgânica obtida por esse extrator representa o P orgânico ligado aos ácidos húmicos.

A fração HCl 1 mol L⁻¹ representa as formas inorgânicas de P, associadas ao Ca (fosfatos de cálcio) e fortemente adsorvido à fração argila em solos mais intemperizados. A extração seguinte é com NaOH 0,5 mol L⁻¹ que representa o Pi e Po fisicamente protegidos no interior de microagregados. O extrator NaOH 0,5 mol L⁻¹ dissolve formas orgânicas e inorgânicas de P similares às extraídas pelo NaOH 0,1 mol L⁻¹, mas a solução de menor força não extrai o P que está fisicamente protegido no interior de microagregados (Cross e Schlesinger, 1995). Assim, a utilização da solução com concentração maior, aliada ao tempo de agitação, complementa a extração iniciada pelo NaOH 0,1 mol L⁻¹. O resíduo (solo) dessas quatro extrações sequenciais é digerido com H₂SO₄/H₂O₂, determinando-se, então, as formas mais estáveis de Po e as mais insolúveis de Pi (Hedley et al., 1982).

As formas de fósforo podem ainda ser agrupadas em P geoquímico e P biológico, como sugerem Cross e Shlesinger (1995). O P geoquímico é a soma das formas inorgânicas mais o P residual, e o P biológico é a soma das frações orgânicas. Em solos submetidos à aplicação de dejetos, o acúmulo do P normalmente é maior nas frações inorgânicas. Isso provavelmente ocorre, porque mais de 60% do P contido nos dejetos encontra-se em frações inorgânicas (Galvão e Salcedo, 2009). Contudo, caso os dejetos sejam compostos por material de difícil decomposição, a maior parte do P contido nele permanecerá no solo em frações orgânicas (Ceretta et al., 2010).

Couto et al. (2017) estudando dejetos de suíno em um Argissolo verificaram que o mesmo forneceu níveis altos de P nas frações disponíveis (Resina + NaHCO₃ orgânico + NaHCO₃ inorgânico) no solo. Guardini et al. (2012) também verificaram que aplicações sucessivas de dejetos de suíno em um Argissolo típico aumentaram os níveis de P nas frações mais disponíveis (RTA, NaHCO₃, NaOH 0,1 M e NaOH 0,5 M) do solo até 30 cm de profundidade.

2.4 Cobre (Cu) e zinco (Zn) no solo

Os metais Cu e o Zn em condições naturais do solo são encontrados em maiores quantidades adsorvidos às frações orgânicas, inorgânicas e residuais, respectivamente, sendo retidos por ligações físicas e químicas com alto grau de

energia (Giroto et al., 2010). Consequentemente, a quantidade desses elementos na forma disponível e, especialmente, a concentração na solução do solo são muito baixas, principalmente em solos altamente intemperizados, devido à alta afinidade dos micronutrientes catiônicos (Cu e Zn) pelos coloides do solo (Pegoraro et al., 2006). Segundo Marques et al. (2004), solos de Cerrado têm teores totais de Cu e Zn equivalentes à metade do valor da média mundial, atribuindo esse fato ao processo de intemperismo ocorrido nos solos desse bioma.

A calagem, quando eleva o pH em água para valores superiores a 6 ou a saturação por bases para mais de 50%, contribui para o aparecimento de deficiências de micronutrientes, em consequência do aumento da adsorção dos micronutrientes catiônicos na matéria orgânica, nos óxidos de ferro amorfo e nos óxidos de manganês (Nascimento et al., 2002).

Biondi et al. (2011) verificaram em diferentes classes de solos, correlações significativas dos metais com a fração argila do solo, indicando uma associação comum da maioria dos metais a solos mais argilosos. Segundo os autores, a argila e a matéria orgânica são os componentes principais envolvidos na retenção do Cu no solo.

A utilização de dejetos líquidos de suínos (DLS) como fertilizantes, pode ser uma das formas de suprir o solo e a planta de Cu e Zn, devido aos altos teores destes elementos nos dejetos. A presença de Zn e Cu nos dejetos é devido à adição de quantidades excessivas desses elementos nas rações de suínos, aproximadamente 85% do Cu e 98% do Zn presente na ração são excretados, além dos requerimentos fisiológicos desses animais (Smanhotto et al., 2010). O sulfato de cobre (CuSO_4) é empregado na suinocultura como promotor de crescimento, enquanto o óxido de zinco (ZnO) atua como produto preventivo e curativo da diarreia (Lima et al., 2009).

As plantas absorvem pequenas quantidades desses metais, assim adições sucessivas de dejetos podem aumentar os teores de Cu e Zn disponíveis no solo, potencializando seus efeitos tóxicos às plantas e organismos, sua movimentação no perfil do solo e a contaminação dos solos e águas (Basso et al., 2012, Grohskopf et al., 2016).

Basso et al. (2012) avaliando os teores totais de metais pesados no Latossolo vermelho distroférrico, em áreas que possuíam um histórico de aplicação de dejetos líquidos de suínos por um período de 4 a 22 anos, observaram que o Zn e Cu são os

elementos com maior tendência de acúmulo em áreas que recebem sucessivas aplicações de dejetos líquidos de suínos

Para aumentar a eficiência de uso desse resíduo como fertilizante, é necessário conhecer a dinâmica desses metais no solo ao se adicionar o DLS, pois essa dinâmica depende de interações com o pH, matéria orgânica, mineralogia do solo, teor de argila, potencial redox, competição nos sítios de adsorção, temperatura, atividade microbiana e tendência a formar precipitados (Grohskopf et al., 2016).

2.5 Determinação de Cobre e Zinco no solo

A disponibilidade de Cu e de Zn pode ser quantificada com a utilização de extratores com soluções ácidas diluídas, como a solução de HCl 0,1 mol L⁻¹ (Wear e Somer, 1948) e a solução de Mehlich-1 (HCl 0,05 mol L⁻¹ e H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹) (MEHLICH, 1953). Entretanto, as aplicações de Cu e Zn podem limitar a utilização do extrator Mehlich-1, pois, a solução extratora pode superestimar ou não conseguir extrair os nutrientes recentemente adicionados via fertilizante, em função das reações químicas de dissolução dos mesmos (Sobral et al., 2013).

Nesse contexto, a disponibilidade de Cu e Zn podem ser avaliadas por soluções ácidas diluídas com adição de agente complexante, como a solução de Mehlich-3 (CH₃COOH 0,02 mol L⁻¹, NH₄NO₃ 0,25 mol L⁻¹, NH₄F 0,015 mol L⁻¹, HNO₃ 0,013 mol L⁻¹ e EDTA 0,001 mol L⁻¹) (MEHLICH, 1984), pois possui outros mecanismos de extração e tem capacidade de remover simultaneamente vários elementos em um único procedimento analítico.

Schoninger et al. (2012) estudando solos do sul do Brasil, verificaram que os teores de Cu e Zn extraídos pela solução extratora de Mehlich-3 apresentam correlação com os extraídos pela solução de HCl e, por isso, conclui-se que o Mehlich-3 é eficiente na extração dos elementos avaliados em solos com elevado teor de matéria orgânica.

As formas de Cu e Zn no solo são dependentes da quantidade adicionada e estão adsorvidos à matéria orgânica, minerais silicatados, óxidos de Fe e Mn ou nos grupos fosfatos (Kabata-Pendias e Pendias, 2001). Para obter a distribuição das formas em que o Cu e o Zn estão no solo e avaliar qual a fração em que se encontram, utiliza-se o fracionamento químico sequencial.

Diferentes métodos de extração sequencial têm sido propostos (Tessier et al., 1979; Shuman, 1985; Ma e Uren, 1998; Ahnstrom e Parken, 1999, Silveira et al., 2006). Sendo que os esquemas não são padronizados, e várias modificações são realizadas para adaptar a metodologia às condições particulares. Estudos sobre frações e acúmulo de Zn e Cu em solos têm sido realizados no Brasil (Brunetto et al., 2018; Couto et al., 2016, Formentini et al., 2015, Souza et al., 2012), com uso da técnica de fracionamento químico.

No fracionamento químico sequencial diferentes extratores químicos são usados sequencialmente, removendo os elementos das frações mais disponíveis até às mais estáveis. Dessa forma, a totalidade do Cu e Zn existente no solo é separada em frações, sendo elas biodisponível (solúvel em água e trocável), com potencial para a biodisponibilidade (matéria orgânica e óxidos de ferro mal cristalizados) e não disponível (óxidos de ferro cristalino e residual) (Tessier et al., 1979). Estudos que determinam as diferentes formas desses elementos são de grande relevância para avaliar as formas em que o Zn e o Cu são aplicados e armazenados nos solos, refletindo em seu potencial de toxidez.

Os extratores e procedimentos de extração deverão ser planejados em função dos tipos de solos para os quais serão usados, principalmente no caso de solos altamente intemperizados e naqueles submetidos a frequentes interferências antrópicas (Camargo et al., 2001). Considerando o estado de intemperismo predominante nos solos brasileiros, Silveira et al. (2006) desenvolveram um esquema de extração sequencial visando adequação aos solos brasileiros. O esquema dos autores envolve as frações trocável, superfície de óxidos, matéria orgânica, óxidos de Mn, óxidos de ferro mal-cristalizados, óxidos de ferro cristalino e residual.

2.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHNSTROM, Z. S.; PARKER, D. R. Development and assessment of a sequential extraction procedure for the fractionation of soil cadmium. *Soil Science Society of America Journal*, v.63, n.6, p.1650-1658, 1999.

ARAÚJO, M. S. B SALCEDO, I. H. SAMPAIO, E. V. S. B. Efeito de fertilizações fosfatadas anuais em solo cultivado com cana-de-açúcar. I Formas disponíveis e efeito residual do P acumulado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.17, n. 4, p.397-403. 1993.

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

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

BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; FABRICIO NETA, A. B.; RIBEIRO, M. R. Teores de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni e Co em solos de referência de Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.35, n. 3, p.1057-1066, 2011.

BORTOLON L., GIANELLO C. Interpretação de resultados analíticos de fósforo pelos extratores Mehlich-1 e Mehlich-3 em solos do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, n.spe,p. 2751- 2756,2008.

BORTOLON L.; GIANELLO C.; WELTER S.; ALMEIDA R. G. O; GIASSEN E. Simultaneous extraction of phosphorus, potassium, calcium and magnesium from soils and potassium recommendations for crops in Southern Brazil. *Pedosphere*, v.21, n.3, p.365-372, 2011.

BOLZANI, H. R.; OLIVEIRA, D. L. do A., LAUTENSCHLAGER, S. R.. Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura no solo e na qualidade dos seus lixiviados. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v.17, n.4, p.385-392, 2012.

BOWMAN, R. A. A sequential extraction procedure with concentrated sulfuric acid and dilute base for soil organic phosphorus. *Soil Science Society of America Journal*, v.53, n.2, p.362-366, 1989.

BRUNETTO, G., BENEDET, L., AMBROSINI, V. G., COMIN, J. J., MELO, G. W. B. DE, SANTOS, M. A. DOS, LOURENZI, C. R., LOSS, A., BELLI FILHO, P., SCHMITT, D. E.; COUTO., R. R. Copper and zinc fractions in the profile of an Inceptisol cultivated with apple in southern Brazil. *Bragantia*, v.77, n.2, p. 333-347, 2018.

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, p1620-1628, 2012.

CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE, J.C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo. In: FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.; RAIJ, B. van; ABREU, C.A. (Ed.). *Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura*. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, p.89-124, 2001.

CHANG, S. C.; JACKSON, M. L. Fractionation of soil phosphorus. *Soil Science*, v. 84, n.1, p. 133-144, 1957.

CERETTA, C. A.; GIROTTI, E.; LOURENZI, C. R.; TRENTIN, G.; VIEIRA, R.C.B.; BRUNETTO, G. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.139, n. 4, p.689-699, 2010.

COSTA, M.; GAMA RODRIGUES, A.; GONÇALVES, J.; GAMA-RODRIGUES, E.; SALES, M.; ALEIXO, S. Labile and non-labile fractions of phosphorus and its transformations in soil under Eucalyptus Plantations, Brazil. *Forests*, v.7, n. 1, p.160-161, 2016.

COSTA, A. DA R., SILVA JÚNIOR, M. L., KERN, D. C., RUIVO, M. DE L. P., MARICHAL, R. Forms of soil organic phosphorus at black earth sites in the Eastern Amazon. *Revista Ciência Agronômica*, v.48, n.1, p. 1-12, 2017.

COUTO, R. F.; LAZZARI, C. J. J.; TRAPP, T.; CONTI, L. de COMIN, J. J.; MARTINS, S. R.; FILHO, P. B. AND BRUNETTO, G. Accumulation and distribution of copper and zinc in soils following the application of pig slurry for three to thirty years in a microwatershed of southern Brazil. *Archives of agronomy and soil Science*, v.62, n. 5, p.593-616, 2016.

COUTO, R. D. R., FERREIRA, P. A. A., CERETTA, C. A., LOURENZI, C. R., FACCO, D. B, TASSINARI, A., PICCIN, R., CONTI, L. de, GATIBONI, L. C., Schapanski, D., Brunetto, G. Phosphorus fractions in soil with a long history of organic waste and mineral fertilizer addition. *Bragantia*, v.76, n.1, p.155-166., 2017.

CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma*, v. 64, n.3, p.197-214, 1995.

CUNHA, G. M.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; COSTA, G. S., VELLOSO, A. C. X. Fósforo orgânico em solos sob florestas montanas, pastagens e eucalipto no norte fluminense. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, n.4, p.667-671, 2007.

FRANKLIN, R. E.; DUIS, L.; SMITH, B. R. Mehlich extractable and total elemental concentrations in South Carolina soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 37, n. 5-6, p. 679-691, 2006.

FREITAS I. F, NOVAIS R. F, VILLANI E. M. A., NOVAIS S. V. Phosphorus extracted by ion exchange resins and Mehlich-1 from Oxisols (Latosols) treated with different

phosphorus rates and sources for varied soil-source contact periods. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v.37, n.3, p. 667-677, 2013.

FORMENTINI, T. A., MALLMANN, F. J. K., PINHEIRO A., FERNANDES, C. V. S., BENDER, M. A., VEIGA, M., SANTOS, D. R., DOELSCH, E. Copper and zinc accumulation and fractionation in a clayey Hapludox soil subject to long-term pig slurry application. *Science of the Total Environmental*. v.536, n.1, p.831-839, 2015.

GATIBONI, L.C.; BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S.; CERETTA, C.A. e BASSO, C.J. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquido de suínos em pastagem natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n.4, p.1753- 1761, 2008.

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, 2012.

GALVÃO, S. R. S; SALCEDO, I. H. Soil Phosphorus Fractions in Sandy Soils Amended with Cattle Manure for Long Periods. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, n. 3, p.613-622, 2009.

GIROTTTO, E., CERETTA, C. A., BRUNETTO, G., SANTOS, D. R., SILVA, L. S., LOURENZI, C. R., LORENSINI, F., VIEIRA, R. C. B., e SCHMATZ, R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquido de suínos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.34, n.3, p.955–965, 2010.

GROHSKOPF, MARCO A., CORREA, JULIANO C., CASSOL, PAULO C., NICOLOSO, RODRIGO S., E FERNANDES, DIRCEU M. Copper and zinc forms in soil fertilized with pig slurry in the bean crop. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.20, n.9, p. 823-829, 2016.

HEDLEY, M. J.; STEWART, J.W.B., CHAUHAN, B. S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of America Journal*, v.46, n.5, p.970-976, 1982.

IMEA- Relatório semanal de mercado de suínos. Mato Grosso, Instituto Matogrossense de economia agropecuária, 2019. Apresenta mercado suinícola em Mato Grosso. Disponível em: <http://acrismat.com.br/acrismat-site/view/uploads/boletins/ApresentacaoMercadoSuinocultura260219.pdf>

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants. 3 ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413p.

LIMA, G. J. M. M.; MORÉS, N.; SANCHES, R. L. As diarreias nutricionais na suinocultura. *Acta Scientiae Veterinariae*, v. 37, n.1, p.17-30, 2009.

LOURENZI, C. R.; CERETTA, C. A.; SILVA, L. S.; GIROTTTO, E.; LORENSINI, F.; TIECHER, T.L.; DE CONTI, L.; TRENTIN, G.; BRUNETTO, G. Nutrients in layers of

soil under no-tillage treated with successive applications of pig slurry. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.37, n. 1, p.157-167, 2013.

LOURENZI, C. R.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; GIROTTI, E.; TIECHER, T.L.; VIEIRA, R. C. B.; CANCIAN, A.; FERREIRA, P. A. A. Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.38, n.3, p.949-958, 2014.

LOURENZI C. R, CERETTA C. A, TIECHER T. L, LORENSINI F, CANCIAN A, STEFANELLO L, BRUNETTO G. Forms of phosphorus transfer in runoff under no-tillage in a soil treated with successive swine effluents applications. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.187, n. 4, p.1-16, 2015.

LOURENZI C. R, SCHERER E. E, CERETTA C. A, TIECHER T. L, CANCIAN A, FERREIRA P. A. A, BRUNETTO G. Atributos químicos de Latossolo após sucessivas aplicações de composto orgânico de dejetos líquido de suínos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*.v.51, n. 3, p.233–242,2016.

MA, Y. B., UREN, N. C. Transformations of heavy metals added to soil – application of a new sequential extraction procedure. *Geoderma*, v.84, n.1-3, p. 157-168, 1998.

MACHADO, C. R. Biodigestão Anaeróbia de Dejetos de Bovinos Leiteiros Submetidos a Diferentes Tempos de Exposição ao Ar. 2011. 51f Dissertação (Mestrado em agronomia)-Faculdade de Ciências Agrônômicas da Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2011.

MARQUES J. J.; SCHULZE, D. G.; CURI, N.; MERTZMAN, S. A. Trace element geochemistry in Brazilian Cerrado soils. *Geoderma*, v.121, n,1, p.31-43, 2004.

MARTINAZZO, R., SANTOS, D. R. D., GATIBONI, L. C., BRUNETTO, G., E KAMINSKI, J. Fósforo microbiano do solo sob sistema plantio direto em resposta à adição de fosfato solúvel. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.3, n.3, 563-570,2007.

MEHLICH, A. Determination of P, Ca, Mg, K, Na and NH₄ by North Carolina Soil Testing Laboratories. Raleigh, University of North Carolina, 1953.

MEHLICH, A. Mehlich-3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Communications in Soil Science Plant Analysis*, v.15, p.1409-1416, 1984.

MIELE, M.; MICHETTI, M.; DOS SANTOS, M. C.; SILVA, R.; DÁVALOS, C. Custos de produção de suínos em Mato Grosso em 2018 e evolução dos resultados entre 2017 e primeiro trimestre de 2019. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 18p.

MUMBACH, G. L.; OLIVEIRA, D. A. de; WARMLING, M. I., GATIBONI, L. C. Quantificação de fósforo por Mehlich 1, Mehlich 3 e Resina Trocadora de Ânions em solos com diferentes teores de argila. *Revista Ceres*, v.65, n.6, p.546-554, 2018.

MUNIZ, M. H. B.; BERTO, D. A.; HAUPTLI, L.; FRACAROLLI, C.; NETO, M. A. T.; TAMASSIA, L. F. M.; WECHSLER, F. S. Fontes orgânicas e inorgânicas de zinco e cobre como melhoradores de desempenho em leitões desmamados. *Revista Brasileira Zootecnia*., v.39, n.9, p.1999-2005, 2010.

NASCIMENTO, C. W. A.; FONTES, R. L. F.; NEVES, J. C. L.; MELÍCIO, A. C. F.C. Fracionamento, dessorção e extração química de zinco em latossolos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.26, n.3, p.599-606, 2002.

PAAUW, F. An effective water extraction method for the determination of plant available phosphorus. *Plant and Soil*. v. 34, n.1, p.467-481.

PEGORARO, R. F., SILVA, I. R., NOVAIS, R. F., MENDONÇA, E. S., GEBRIM, F. DE O., MOREIRA, F. F. Fluxo difusivo e biodisponibilidade de zinco, cobre, ferro e manganês no solo: influência da calagem, textura do solo e resíduos vegetais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 30, n.5, p. 859-868, 2006.

PINTO, M. A. B., FABBRIS, C., BASSO, C. J., SANTI, A.L., GIROTTO, E. Aplicação de dejetos líquido de suínos e manejo do solo na sucessão aveia/milho. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 44, n. 2, p. 205-212, 2014.

RAIJ, B. VAN. Seleção de métodos de laboratório para avaliar a disponibilidade de fósforo em solos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.2, n.1, p.1-9, 1998.

RESENDE J. C. F, MARKEWITZ D, KLINK C. A, BUSTAMANTE M. M. C, DAVIDSON E. A. Phosphorus cycling in a small watershed in the Brazilian Cerrado: impacts of frequent burning. *Biogeochemistry*. v.105, n.1, 105-118, 2011.

REIS, T. H. P., GUIMARÃES, P. T. G., FURTINI NETO, A. E., GUERRA, A. F., CURI, N. Soil phosphorus dynamics and availability and irrigated coffee yield. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.35, n.2, p.503-515, 2011.

ROSS, D. J.; SPEIR, T. W.; KETTLES, H. A.; MACKAY, A. D. Soil microbial biomass, C and N mineralization and enzyme activities in a hill pasture: Influence of season and slow-release P and sorption fertilizer. *Soil Biol. Biochem.*, v.27, n.11, p.1431-1443, 1995.

SANTOS, D. R. DOS, GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. *Ciência Rural*, v.38, n.2, p.576-586, 2008.

SCHLINDWEIN J. A., GIANELLO C. Calibração de métodos de determinação de fósforo em solos cultivados sob sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n.5, p.2037-2049, 2008.

SELF-DAVIS, M. L., MOORE, P. A, JOERN. B.C. Water or dilute-salt extractable phosphorus J.L. Kovar, G. M. Pierzynski (Eds.), *Soil in Methods of Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals, and Waters* (second ed.), Virginia Tech, Virginia, p.131, 2009.

SERPA FILHO, R.; SEHNEM, S.; CERICATO, A.; SANTOS JUNIOR, S.; FISCHER, A. Compostagem de dejetos de suínos. *Revista em Agronegócios e Meio Ambiente*, Maringá, v. 6, n. 1, p. 47-78, 2013.

SHARPLEY A. N, KLEINMAN P. J. A, WELD J. L. Environmental soil phosphorus indices. In: Carter MR, Gregorich EG. (eds). *Soil sampling and methods of analysis*, 2ed. Boca Raton: Canadian Society of Soil Science-CRC Press; p.141-159, 2006.

SCHONINGER E. L, GATIBONI L. C, LINHARES D. Método Mehlich 3 como substituinte ao HCl para extração de Cobre e Zinco em solos com alto teor de matéria orgânica do sul do Brasil. *Ciência Rural*, v.42, n.7, p.1200-1203, 2012.

SHUMAN, L. M. Fractionation method for soil microelements. *Soil Science*, v.140, n.1, p.11-22, 1985.

SILVA, W. T. L.; NOVAES, A. P.; KUROKI, V.; MARTELLI, L. F. A.; MAGNONI JÚNIOR, L. Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbio para fins de avaliação de eficiência e aplicação como fertilizante agrícola. *Química Nova*, São Paulo, v.35, n. 1, p. 35-40, 2012.

SILVA, F. C. da; RAIJ, B. VAN. Disponibilidade de fósforo em solos avaliada por diferentes extratores. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.34, n.2, p.267-288, 1999.

SILVEIRA, M. L. A.; ALLEONI, L. R. F.; O'CONNOR, G. A.; CHANG, A. C. Heavy metal sequential extraction method - a modification for Oxisols and biosolids. *Chemosphere*, v.64, n.3, p.1929-1938, 2006.

SKOGLEY, E. O.; DOBERMANN, A. Synthetic ion-exchange resins: soil and environment studies. *Journal of Environmental Quality*, v.25, n.1, p.13-24, 1996.

SMANHOTTO, A.; SOUSA, A. P.; SAMPAIO, S. S.; NÓBREGA, L. H. P.; PRIOR, P. Cobre e zinco no material percolado e no solo com a aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja. *Engenharia Agrícola*, v.30, n.2, p.347-357, 2010.

SOBRAL, L. F.; SMYTH, J. T.; FAGERIA, N. K.; STONE, L. F. Comparison of copper, manganese, and zinc extraction with Mehlich 1, Mehlich 3, and DTPA solutions for soils of the Brazilian Coastal Tablelands. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 44, n. 17, p. 2507-2513, 2013.

SOUZA, R. A. S., BISSANI, C. A., TEDESCO, M. J., FONTOURA, R. C. Extração sequencial de zinco e cobre em solos tratados com lodo de esgoto e composto de lixo. *Química Nova*, v.35, n.2, p. 308-314, 2012.

TESSIER, A., CAMPBELL, P.G.C. and BISSON, M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, v.51, n.7, p.844 - 850, 1979.

TIESSEN, H. ; MOIR, J.O. Characterization of available P by sequential extraction. In: CARTER, M.R., ed., *Soil Sampling and Methods of Analysis*, Amsterdam, Can. Soc. Soil Sci. / Lewis Publishers, 1993. p.75-86.

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

TURNER, B. L.; CONDRON, L. M.; RICHARDSON, S.J.; PELTZER, D.A.; ALISSON, V.J. Soil organic phosphorus transformations during pedogenesis. *Ecosystems*, v. 10, n. 7, p. 1166-1181, 2007.

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

VIVIANI, C. A., MARCHETTI, M. E., VITORINO, A. C. T., NOVELINO, J. O., GONÇALVES, M. CA. Disponibilidade de fósforo em dois latossolos argilosos e seu acúmulo em plantas de soja, em função do aumento do pH. *Ciência e Agrotecnologia*, v.34, n.1, p. 61-67, 2010.

WEAR J. I., SOMMER A. L. Acid extractable zinc of soils in relation to the occurrence of zinc deficiency symptoms of corn: A method of analysis. *Soil Science Society of America*, v.12, n, 3, p.143–144,1948.

3. DISPONIBILIDADE DE FÓSFORO, COBRE E ZINCO EM SOLOS SUBMETIDOS À DOSES DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS

RESUMO- Aplicação de altas doses de dejetos líquidos de suíno (DLS) sem critérios técnicos adequados podem alterar os atributos químicos e aumentar os teores de fósforo (P) e de metais pesados, tais como cobre (Cu) e zinco (Zn) no solo. Assim, os objetivos deste trabalho foram avaliar a influência de doses crescentes de DLS nos atributos químicos e nos teores disponíveis de P, Cu e Zn e comparar os métodos de extração para P, Cu e Zn, disponíveis em Latossolos de diferentes texturas. Para isso, foram utilizadas amostras de Latossolos vermelhos coletadas na camada de 0- 0,20 m. Em sacos plásticos foram pesados e acondicionados 750 g de solo. Após a pesagem, cada solo foi incubado e homogeneizado com seis doses de DLS (0; 50; 150; 300; 450 e 600 m³ ha⁻¹), com três repetições e umidade a 60% da capacidade de campo. Após 45 dias de incubação, foram determinados os atributos de fertilidade do solo, os teores de P disponíveis pelos extratores Mehlich-1, Mehlich-3 e água destilada e as formas lábeis e moderadamente lábeis de P pelos extratores bicarbonato de sódio e hidróxido de sódio. Foram também determinados os teores de Zn e Cu disponíveis pelos extratores Mehlich-1, Mehlich-3 e HCl. Os dados foram submetidos a análise de regressão e correlação. As aplicações de doses crescentes de DLS promoveram aumento nos teores de P, K, Cu e Zn, disponíveis em todos os Latossolos avaliados. Os extratores Mehlich-1 e Mehlich-3 removeram maiores quantidades de P disponíveis. Maiores teores de P foram encontrados nas formas moderadamente lábeis. Na extração de Cu disponível, os extratores Mehlich-1, Mehlich-3 extraíram maiores quantidades de Cu. Os extratores Mehlich-1, Mehlich-3 e HCl removeram quantidades semelhantes de Zn disponíveis.

Palavras-chave- adubação orgânica, metal pesado, cerrado

3. AVAILABILITY OF PHOSPHORUS, ZINC AND COPPER IN SOILS SUBMITTED TO PIG SLURRY DOSES

ABSTRACT- Application of high doses of pig slurry without adequate technical criteria, can change the chemical attributes and increase the levels of phosphorus (P) and heavy metals in the soil, such as copper (Cu) and zinc (Zn). Thus, the objectives of this work were to evaluate the influence of increasing doses of pig slurry on the chemical attributes and available levels of P, Zn and Cu and to compare the extraction methods for P, Cu and Zn available in Oxisols of different textures. For this, samples of Red Oxisols collected in the 0 to 0.20 m layer were used. The samples, packed in plastic bags, received six doses of pig slurry (0; 50; 150; 300; 450 and 600 m³ ha⁻¹) in three repetitions, during 45 days. In addition to the soil fertility attributes, the available P was determined by extractors Mehlich-1, 3 and distilled water and the labile and moderately labile forms of P. Were also determined the Zn and Cu contents available by extractors Mehlich-1, 3, and HCl. The data were submitted to regression and correlation analysis. The application of increasing doses of DLS increased the levels of P, K, Cu and Zn available in all Oxisols evaluated. In the extraction of available P and Cu there was a high correlation between the Mehlich-1 and 3 extractors. In the Zn extraction, a high correlation was found between the three evaluated extractors (Mehlich-1, 3 and HCl).

Keywords: soil fertilization, chemical extractant, Oxisols

3.1 INTRODUÇÃO

A utilização de dejetos líquidos suíno (DLS) pode promover benefícios ao solo com alterações nos seus atributos químicos, tais como aumento do pH do solo e dos teores de macro e micronutrientes (Lourenzi et al., 2016, Grohskopf et al., 2016). No entanto, a aplicação de altas doses de DLS, podem aumentar os teores de P e de metais pesados no solo, como cobre (Cu) e zinco (Zn), que são encontrados em elevadas quantidades nas rações (Lourenzi et al., 2016, Lourenzi et al., 2015, Basso et al., 2012). Esses elementos em quantidades elevadas podem ser prejudiciais às plantas e contaminar as águas superficiais pelo escoamento.

Além do acúmulo de metais pesados, a aplicação de grandes quantidades de DLS no solo podem causar outros impactos ambientais negativos, como o aumento do teor de nitrato em águas superficiais e eutrofização dos rios e lagos (Grohskopf et al., 2016).

Para avaliação da disponibilidade de P, Cu e Zn, existe uma grande variedade de métodos de extração em uso, em diferentes regiões do mundo. O método Mehlich-1 ou duplo ácido (H_2SO_4 0,0125 mol dm^{-3} + HCl 0,05 mol dm^{-3}) é o mais utilizado na análise de P na maioria dos laboratórios de análise de solo do Brasil. No entanto, segundo Tedesco et al., (1995), como a maioria dos solos brasileiros são altamente intemperizados, com altos teores de óxidos de ferro e alumínio na fração argila, pode ocorrer diminuição da capacidade extrativa do método. Assim, é necessário estudar a capacidade extratora de outros métodos, a exemplo do Mehlich-3 e a água destilada para o P.

Os extratores bicarbonato de sódio e hidróxido de sódio, também podem ser utilizados como extratores independentes e podem ser empregados para a determinação do P, potencialmente disponível e moderadamente disponível, respectivamente (Sims, 2009, Rheinheimer e Anghinoni, 2001). Esses extratores são utilizados em etapas do fracionamento químico de P e são poucas as informações sobre a utilização como extratores independentes em Latossolos de Cerrado.

Na avaliação de Zn e Cu, além do Mehlich-1, o método Mehlich-3 (Mehlich, 1984) tem sido estudado por extrair simultaneamente P, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn, tornando-o versátil para uso em laboratórios de rotina de análise de solo. Extratores ácidos, como Mehlich-1 e HCL, podem extrair mais zinco do solo, podendo retirar níveis superiores aos disponíveis para as plantas (Gonçalves Junior et al., 2006).

Neste sentido, os objetivos deste trabalho foram avaliar a influência de doses crescentes de DLS nos atributos químicos e nos teores disponíveis de P, Zn e Cu e comparar os métodos de extração para P, Cu e Zn disponíveis em Latossolos de diferentes texturas.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Caracterização dos solos estudados

O trabalho foi realizado no laboratório de Fertilidade e Química do Solo da Faculdade de Agronomia e Zootecnia-UFMT. Foram utilizadas amostras de solo de diferentes texturas, pertencentes à classe dos Latossolos (Seplan-MT, 2001), coletadas na camada de 0 a 0,20 m, nos municípios de Campo Verde e Nova Mutum- MT (Tabela 1).

TABELA 1. Coordenadas geográficas dos Latossolos utilizados neste estudo.

Solo	Municípios	Localização	Uso do solo
LV1	Campo Verde	S 15° 22' 43.13" W 50° 09' 31.33"	Cerrado nativo
LV2	Campo Verde	S 15° 34' 21.03" W 55° 7' 45.16"	Soja-milho (cultivo mínimo)
LV3	Nova Mutum	S 13° 44' 36.91" W 56° 3' 52.60"	Pasto Capim <i>Brachiaria brizantha</i> cv. Piatã.

LV: Latossolo vermelho

As amostras de solo foram secas em estufa de circulação de ar forçado, à temperatura de 60°C e depois de secas foram destorroadas e passadas na malha de 2 mm. As características químicas e granulométricas (Tabela 2) dos solos foram determinadas, segundo as metodologias descritas em Teixeira et. al., (2017).

TABELA 2. Propriedades químicas, granulometria e classe textural dos Latossolos utilizados no estudo, antes da aplicação do dejetos líquido de suíno.

Município	Solo	pH	Al ³⁺	H+ Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	MO	Argila	Silte	Areia	Textura
		CaCl ₂			cmolc dm ⁻³				g kg ⁻¹		
Campo Verde	LV1	6,35	0	2,38	4,56	1,5	16,49	655	147	198	argilosa
Campo Verde	LV2	5,54	0	4,1	6	0,66	6,58	260	33	707	média
Nova Mutum	LV3	4,47	0,19	4,18	3,43	1,63	2,42	43	50	907	arenosa

3.2.2 Amostragem do Dejeto líquido de suíno

O DLS foi proveniente de uma granja de criação de suínos em regime de confinamento em uma unidade de terminação no município de Campo Verde-MT. O DLS utilizado foi coletado de uma lagoa de estabilização após ter passado em biodigestor. A composição química da amostra do DLS foi obtida, conforme metodologia do Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2014), cujos resultados estão na Tabela 3.

TABELA 3. Composição química do dejetos líquido suíno coletados no município de Campo Verde-MT com base na massa seca.

pH	N	Ca	Mg	K	Na	Fe
H ₂ O	(mg L ⁻¹)					
7,61	340	117,5	20,4	39,58	57,9	191,85
P- total	S	Mn	Cu	Zn	MO	MS ⁽¹⁾
.....(mg L ⁻¹)					(g kg ⁻¹)	(g.L ⁻¹)
185,21	161,33	26,04	81,81	149,19	247,4	52,18

MS : Massa seca

3.2.3 Ensaio de incubação de doses de Dejeto Líquido de Suíno

Em sacos plásticos foram pesados e acondicionados 750 g de solo. Após a pesagem cada solo foi incubado e homogeneizado com seis doses de DLS (0; 50; 150; 300; 450 e 600 m³ ha⁻¹), com três repetições e umidade a 60% da capacidade de campo. Após 45 dias de incubação, as amostras foram secas em estufa de circulação de ar forçado a 60 °C, destorroadas, passadas na malha de 2 mm e armazenadas para análises dos atributos químicos, seguindo os métodos descritos por Teixeira et al., (2017), exceto o P, Zn e Cu, cujos teores totais e disponíveis foram determinados por diferentes extratores.

Com base nas concentrações de nutrientes presentes no DLS e no volume aplicado ao solo, foram estimadas as quantidades de nutrientes fornecidos ao solo com a aplicação de DLS (Tabela 4).

TABELA 4. Quantidade de nutrientes fornecidos ao solo com a aplicação de Dejeto Líquido de Suíno.

Doses m ³ ha ⁻¹	N	P	K	Ca	Mg	Na	Zn	Cu
kg ha ⁻¹								
50	24,29	13,23	2,83	8,39	1,46	4,14	10,66	5,84
150	72,86	39,69	8,49	25,18	4,37	12,41	31,97	17,53
300	145,71	79,38	16,97	50,36	8,74	24,81	63,94	35,06
450	218,57	119,06	25,46	75,54	13,11	37,22	95,91	52,59
600	291,43	158,75	33,94	100,71	17,49	49,63	127,88	70,12

3.2.4 Determinação do P disponível e total

O P disponível foi extraído pelos extratores Mehlich-1, Mehlich-3 e água destilada. A extração de P por Mehlich-1 e Mehlich- 3 foi baseada nas metodologias de Tedesco et al., (1995) e Seganfredo (2013), respectivamente.

Em frascos de 50 mL adicionou-se três gramas de solo e 30 mL da solução extratora, as amostras foram agitadas por cinco minutos em agitador horizontal orbital. Após agitação, os extratos foram filtrados em papel filtro quantitativo e uma alíquota de 10 mL foi retirada dos extratos para leitura do P por espectrofotometria UV-vis no comprimento de onda 882 nm, conforme Murphy E Riley (1962).

O P extraído com água destilada foi adaptado da metodologia de Sissingh (1971), com diferenças quanto à quantidade de solo e tempo de repouso das amostras, em frascos de centrífuga de 50 mL, adicionou-se um grama de solo e 1,6 mL de água destilada e os frascos foram deixados em repouso em temperatura ambiente por 24 horas. Após esse período, o volume foi complementado para 50 mL, as amostras foram agitadas por 1 h, decantadas por 2 h, centrifugadas a 6000 RPM por 12 minutos e filtradas em papel filtro quantitativo. Após esse procedimento uma alíquota de 10 mL foi retirada dos extratos para leitura do P por espectrofotometria UV-vis no comprimento de onda 882 nm, conforme Murphy e Riley (1962).

O P total foi extraído e determinado, baseado nas metodologias de Tedesco et al., (1995) e Seganfredo (2013), com diferenças quanto à quantidade de solo utilizada e na leitura do P total, pois foi necessário alterar o pH dos extratos. Em tubos de digestão foram pesados aproximadamente 0,5 g de solo e realizados os procedimentos, tais como, adição de 1 mL de peróxido de hidrogênio 30 % (H₂O₂),

adição lenta de 3 mL de H_2SO_4 , adição de aproximadamente 0,70 g de mistura de digestão contendo 100g de sulfato de sódio, 10 g de sulfato de cobre e 1g de selênio, aquecimento em bloco digestor a 250°C por 30 min e a 360°C até que os extratos clareassem. Os extratos foram deixados para resfriarem. Em seguida foram adicionados 20 mL de água destilada e as amostras foram agitadas e filtradas em papel filtro quantitativo.

Para a leitura do P total, foram retirados 5mL dos extratos e transferidos para copos plásticos, adicionando-se 2 gotas de p-nitrofenol (indicador) e, em seguida a solução de NaOH 4 mol L^{-1} até viragem para cor amarela e, então, foi adicionado H_2SO_4 $0,25 \text{ mol L}^{-1}$ até que o extrato ficasse claro e o pH ajustado (1,5 e 1,95). Após esse procedimento, transferiu-se o extrato para balão volumétrico de 25 mL e o volume foi completado com água destilada. Após esse procedimento uma alíquota de 10 mL foi retirada dos extratos para leitura do Ptotal por espectrofotometria UV-vis no comprimento de onda 882 nm conforme Murphy e Riley (1962).

3.2.5 Extração de P orgânico (Po), inorgânico (Pi) com bicarbonato de sódio (NaHCO_3) e hidróxido de sódio (NaOH)

O P orgânico e inorgânico foi extraído com solução de NaHCO_3 $0,50 \text{ mol L}^{-1}$. A fração de P extraída com NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ é considerada biodisponível - forma lábil (Pi bi e Po bi). A extração de Pibi e Pibi foi realizada, conforme adaptações das metodologias de Tiessen e Moir (1993), Segnanfredo (2013) e Teixeira et al., (2017), com diferenças quanto à quantidade de solo utilizada e no menor tempo de centrifugação.

Em tubos de centrífuga de 50 mL foram adicionados 1 g de solo, 30 mL de NaHCO_3 $0,50 \text{ mol L}^{-1}$ com pH ajustado para 8,5 com HCl P.A., em seguida as amostras foram agitadas por 16 h a 120 oscilações por minuto e centrifugadas à 4000 RPM por 10 minutos. Os extratos foram filtrados em papel quantitativo e armazenados para determinação do P total, P inorgânico e P orgânico.

O P extraído com NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ (PiNaOH I e PoNaOH I) extrai o Pi ligado aos óxidos e às argilas silicatadas com energia de ligação intermediária e o Po de formas moderadamente lábeis ligadas aos ácidos húmicos.

Para a determinação do P orgânico, inorgânico e total com NaOH $0,10 \text{ mol L}^{-1}$ foram realizadas adaptações das metodologias de Tiesser e Moir (1993),

Seganfredo (2013) e Teixeira et al., (2017), com diferenças quanto à quantidade de solo utilizada e menor tempo de centrifugação.

Em tubos de centrífuga de 50 mL, foram adicionados um grama de solo, 30 mL de NaOH 0,10 mol L⁻¹, seguindo-se a agitação por 16 horas a 120 oscilações por minuto e centrifugação a 4000 RPM por 10 minutos. Os extratos foram filtrados em papel quantitativo e armazenados para determinação do P total, Pi e Po.

3.2.5.1 Determinação do P inorgânico, P orgânico e P total nos extratos

O P inorgânico nos extratos foi determinado, conforme procedimentos descritos em Teixeira et al., (2017), com diferenças quanto à menor quantidade de extrato utilizado para o ajuste do pH nas amostras. Para o ajuste do pH, 5 mL dos extratos foram pipetados para copos plásticos, adicionando-se 2 gotas de p-nitrofenol (indicador) e solução H₂SO₄ 0,25 mol L⁻¹ até o ajuste do pH (os extratos fiquem claros e pH entre 1,5 e 1,95) e depois o volume foi completado com água destilada para 25 mL. Após esse procedimento uma alíquota de 10 mL foi retirada dos extratos para leitura do P, conforme Murphy e Riley (1962).

Para a determinação do P total, 5 mL do sobrenadante da solução extratora foi transferida para tubos de digestão, adicionando-se 1 mL de H₂SO₄ P.A + 3 mL de HNO₃ P.A e foi realizada a digestão das amostras por 1 h a 105°C e 1h a 150°C até restarem entre 1 a 0,5 mL. Após a digestão, o extrato foi transferido para um frasco de plástico de 50 mL, neste foram adicionadas 2 gotas de p-nitrofenol e a solução de NaOH 4 mol L⁻¹ até viragem para cor amarela e, então adicionou-se solução de H₂SO₄ 0,25 mol L⁻¹ (extrato fica claro e o pH entre 1,5 e 1,95) e depois o volume foi completado para 50 mL com água destilada.

Após esse procedimento uma alíquota de 10 mL foi retirada dos extratos para leitura do P, conforme Murphy e Riley (1962). O P orgânico foi determinado por diferença entre o P total e o P inorgânico.

3.2.6 Determinação de Cu e Zn pseudototais e disponíveis

O Cu e Zn disponíveis foram extraídos com os extratores Mehlich-1, Mehlich-3 e HCl 0,10 mol L⁻¹. A extração com Mehlich-1 e Mehlich-3 seguiu a mesma metodologia descrita para o P.

A extração de Cu e Zn por HCl 0,10 mol L⁻¹ foi realizada, conforme adaptações da metodologia de Tedesco et al., (1995). Em frascos de 60 mL foram pesados 10 g de solo e adicionados 40 mL de HCl 0,10 mol L⁻¹, em seguida as amostras foram agitadas por 30 minutos a 120 oscilações por minuto, decantação por 2 horas e filtração em papel filtro quantitativo. Os teores de Zn e Cu disponíveis foram determinados por espectrometria de absorção atômica de chama.

A determinação dos teores de Cu e Zn pseudototais foi realizada, conforme adaptações das metodologias de Mcgrath e Cunliffe (1985) e Segnanfredo (2013). Em tubos de digestão foram adicionados, aproximadamente 0,2 g de solo, 6,0 mL de HCl 12 mol L⁻¹ e 2,0 mL de HNO₃ concentrado (65%), seguido de digestão em bloco digestor por 2h a 60°C, 1 h a 105°C e a 140°C até restarem entre 0,5 e 1,0 mL nos tubos. Após a digestão, os extratos foram filtrados e diluídos em água destilada) em balões volumétricos de 25 mL e os teores de Cu e Zn foram determinados por espectrometria de absorção atômica de chama.

3.2.7 Análise dos dados

Os resultados obtidos, quando significativos, foram submetidos à análise de regressão em função das doses de DLS aplicadas, ao nível de 5% de probabilidade por intermédio do programa SISVAR 5.3 (Ferreira, 2001). Foi realizada análise de correlação de Pearson entre os diferentes métodos de extração de P, Zn e Cu.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1. Fertilidade de Latossolos de diferentes texturas após incubação com doses de DLS

Os resultados dos atributos químicos de Latossolos de diferentes texturas, após 45 dias de incubação com doses de DLS estão nas Tabelas 5 e 6. Os maiores valores de pHs (6,35 e 7,08) foram verificados no solo argiloso, valores considerados elevados, segundo a classificação agrônômica de Souza e Lobato (2004). No solo arenoso menores valores de pH foram observados (4,04 e 6,21).

Na dose de 50 m³ha⁻¹, o pH diminuiu quando comparado à testemunha, nos três solos avaliados, que pode ser devido à dinâmica da mineralização da matéria orgânica, pois a redução do pH pode ser atribuída à liberação de ácidos orgânicos e, conseqüentemente, dos íons H⁺ (Pereira et al., 2015). Outro fator que pode justificar o decréscimo do pH é o processo de transformação do nitrogênio desde a amonificação até a nitrificação. Na nitrificação, íons H⁺ são gerados de modo a acidificar o meio (Samaras et al., 2008).

Nas doses de 450 e 600 m³ ha⁻¹ foi observado aumento do pH, que pode ser atribuído à adsorção de íons H⁺ nos compostos orgânicos em decomposição (Lourenzi et al., 2011, Lourenzi et al., 2016) e às propriedades alcalinas do DLS, conforme relatado por Chantigny et al., (2004).

TABELA 5. Atributos químicos de Latossolos de diferentes texturas após a aplicação de doses DLS e equações de regressão.

	Doses de dejetos líquido de suíno (m³ ha⁻¹)								
Solo	0	50	150	300	450	600	Equação	R²	CV %
pH CaCl₂									
Argiloso	6,35	6,17	6,47	6,70	6,91	7,08	y=0,0014x + 6,2443	0,94*	1
Média	5,54	5,53	5,78	5,74	5,89	6,02	y= 0,0008x + 5,5491	0,90*	1,39
Arenoso	4,47	4,21	4,11	4,04	5,21	5,99	y=0,000011 x² - 0,0038x + 4,4136	0,95*	2,51
K cmolc dm⁻³									
Argiloso	0,58	0,66	0,80	0,93	1,00	1,22	y=0,0011x + 0,609	0,99*	10,68
Média	0,15	0,21	0,35	0,53	0,74	0,76	y= 0,0011x + 0,174	0,96*	6,89
Arenoso	0,02	0,06	0,18	0,35	0,48	0,58	y= 0,001x + 0,0262	0,99*	4,84
Ca cmolc dm⁻³									
Argiloso	4,56	5,13	4,96	4,90	5,53	5,16	y=0,0009x + 4,8134	0,41*	5,93
Média	6,00	5,40	5,53	5,66	6,36	6,53	y=0,000005x² - 0,0016x + 5,7312	0,76*	4,54
Arenoso	3,43	3,66	3,70	4,00	4,23	4,33	y= 0,0015x + 3,5118	0,96*	4,61
Mg cmolc dm⁻³									
Argiloso	1,50	1,50	1,70	1,93	1,36	1,53	ns		22,69
Média	0,66	0,66	0,50	1,03	0,76	0,90	ns		35,16
Arenoso	1,63	1,26	1,46	1,63	1,13	1,73	ns		12,14
Na cmolc dm⁻³									
Argiloso	0,014	0,02	0,02	0,02	0,034	0,04	y= 0,00004x + 0,0136	0,97*	8,39
Média	0,014	0,01	0,02	0,02	0,031	0,04	y=0,00004x + 0,0115	0,96*	11,04
Arenoso	0,014	0,01	0,02	0,02	0,025	0,031	y= 0,00003x + 0,0129	0,97*	10,21
Al cmolc dm⁻³									
Argiloso	0	0	0	0	0	0	ns		26,24
Média	0	0	0	0	0	0	ns		24,96
Arenoso	0,19	0,19	0,22	0,19	0,08	0,08	y=-0,0002x + 0,2161	0,72*	23,25
H + AL cmolc dm⁻³									
Argiloso	2,38	3,24	1,78	1,85	1,45	0,79	y= -0,0031x + 2,715	0,76*	21,22
Média	2,10	1,83	2,16	1,96	1,5	0,84	y=-0,0018x + 2,1993	0,73*	17,12
Arenoso	2,18	2,23	2,23	2,84	2,18	1,57	y= -0,000008x² + 0,0042x + 2,068	0,79*	8,75
MO g/ kg⁻¹									
Argiloso	16,49	16,6	16,8	17,00	16,94	17,48	y= 0,0014x + 16,536	0,87*	1,78
Média	6,58	6,5	6,64	6,79	6,93	7,15	y= 0,001x + 6,5032	0,96*	2,18
Arenoso	2,42	2,47	2,62	2,10	2,26	2,46		ns	

Significativo (p>0,05), ns não *Significativo (p>0,05), ns não significativo pH (CaCl₂) (pH em cloreto de cálcio), Al (Alumínio ou acidez trocável), H+Al (Acidez potencial), Ca (Cálcio), Mg (Magnésio), K (potássio), P (Fósforo), MO (Matéria orgânica).

O teor de K aumentou linearmente em todos os Latossolos estudados. Observa-se que os teores de K nos solos de textura média e argilosa estão acima do valor considerado adequado ($0,20 \text{ cmoc dm}^{-3}$), segundo a classificação de Sousa e Lobato (2004). No solo de textura arenosa foi observado valores acima do adequado nas doses de 300, 450 e $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Maiores teores de K foi observado no solo argiloso, atingindo aumento de 72% na dose de $400 \text{ m}^{-3} \text{ ha}^{-1}$. O DLS adicionou quantidades baixas de K (Tabela 4), assim o aumento de K pode ter ocorrido pela sua liberação da matéria orgânica, através da decomposição. Além disso, o uso do DLS pode ter potencializado a solubilização de minerais ricos em K que possam estar presentes nos Latossolos estudados.

Os teores de Ca e Na nos solos, argiloso e arenoso, aumentaram com as crescentes doses de dejetos, que podem ser atribuídos às quantidades desses elementos adicionadas ao solo com as aplicações do DLS e pela liberação desses nutrientes, por meio da decomposição da matéria orgânica (Lourenzi et al., 2011).

Para o Mg as doses de DLS não foram significativas. Com relação ao Al, foi observado efeito significativo apenas no solo arenoso, com diminuição do Al nas doses mais elevadas, devido ao aumento do pH.

Foi verificada tendência linear nos teores de MOS com as doses DLS, nos solos de textura argilosa e média. Segundo Penha et al. (2015), o aumento da MOS pode ser atribuído à adição de materiais húmicos que vem do dejetos. Apesar do aumento linear da MOS, nos solos avaliados foi observado pouco incremento de MO com as doses. No solo arenoso não houve diferença entre as doses. Provavelmente o tempo de incubação (45 dias) pode não ter sido suficiente para alterar os teores de matéria orgânica e pode ter ocorrido menor mineralização do dejetos de suíno.

Asmann et al. (2007) não observaram aumento no teor de MOS com a aplicação de DLS. Segundo os autores, devem ser consideradas as características intrínsecas do dejetos utilizado, em que a qualidade dos compostos orgânicos pode determinar maior ou menor acúmulo de MOS.

No solo argiloso foi observado os maiores teores de MO ($16,49$ e $17,48 \text{ g kg}^{-1}$), que pode estar relacionado a sua textura. Partículas de argila aumentam a estabilidade dos substratos orgânicos e a biossíntese microbiana, de forma que em solos mais argilosos há maior proteção da MOS, pela formação de complexos organo-minerais, que resulta em seu acúmulo com o aumento no teor de argila (Lourenzi et al., 2014).

Para a soma de bases houve aumento linear (Tabela 6) com aplicação das doses de DLS, com maior contribuição do íon K^+ . Não foi observado aumentos significativos para a CTC pH7,0, nos solos de textura média e argilosa, que pode ser atribuído ao pouco incremento da MO com as doses avaliadas.

TABELA 6. Soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica efetiva (t), total (T) e saturação por bases (V%) de Latossolos de diferentes texturas e equações de regressão.

	Doses de dejetos líquido de suíno (m³ ha ⁻¹)								
Solo	0	50	150	300	450	600	Equação	R ²	CV %
SB cmolc dm ⁻³									
Argiloso	6,66	7,31	7,49	7,79	8,04	7,96	y= 0,0019x + 7,0471	0,77*	5,2
Tex média	6,83	6,29	6,39	7,25	7,91	8,23	y= 0,0031x+ 6,3454	0,84*	4,98
Arenoso	5,11	5,01	5,36	6,00	6,48	6,67	y= 0,003x + 5,0012	0,96*	2,71
t cmolc dm ⁻³									
Argiloso	6,66	7,31	7,49	7,79	8,04	7,96	y= 0,0019x + 7,0471	0,77*	5,2
Tex média	6,83	6,29	6,39	7,25	7,91	8,23	y= 0,0031x+ 6,3454	0,84*	4,98
Arenoso	5,30	5,20	5,58	6,19	6,56	6,76	y= 0,0028x + 5,2157	0,96*	2,43
T cmolc dm ⁻³									
Argiloso	9,04	10,6	9,28	9,64	9,49	8,75	y=-0,000009x ² + 0,0078x + 7,0237	Ns	6,36
Tex média	8,93	8,10	8,60	9,20	9,41	9,08		Ns	6,33
Arenoso	7,29	7,24	7,59	8,80	8,66	8,25		0,85*	4,41
V %									
Argiloso	73,68	69,4	81,00	80,9	84,69	90,91	y=0,303x + 72,276	0,86 *	4,27
Tex média	76,48	77,7	74,30	78,8	84,05	90,63	y= 0,023x + 74,373	0,81*	6,05
Arenoso	70,09	69,2	70,61	68,18	74,82	80,84	y= 0,00006x ² -0,0201x + 70,402	0,93*	3,54

*Significativo ($p > 0,05$), ns não significativo

Lourenzi et al. (2016) verificaram em um Latossolo estreita relação entre os teores de matéria orgânica do solo e a CTCpH7,0. Essa relação ocorre, pois, as substâncias húmicas (fração mais estável da matéria orgânica do solo) formam materiais de cargas variáveis, nos quais os grupos carboxílicos e fenólicos dissociam-se gradualmente quando do aumento de pH. Isto leva à formação de cargas negativas que criam sítios trocadores de cátions (Baldotto e Velloso, 2014).

A saturação por bases (V%) aumentaram com as doses de dejetos, devido ao incremento dos teores de K e Ca nos solos. Saturação por bases muito elevadas no caso de Latossolos da região do Cerrado, pode reduzir a disponibilidade de fósforo

pela precipitação de fosfatos com cálcio e de íons metálicos como Zn e Cu. (Furtuni et al., 2004).

Os resultados da saturação por Ca, Mg e K estão na Tabela 7. Foi verificado que os valores de saturação por Ca ficaram abaixo da faixa adequada que é de 50 a 70% (Tomé Júnior, 1997), apenas no Latossolo arenoso. Com relação à saturação de Mg, os valores encontrados no solo de textura média ficaram abaixo da faixa de 10 a 15%, indicada como adequada por Tomé Júnior (1997). No solo arenoso e argiloso foram encontrados valores acima da faixa adequada.

Quanto à saturação de K, foram encontrados valores abaixo da faixa adequada (2 a 5%) no solo de textura média e arenoso, sendo que o valor ficou na faixa adequada quando as maiores doses de DLS foram aplicadas, indicando a sua liberação da matéria orgânica através da decomposição.

TABELA 7. Porcentagem de Saturação por Ca, Mg e K de Latossolos de diferentes texturas, após a aplicação de doses de dejetos líquido de suíno.

Solo	Doses de dejetos líquido de suíno (m ³ ha ⁻¹)					
	0	50	150	300	450	600
%Saturação de Ca						
Argiloso	50,44	48,40	53,45	50,83	58,27	58,97
Tex média	67,19	66,67	64,30	61,52	67,59	71,92
Arenoso	47,05	50,55	48,75	45,45	48,85	52,48
% Saturação de Mg						
Argiloso	16,59	14,15	18,31	20,02	14,33	17,48
Tex média	7,39	8,15	5,81	11,20	8,08	9,91
Arenoso	22,36	17,40	19,24	18,52	13,05	20,97
% Saturação de K						
Argiloso	6,41	6,22	8,62	9,65	10,54	13,94
Tex média	1,68	2,59	4,07	5,76	7,86	8,37
Arenoso	0,27	0,83	2,37	3,98	5,54	7,03

Foi verificado um desequilíbrio no Latossolo arenoso e de textura média. No solo arenoso a saturação de Mg é muito alta em relação ao Ca. Isso faz com que a relação Ca/Mg seja abaixo da ideal que é entre 3 e 5. No solo de textura média a relação Ca/Mg ficou acima da ideal. O excesso de Ca em relação ao Mg na solução do solo pode prejudicar a absorção desse último, assim como o excesso de Mg pode prejudicar a absorção de Ca, o mesmo ocorrendo com relação ao K, pois esses

elementos competem pelos mesmos sítios de absorção, sendo essa inibição do tipo competitiva (Malavolta et al., 1997).

3.3.2 Fósforo disponível e fósforo total em Latossolos de diferentes texturas, após incubação com doses de DLS e comparação de extratores

Os teores de P disponíveis no solo, após aplicação de doses de DLS, extraído pelos extratores Mehlich-1 (M-1), Mehlich-3 (M-3) e água destilada (AD) estão na Tabela 8.

TABELA 8. Fósforo disponível extraído por diferentes extratores, e fósforo total de Latossolos, após incubação com doses de dejetos líquido de suíno e respectivas equações de regressão.

Solo	Doses de dejetos líquido suíno (m ³ ha ⁻¹)						Equação	R ²	CV%
	0	50	150	300	450	600			
P mg kg ⁻¹ (M-1)									
Argiloso	3,95	4,17	6,22	9,86	13,28	14,8	y=0,0197x + 3,63223	0,98*	14,5
Tex média	16,53	18,74	21,45	35,83	34,41	36,45	y=0,0362x + 17,871	0,84*	12,8
Arenoso	1,18	5,15	18,54	26,34	38,79	55,65	y= 0,0872x+ 1,7501	0,98*	5,93
P mg kg ⁻¹ (M-3)									
Argiloso	4,93	6,07	8,60	12,41	15,74	22,02	y=0,0274x + 4,5542	0,98*	18,04
Tex média	14,5	18,14	26,00	34,17	33,57	34,27	y=0,0333x +18,174	0,80*	11,47
Arenoso	0,73	4,86	20,48	32,19	39,86	49,85	y= 0,0815x+ 3,5971	0,96*	8,36
P mg kg ⁻¹ (AD)									
Argiloso	2,19	2,25	3,41	4,46	5,02	8,53	y=0,0096x+1,8314	0,91*	8,93
Tex média	2,92	2,49	4,59	12,63	13,02	20,96	y=0,0304x+ 1,5915	0,94*	8,63
Arenoso	0,18	0,24	3,79	16,11	34,02	44,41	y=0,0789x-3,9206	0,96*	14,88
P-total mg kg ⁻¹									
Argiloso	268,00	277,00	307,00	329,00	359,00	366,00	y=0,1709x + 273,51	0,96*	3,76
Tex média	210,95	216	235,53	253,91	272,74	286,72	y=0,1293x + 212,58	0,98*	4,36
Arenoso	183,52	188,9	270,52	271,83	259,43	325,81	y=0,2032x+ 197,52	0,76*	10,23

*significativo (p>0,05), M-1= Mehlich-1, M-3= Mehlich-3, Água destilada=AD.

Foi verificado que os teores de P aumentaram linearmente com as doses de DLS. O aumento de P se deve às quantidades do mesmo, adicionado ao solo pelo DLS (Tabela 4) e sua liberação da matéria orgânica, através de sua decomposição. Observações semelhantes foram encontradas por Lourenzi et al., (2016) que verificaram aumento de P em um Latossolo vermelho adubado com diferentes doses de composto de DLS.

No LV de textura média foi verificado maiores quantidades de P disponíveis, independentemente do extrator utilizado. Porém, no solo arenoso houve maior incremento (460%) de P disponíveis nas doses mais elevadas, quando comparados a outros solos nas mesmas doses, atribui-se ao teor de P inicial do solo ser muito baixo (entre 0,18 e 1,18 mg dm⁻³), de acordo com a Tabela de interpretação de SOUZA e LOBATO (2004). Segundo Machado e Souza (2012), quando um solo apresenta alta demanda por um nutriente, as cargas do solo tendem a atrair esse nutriente, que no caso deste estudo é o fosfato, presente no DLS, para que o equilíbrio entre o fósforo liberado na solução e as cargas disponíveis nos colóides seja atendido.

Os teores máximos de P disponíveis foram de 22,02 (M-3), 36,45 (M-1) e 55,65 (M-1) mg dm⁻³ (valores encontrados na dose de 600 m³ ha), nos solos de textura argilosa, média e arenosa, respectivamente. Segundo Souza e Lobato (2004), esses valores são considerados altos para solos de Cerrado, que evidenciam risco de contaminação dos recursos hídricos, quando a dose mais elevada for utilizada.

Segundo Gatiboni et al. (2014), solos mais argilosos podem receber mais P do que os solos arenosos por causa de sua maior capacidade de retenção, desde que a erosão desses solos esteja controlada, pois caso contrário, os sedimentos erodidos desses solos seriam ricos em P e com alto potencial poluente.

O extrator M-3 retirou mais P no solo argiloso do que os extratores M-1 e AD. Segundo Freitas et al.(2013), a capacidade extratora do método M-1 é reduzida em solos com elevados teores de argila devido à exaustão do extrator e a re-adsorção de P durante o tempo de repouso utilizado na metodologia. Além disso, os maiores valores de P extraídos por M-3 podem estar relacionados ao fato deste método retirar, preferencialmente P ligado a Fe e Al, enquanto o método M-1 extrai, preferencialmente as formas de P ligado ao Ca (Bortolon et. al., 2009).

No solo de textura média, o extrator M-1 removeu mais P disponível. Este resultado pode ser devido aos menores teores de argila e MO, quando comparado ao solo argiloso, que condiciona em menor poder tampão ao solo (NOVAIS et al., 2007). Quanto a AD como solução extratora, foi observado menores teores de P disponíveis, em todos os solos avaliados, sendo menos eficiente para extrair formas disponíveis de P.

No que se refere ao P total, foi observado um aumento dos teores de P total com as doses. No solo arenoso foi observado as menores quantidades de P total. No solo argiloso foi verificado maiores valores de P total. Apesar do maior conteúdo total de P, no solo argiloso foi observado menores quantidades de P disponíveis, que podem ser em função da maior capacidade sorbida de solos mais argilosos, devido à presença de maiores concentrações de óxidos de Fe e Al, no caso de solos tropicais (Eriksson et al., 2015).

3.3.3 Formas de fósforo (orgânica e inorgânica) lábeis e moderadamente lábeis em Latossolos de diferentes texturas, após incubação com doses de DLS

Os teores de P nas frações mais lábeis (P_{ibi}) aumentaram de forma linear nos três solos avaliados, com as doses de DLS (Tabela 9). No solo arenoso não houve efeito significativo de P_{ibi} com as doses. Segundo Ceretta et al. (2010), isso pode ocorrer porque o acúmulo de P orgânico está condicionado ao aumento no teor de MO e no solo arenoso não houve efeito significativo da MO com as doses (Tabela 5).

Além disso, a fração de P orgânico mais lábil (P_{o-bi}) está relacionada aos compostos orgânicos de fácil decomposição. Conforme Gatiboni et al. (2007), essa fração, dependendo da composição do composto e do tipo de solo, pode ser rapidamente mineralizada. O aumento linear na fração P_{o-bi}, dos solos de textura argilosa e média, pode estar relacionado ao aumento no teor de MO nesses solos, conforme Tabela 5.

TABELA 9. Fósforo inorgânico (Pi) e orgânico (Po) extraídos com bicarbonato de sódio (bi) e hidróxido de sódio (NaOH) e equações de regressão.

	Doses de dejetos líquido suíno (m ³ ha ⁻¹)							R ²	CV %
	0	50	150	300	450	600			
Pibi mg kg ⁻¹							Equação		
Argiloso	3,91	6,15	10,18	8	10,22	10,63	y= 0,0091x + 5,8229	0,63*	12,49
Tex média	8,11	8,46	9,16	13,11	14,08	15,28	y=0,013x + 7,9957	0,95*	22,28
Arenoso	6,06	9,01	24,48	46,91	53,23	72,25	y= 0,111x + 6,6562	0,97*	6,72
Pobi mg kg ⁻¹									
Argiloso	3,09	2,71	2,89	6,73	20,08	27	y=0,0421x-0,4712	0,89*	41,17
Tex média	21,08	23,23	27,39	46,32	45,52	58,62	y= 0,0629x+ 20,776	0,94*	11,65
Arenoso	22,51	23,56	23,31	22,71	25,37	19,61		ns	
Pi NaOH mg kg ⁻¹									
Argiloso	23,71	26,71	39,04	56,64	68,13	78,28	y=0,0947x + 24,283	0,98*	6,46
Tex média	69,55	64,48	70,01	74,84	74,5	85,29	y=0,0273x + 66,069	0,82*	1,84
Arenoso	6,77	10,08	22,52	41,18	58,64	80,74	y= 0,1236x + 4,7201	0,99	7,58
Po NaOH mg kg ⁻¹									
Argiloso	25,41	27	23	18	21	23		ns	19,42
Tex média	1,78	8,96	10,9	14,09	17,33	12,97		ns	27,18
Arenoso	9,56	14,86	27,55	38,11	53,26	51,74	y= - 0,0001 x ² + 0,1405x + 8,719	0,98*	10,45

*Significativo (p>0,05)

Avaliando-se as formas moderadamente lábeis tanto do Pi quanto do Po, observa-se pouca influência da adição das doses de DLS no teor de Po, porém na fração Pi houve aumento linear com as referidas doses. Maiores teores de Pi e Po foram observados no compartimento moderadamente lábil (PNaOH), quando comparado ao compartimento lábil, para todos os solos avaliados. Embora as frações de P moderadamente lábeis sejam consideradas de baixa disponibilidade para as plantas, em solos de regiões tropicais elas são relativamente dinâmicas (Tiessen et al. 1992) e podem contribuir, após transformações, para a nutrição vegetal.

Os coeficientes de correlação de Pearson para as quantidades de P extraídas por diferentes métodos estão na Tabela 10. O teor de P extraído pelo método M-1 correlacionou-se com as concentrações extraídas por M-3, água destilada e Pbi.

TABELA 10. Coeficientes de correlação de Pearson entre os diferentes métodos de extração.

Variáveis	P M-1	PM-3	PAD	Pbi
P M-1	1	0,96**	0,87**	0,91**
PM-3		1	0,85**	0,90**
PAD			1	0,85**
Pbi				1

** significativo ao nível de 1% de probabilidade

O coeficiente de correlação entre os métodos apresentou alto grau de associação, que indica a eficiência dos métodos estudados para avaliar a disponibilidade de fósforo (Bortolon et al., 2009). As menores correlações foram observadas com o método da AD, o qual extraiu menores quantidades de P disponíveis, conforme foi observado na Tabela 8.

3.3.4 Cobre e Zinco pseudototais e disponíveis em Latossolos de diferentes texturas, após incubação com doses de DLS e comparação de extratores.

Os teores de Cu e Zn, pseudototais e disponíveis (Tabela 11), aumentaram com as doses de dejetos, confirmando a adição desses nutrientes pelos DLS (Tabela 4). O Cu e o Zn presentes nos DLS são provenientes da ração fornecida aos animais e, devido às altas doses desses elementos na ração, uma parte que não é aproveitada pelos animais é eliminada nos dejetos (Lourenzi et al., 2016).

No solo argiloso foram observados os maiores teores pseudototais de Zn e Cu, valores de 59,16 e 32 mg kg⁻¹ (valores máximos), respectivamente, para a maior dose de DLS, indicando uma associação dos metais a solos mais argilosos (Biondi et al, 2011).

Os valores (pseudototais e disponíveis) estão abaixo daqueles estabelecidos pela Resolução CONAMA (2009), que estabelece valores de investigação de aplicação máxima em áreas agrícolas, de 450 e 200 mg kg⁻¹ para o Zn e Cu, respectivamente, de modo que a dose de 600 m³ não aportou esses elementos de maneira a oferecer risco de contaminação do solo.

TABELA 11. Teores de Cobre e Zinco disponíveis e pseudototais após a aplicação de doses de DLS e respectivas equações de regressão.

	Doses de dejetos líquido de suíno (m ³ ha ⁻¹)								
	0	50	150	300	450	600			
Zn Pseudototal mg kg ⁻¹							Equação	R ²	CV%
Argiloso	6,25	27,5	29,58	37,08	45,83	59,16	y=0,0722x + 15,592	0,89*	11,67
Tex média	8,75	9,58	10,83	18,33	27,08	28,75	y=0,0373x + 7,5727	0,96*	11,22
Arenoso	1,25	2,08	7,50	12,91	18,75	23,75	y= 0,0385x +1,085	0,99*	18,29
Zn (M-1) mg kg ⁻¹									
Argiloso	6,00	6,96	7,10	8,03	9,43	10,40	y=0,007x + 6,1908	0,97*	6,09
Tex média	0,32	1,26	3,73	8,56	11,70	16,6	y= 0,0271x + 0,0157	0,99*	11,73
Arenoso	0,10	2,00	3,86	8,96	14,10	18,93	y=0,0313x - 0,1037	0,99*	9,43
Zn (M-3) mg kg ⁻¹									
Argiloso	4,66	5,00	6,83	9,10	12,60	18,10	y=0,0216x+ 3,7943	0,96*	18,81
Tex média	0,20	1,30	3,90	9,23	11,23	15,30	y=0,0253x + 0,3155	0,98*	10,29
Arenoso	0,13	1,36	3,86	6,40	10,50	12,56	y=0,0211x + 0,3611	0,99*	14,17
Zn (H) mg kg ⁻¹									
Argiloso	3,09	6,05	9,08	10,20	12,14	15,28	y=0,0178x + 4,7101	0,93*	8,54
Tex média	0,22	1,61	3,01	6,58	9,80	14,20	y= 0,0227x + 0,0429	0,99*	11,01
Arenoso	0,05	1,41	6,26	9,82	13,72	18,76	y=0,0305x + 0,4457	0,99*	21,81
Cu Pseudototal mg kg ⁻¹									
Argiloso	6,66	16,66	18,75	25,83	26,66	32,00	y=0,0357x + 11,866	0,87*	22,63
Tex média	7,50	8,33	10,00	11,66	13,75	14,58	y=0,0121x + 7,85	0,98*	11,39
Arenoso	6,25	6,25	7,50	8,75	9,58	11,25	y=0,0084x + 6,1047	0,98*	3,57
Cu (M-1) mg kg ⁻¹									
Argiloso	0,6	0,9	1,47	2,40	3,43	5,04	y=0,0071x + 0,4628	0,98*	12,82
Tex média	0,9	1,00	2,01	2,77	3,19	4,11	y=0,0053x + 0,9571	0,97*	10,22
Arenoso	1,00	1,00	1,00	2,00	4,00	5,36	y= 0,0076x + 0,4295	0,92*	17,91
Cu (M-3) mg kg ⁻¹									
Argiloso	0,73	1,06	1,60	2,80	4,23	6,20	y=0,0089x + 0,4737	0,97*	21,54
Tex média	0,66	1,10	2,20	3,80	4,23	5,40	y=0,0079x + 0,8695	0,97*	9,72
Arenoso	0,93	1,26	1,96	2,63	3,66	4,16	y=0,0055x + 1,0187	0,99*	7,49
Cu(H) mg kg ⁻¹									
Argiloso	0,46	0,58	0,86	1,44	2,62	3,45	y=0,0051x + 0,2555	0,97*	11,91
Tex média	0,40	0,54	0,68	1,36	1,89	2,69	y=0,0038x + 0,2825	0,98*	11,5
Arenoso	3,20	3,20	4,26	4,80	5,33	6,00	y=0,0048x + 3,2374	0,96*	5,97

*Significativo (p>0,05). Zn Mehlich-1= (M-1); Zn Mehlich-3= (M-3); Zn HCl=H; Cu Mehlich-1 = (M-1); Cu Mehlich-3= (M-3); Cu HCl=H

No entanto, apesar de estarem abaixo do limite de investigação, os teores de Zn e Cu disponíveis com a aplicação das doses, são considerados de médio a alto, pois estão acima de 1,0 e 0,5 mg kg⁻¹, considerando a classificação de Souza e Lobato (2004). De tal modo, o aumento dos teores disponíveis de Cu e Zn, quando

as doses são aplicadas, torna esses elementos mais suscetíveis às transferências por escoamento superficial (Giroto et al., 2010 e Lourenzi et al., 2016).

Com relação aos extratores, o M-1 extraiu mais Zn no solo de textura média com valores bem próximos ao M-3. No solo arenoso os extratores mais ácidos HCl e M-1 (pH 1,4 e 1,5 respectivamente) extraíram quantidades próximas de Zn, evidenciando a maior eficácia dos extratores ácidos em solos com pHs mais baixos, como no Latossolo arenoso deste estudo (Tabela 5). Maiores teores de Zn disponíveis ocorreram no solo argiloso, em todos os extratores avaliados, que se devem aos maiores teores de MOS no solo argiloso, pois segundo Silva et al., (2009), o teor de Zn acompanha a distribuição da MOS.

Na Tabela 12, observa-se correlação significativa entre os teores de Zn extraídos pelas soluções de HCl, M-3 e M-1. As correlações foram de alto grau de associação, indicando uma eficiência dos extratores ácidos. A maior capacidade de extração das soluções ácidas também foi relatada por Consolini e Coutinho (2008), em solos de diferentes texturas.

Quanto à extração de Cu, foi observado que os extratores M-1 e M-3 extraíram maiores quantidades deste nos três solos avaliados, os valores do Cu foram próximos nesses extratores. No que diz respeito ao extrator HCl, assim como na extração de Zn disponível, observa-se maior extração de Cu no solo arenoso do que em outros solos estudados, pode ser que a maior acidez da solução de HCl (pH 1,4) tenha influenciado em uma maior dissolução do Zn e Cu dos colóides inorgânicos no solo arenoso (Schoninger et al., 2012). Além disso, o potencial dos extratores variou, conforme o tipo e a granulometria do solo, isso se deve, provavelmente, às diferenças da capacidade tampão de cada solo.

TABELA 12. Correlação de Pearson entre os extratores de Zn.

Variáveis	Zn-M1	Zn-M3	Zn-HCl
ZnM1	1	0,83**	0,91**
ZnM3		1	0,89**
ZnHCl			1

** significativo ao nível de 1% de probabilidade, * significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Com relação ao Cu, as correlações (Tabela 13) foram significativas e de alto grau de associação entre os extratores M-1 e M-3. Porém, as correlações com o

extrator HCl foram baixas (0,55 e 0,44), indicando que os extratores utilizados não tiveram a mesma eficiência na extração de Cu.

TABELA 13. Correlação entres os extratores de Cu.

Variáveis	CuM1	CuM3	CuHCl
CuM1	1	0,90**	0,54**
CuM3		1	0,44**
CuHCl			1

** significativo ao nível de 1% de probabilidade.

3.4 CONCLUSÕES

As aplicações de doses crescentes de dejetos líquidos de suínos (DLS) promoveram aumento nos teores de P, K, Cu e Zn, disponíveis em todos os Latossolos avaliados.

Os extratores Mehlich-1 e Mehlich-3 foram responsáveis pelas maiores quantidades de P disponíveis.

Maiores teores de P foram encontrados nas formas moderadamente lábeis.

Na extração de Cu disponível, os extratores Mehlich-1, Mehlich-3 removeram maiores quantidades de Cu.

Os extratores Mehlich-1, Mehlich-3 e HCl extraíram quantidades semelhantes de Zn disponíveis.

3.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSMANN, T. S.; ASSMANN, J. M.; CASSOL, L. C.; DIEHL, R. C.; MANTELI, C.; MAGIERO, E. C. Desempenho da mistura forrageira de aveia-preta mais azevém e atributos químicos do solo em função da aplicação de esterco. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, n.6, p.1515-1523, 2007.

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

BALDOTTO, M. Al.; VELLOSO, A. C. X. Eletroquímica de solos modais e de sua matéria orgânica em ambientes tropicais. *Revista Ceres*, v. 61, n. 6, p. 1012-1021, 2014.

BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; FABRICIO NETA, A. B.; RIBEIRO, M. R. Teores de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni e Co em solos de referência de Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.35, n. 3, p.1057-1066, 2011.

BORTOLON L, GIANELLO C e SCHLINDWEIN J. Avaliação da disponibilidade de fósforo no solo para o milho pelos métodos Mehlich-1 e Mehlich-3. *Scientia Agraria*, v.10, n. 4, 305- 312, 2009.

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, 2010.

CHANTIGNY, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; MASSEÉ, D.; CÔTE, D. Ammonia volatilization and selected soil characteristics following application of anaerobically digested pig slurry. *Soil Science Society of America Journal*, v.68, p.306-312, 2004.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE–CONAMA. Resolução nº420/2009, de 30/12/2009. Disponível em <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>

CONSOLINI, F. e COUTINHO, E. L. M. Efeito da aplicação de Zn e do pH do solo na disponibilidade do micronutriente. *Acta Scientiarum Agronomy*, v. 26, n.1, p.7-12, 2008.

ERIKSSON A. K, GUSTAFSSON J. P AND HESTERBERG D. Phosphorus speciation of clay fractions from long-term fertility experiments in Sweden. *Geoderma*, v.401, n.1-2, p.7-22, 2015.

FERREIRA, D. F. Sisvar. A computer statistical analisys system. *Ciência e Agrotecnologia, Lavras*, v 5, p. 1039-1042, 2001.

FREITAS I. F, NOVAIS R. F, VILLANI E. M. A and NOVAIS S.V .Phosphorus extracted by ion exchange resins and Mehlich-1 from Oxisols (Latosols) treated with different phosphorus rates and sources for varied soil-source contact periods. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v.37, n.3, p.667-677, 2013.

FURTINI NETO, A.E.; TOKURA, A.M.; RESENDE, V.R. Interpretação de análise de solo e manejo da adubação. Lavras. Ed. UFLA, 2004.159p.

GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHMITT, D. E.; CASSOL, P.C. & OLIVEIRA, C.M.B. Proposta de limites críticos ambientais de fósforo para solos de Santa Catarina. Lages, UDESC/CAV, Boletim técnico 2, 2014. 38p.

GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S.; FLORES, J.P.C. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, n.4, p.691-699, 2007.

GIROTTTO, E., CERETTA, C. A., BRUNETTO, G., SANTOS, D. R., SILVA, L. S., LOURENZI, C. R., LORENSINI, F., VIEIRA, R. C. B., e SCHMATZ, R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.34, n.3, p.955–965, 2010.

GONÇALVES JÚNIOR, A. C., PRESTES, Â. L., TRAUTMANN, R. R., SANTOS, A. L. dos e ANDREOTTI, M. Avaliação de extratores e fitodisponibilidade de zinco para cultura do milho em Latossolo Vermelho eutroférico. *Acta Scientiarum Agronomy*, v. 28, n.1, p.7-12. 2008.

GROHSCOPF, M. A., CORREA, J. C., CASSOL, P. C., NICOLOSO, R. S., E FERNANDES, DIRCEU M. Copper and zinc forms in soil fertilized with pig slurry in the bean crop. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.20, n.9, p. 823-829, 2016.

LOURENZI, C. R.; CERETTA, C. A.; SILVA, L. S. da; TRENTIN, G.; GIROTTTO, 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, 2011.

LOURENZI, C. R.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; GIROTTTO, E.; TIECHER, T.L.; VIEIRA, R. C. B.; CANCIAN, A.; FERREIRA, P. A. A. Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.38, n.3, p.949-958, 2014.

LOURENZI C. R, CERETTA C. A, TIECHER T. L, LORENSINI F, CANCIAN A, STEFANELLO L, BRUNETTO G. Forms of phosphorus transfer in runoff under no-tillage in a soil treated with successive swine effluents applications. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.187, n. 4, p.1-16, 2015.

LOURENZI C. R, SCHERER E. E, CERETTA C. A, TIECHER T. L, CANCIAN A, FERREIRA P. A. A, BRUNETTO G. Atributos químicos de Latossolo após sucessivas aplicações de composto orgânico de dejetos líquidos de suínos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. v.51, n.3, p.233–242,2016.

MACHADO V. J; SOUZA C.H.E Disponibilidade de fósforo em solos com diferentes texturas após aplicação de doses crescentes de fosfato monoamônico de liberação lenta. *Bioscience Journal*, v. 28, n.1, p.1-7, 2012.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, A.S. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato. 1997. 319p.

MCGRATH, S. P.; CUNLIFFE, C. H. A simplified method for the extraction of metals Fe, Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Cr, Co and Mn from soils and sewage sludges. *Journal of Science of Food and Agriculture*. v.36,n.9, p.794-798, 1985.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes minerais, orgânicos, organominerais e corretivos. Secretaria de Defesa Agropecuária. Coordenação-Geral de Apoio Laboratorial; Murilo Carlos Muniz Veras (Org.) – Brasília: MAPA/ SDA/CGAL, 2014. 220 p.

MEHLICH, A. Mehlich-3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Communications in Soil Science Plant Analysis*, v.15, p.1409-1416, 1984.

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, v.27, p.31-36, 1962.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N.; Fósforo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H. V.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, B. B.; NEVES, J. C. L. *Fertilidade do Solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. Cap. VIII. p. 472-552.

PENHA, H. G. V.; Menezes, J. F. S; Silva, C.A; Lopes, G.; Carvalho, C. A.; Ramos, S. J.; Guilherme, L. R. G.; Nutrient accumulation and availability and crop yields following long-term application of pig slurry in a Brazilian Cerrado soil. *Nutrients Cycling Agroecosystem*. v.1. n. 2, p.259–269, 2015.

PEREIRA, N. G. F., FRAZÃO, L. A., OLIVEIRA, A. L. G., CARDOSO, P. H. S. C., SAMPAIO, R. A., FERNANDES, L. A. Efeitos da aplicação de lodo de esgoto estabilizado por diferentes processos nos atributos químicos e microbiológicos de um Cambissolo Háplico. *Cadernos de Ciência e Tecnologia*, v. 32, n.1/2, p. 115-127, 2015.

RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.36, n.1, p. 151-160, 2001.

SAMARAS, V., TSADILAS, C. D., STAMATIADES, S. Effects of Repeated Application of Municipal Sewage Sludge on Soil Fertility, Cotton Yield, and Nitrate Leaching. *Agronomy Journal*, v.100, n.3, 2008.

SCHONINGER E. L, GATIBONI L. C, LINHARES D. Método Mehlich 3 como substituinte ao HCl para extração de Cobre e Zinco em solos com alto teor de matéria orgânica do sul do Brasil. *Ciência Rural*, v.42, n.7, p.1200-1203, 2012.

SEGANFREDO, M. A. Fósforo, cobre e zinco em solos submetidos à aplicação de dejetos animais: teores formas e indicadores ambientais. 2013. 137f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) -Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

SEPLAN - Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral. Mapa de solos do Estado de Mato Grosso. Cuiabá, 2001.

SIMS, J. T. Soil test phosphorus: principles and methods. Kovar, J. L.; Pierzynski, G. M. (Ed). Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and Waters. 2nd ed. Blacksburg: Virginia Tech University, 2009. P. 7-19.

SISSINGH H. A. Analytical technique of the Pw method, used for the assessment of the phosphate status of arable soils in The Netherlands. Plant Soil. v.34, p.483-486, 1971.

SILVA, M. A. G. , MUNIZ, A. S., NODA, A. Y., MARCHETTI, M. E., MATA, J. DE D. V. E LOURENTE, E. R. P. Metodologias e eficiência de extratores para zinco, cobre, ferro e manganês. Acta Scientiarum Agronomy, v.31, n.3, p. 537-545, 2009.

SOUSA, D. M. G., LOBATO, E., eds. Cerrado: Correção do solo e adubação. Planaltina, Embrapa Cerrados, 2004. 416p

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. Análise de solo, plantas e outros materiais. 2.ed. Porto Alegre, Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1995. 174p.

TEIXEIRA, P. C. DONAGEMMA, G. K., FONTANA, A., TEIXEIRA, W. G. Manual de Métodos de Análise de Solo. 3 ed. rev. Rio de Janeiro, RJ: EMBRAPA Solos, 2017. 573p.

TIESSEN, H.; SALCEDO, I. H., SAMPAIO, E. V. S. B. Nutrients and soil organic matter dynamics under shifting cultivation in semi-arid northeastern Brazil. Agric. Ecosyst. Environ., Boca Raton, v.38, p.139-151. 1992.

TIESSEN, H., MOIR, J. O. Characterization of available P by sequential extraction. In: CARTER, M.R., ed., Soil Sampling and Methods of Analysis., Amsterdam, Can. Soc. Soil Sci. / Lewis Publishers, 1993. p.75-86.

TOMÉ JUNIOR, J. B. Manual para interpretação de análise de solo. Guaíba: Ed. Agropecuária, 1997. 247 p

4. FRAÇÕES DE FÓSFORO, COBRE E ZINCO EM SOLOS SUBMETIDOS À APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO

RESUMO -O entendimento das formas de acumulação de fósforo (P), cobre (Cu) e zinco (Zn) em solos que receberam sucessivas aplicações de dejetos líquido de suínos (DLS) é essencial para se conhecer o real potencial de contaminação desses elementos. Este trabalho teve por objetivo avaliar as formas de acúmulo de P, Zn e Cu em solos submetidos a sucessivas aplicações de DLS. Foram coletadas amostras de solos de diferentes texturas em áreas com e sem histórico de uso de DLS, nas camadas de 0 a 0,10 e 0,10 a 0,20 m. Foram analisados os teores totais e disponíveis de P, Zn e Cu, por diferentes extratores e as frações de P, Cu e Zn: frações lábeis, moderadamente lábeis e residual. Os resultados foram avaliados pelo teste de Kruskal-Wallis, análise de correlação de Pearson e componentes principais. Não houve predominância de formas de P e Cu mais disponíveis em relação às formas não disponíveis, quando foi comparado áreas com e sem uso de DLS. O uso do DLS como fertilizante do solo pode alterar, principalmente as formas de Zn no solo, pois houve maior quantidade de Zn nas formas lábeis em áreas com maior tempo de utilização de DLS.

Palavras-chave: extração sequencial, fósforo lábil, metais pesados

4. PHOSPHORUS, ZINC AND COPPER FRACTIONS IN SOILS SUBMITTED TO THE APPLICATION OF PIG SLURRY

ABSTRACT-The knowledge of the forms of accumulation of phosphorus (P), copper (Cu) and zinc (Zn) in soils that received successive applications of pig slurry is essential to know the real potential for contamination of these elements. The objective of this work was to evaluate the accumulation of Zn, Cu and P in soils submitted to successive pig slurry applications. Soil samples of different textures were collected in areas with and without history of use of pig slurry, in the layers from 0 to 0,10 and 0,10 to 0,20 m. Total and available contents of P, Zn and Cu were analyzed by different extractors and the fractions of P, Zn and Cu; labile, moderately labile and residual fractions. The results were analyzed using the Kruskal-Wallis test, Pearson correlation analysis and principal components. There was no predominance of P and Cu forms more available in relation to the unavailable forms, when comparing areas with and without the use of pig slurry. The use of pig slurry as soil fertilizers can mainly alter the forms of Zn in the soil, as there was a greater amount of Zn in the labile forms in areas with longer use of pig slurry.

Keywords: sequential extraction, labile phosphorus, heavy metals

4.1 INTRODUÇÃO

O uso de resíduos orgânicos, como o dejetos líquido de suíno (DLS), como fonte de nutrientes para as culturas, aumentou ao longo dos anos, devido ao seu potencial como fertilizante. No entanto, aplicações do DLS por longos períodos podem contaminar o solo, águas superficiais e subsuperficiais, devido à alta concentração de elementos como, fósforo (P), cobre (Cu) e o zinco (Zn) nos dejetos (Lourenzi et al., 2016, Brunetto et al., 2018)

Dentre os nutrientes adicionados via DLS, o fósforo (P) é um dos causadores da eutrofização. O P no solo é encontrado em diferentes frações, lábeis, moderadamente lábeis e não lábeis. Segundo Guardini et al. (2012), adições frequentes de dejetos de animais aumentam os teores de P, principalmente em frações lábeis, potencializando a contaminação de mananciais hídricos.

Para avaliar as frações de P no solo, técnicas de fracionamento são utilizadas, baseadas na metodologia descrita por Hedley et al. (1982). Essa técnica usa extratores químicos aplicados sequencialmente em uma mesma amostra, para remoção progressiva das frações mais disponíveis até as mais estáveis de P inorgânico (Pi) e orgânico (Po) (Costa et al., 2017, Couto et al., 2016).

O Cu e o Zn no solo também são encontrados em diferentes frações e aplicações sucessivas de DLS podem aumentar a quantidade de Cu e Zn em formas mais disponíveis no solo, com um risco potencial de toxicidade para plantas e contaminação das águas (Ceretta et al., 2010).

A estimativa da distribuição de Cu e Zn nas diversas frações dos solos, podem ser obtidas por métodos de extração sequencial (Tessier et al, 1979, Silveira et al., 2006, Brunetto et al., 2018, Couto et al., 2016). Embora não exista padronização dos esquemas de extração sequencial e várias modificações ocorram frequentemente, o uso deste método permite inferências sobre a forma, o fluxo, a mobilidade e o transporte dos metais nos solos (Silveira et al., 2006). Por meio das

extrações sequenciais, os extratores químicos removem os elementos (Cu e Zn) das formas mais lábeis até às mais estáveis (Tessier et al., 1979).

O entendimento das formas de acumulação de P, Cu e Zn ainda são escassas em Latossolos de regiões tropicais e subtropicais que receberam sucessivas aplicações de DLS, sendo essenciais estudos das formas de P, Cu e Zn, para conhecer o real potencial de contaminação do solo por esses elementos.

Dessa forma, este trabalho teve por objetivo avaliar as formas de acúmulo de P, Cu e Zn em solos submetidos a sucessivas aplicações de dejetos líquidos de suínos.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Caracterização das áreas de estudo

Amostras de solo pertencentes à classe dos Latossolos vermelhos (SEPLAN-MT, 2001), com diferentes texturas e históricos de uso de dejetos líquido de suíno, foram coletadas nos municípios de Campo Verde e Nova Mutum, polos da suinocultura industrial do estado de Mato Grosso. As coordenadas, identificação, uso e tempo de aplicação de DLS estão na Tabela 14.

Em cada município foram escolhidas áreas que tivessem tempos diferentes de aplicação de DLS e nelas foram abertas cinco minitrincheiras para coleta, com pá-de-corte, de amostras deformadas, nas camadas de 0 - 0,10 e 0,10 - 0,20 m. As amostras foram acondicionadas em sacos de polietileno, identificadas e transportadas ao laboratório de Fertilidade e Química do Solo da Faculdade de Agronomia e Zootecnia-UFMT.

As amostras de solo foram secas em estufa de circulação de ar forçado, à temperatura de 60°C. Uma vez secas, foram destorroadas, peneiradas em malha de 2,00 mm e devidamente acondicionadas. As características químicas e a granulométricas (Tabela 15) dos solos foram determinadas, segundo as metodologias descritas em Teixeira et al., (2017).

TABELA 14. Coordenadas, identificação e manejo das áreas de estudo, submetidas a aplicação de dejetos líquidos de suínos, no estado de Mato Grosso.

	Município	Localização	Uso do solo	Manejo solo
CV0	Campo verde	S 15° 34' 21.03" W 55° 7' 45.16"	soja/milho	Área com adubação mineral. Sem aplicação de dejetos de suíno. Todas as adubações são realizadas na linha de semeadura. Safra 2017/2018 - adubação soja: 350 kg ha ⁻¹ Super Simples + 200 kg ha ⁻¹ KCl + 6,5 kg ha ⁻¹ de Coppergran Cu (10%). Adubação milho: 150 kg ha ⁻¹ Super Simples + 150 kg ha ⁻¹ KCl + 10 kg ha ⁻¹ de Zincodur Zn (25%) + 100 kg ha ⁻¹ de nitrato de amônio. Preparo mínimo do solo (cultivo mínimo). 3 anos de adubação com dejetos líquidos de suíno, a adubação é realizada 3 ou 4 meses
CV3	Campo Verde	S 15° 34' 22.11" W 55° 8' 8.32"	soja/milho	por ano, geralmente antes da semeadura e durante os estágios iniciais da cultura. Preparo mínimo do solo (cultivo mínimo)
CV5	Campo Verde	S 15° 34' 24.87" W 55° 8' 22.19"	soja/milho	5 anos de adubação com dejetos líquidos de suíno, a adubação é realizada 3 ou 4 meses por ano, geralmente antes da semeadura e durante os estágios iniciais da cultura. Preparo mínimo do solo (cultivo mínimo)
CV7	Campo Verde	S 15° 33' 57.72" W 55° 8' 16.50"	soja/milho	7 anos de adubação com dejetos líquidos de suíno, a adubação é realizada 3 ou 4 meses por ano, geralmente antes da semeadura e durante os estágios iniciais da cultura. Preparo mínimo do solo (cultivo mínimo)
NM0.0	Nova Mutum	S 13° 44' 36.91" W 56° 3' 52.60"	pasto	Área com adubação mineral, sem utilização de dejetos de suíno. A cada 3 anos é realizada a correção química do solo com a dosagem de 1,5 ton ha ⁻¹ de calcário dolomítico mais adubação de 100 kg ha ⁻¹ de superfosfato simples. Capim <i>Brachiaria brizantha</i> cv. Piatã.
NM3	Nova Mutum	S 13° 44' 38.75" W 56° 4' 12.76"	pasto	3 anos de adubação com dejetos líquidos de suíno, a adubação é realizada a cada 6 meses. Capim <i>Brachiaria brizantha</i> cv. Piatã.

				Área com adubação mineral, sem aplicação de dejetos de suíno. Todas as adubações são realizadas na linha de semeadura. Safra 2017/2018.
NM00	Nova Mutum	S 13° 44' 38.49"	soja/milho	Adubação soja: 400 kg ha ⁻¹ Super Triplo + 150 kg ha ⁻¹ KCl .
		W 56° 0' 3.74"		Adubação milho: 150 kg ha ⁻¹ Super triplo + 150 kg ha ⁻¹ KCl + 100 kg ha ⁻¹ de nitrato de amônio (VE). Preparo mínimo do solo (cultivo mínimo)
NM5	Nova Mutum	S 13° 44' 39.83"	pasto	5 anos de adubação com dejetos líquidos de suíno, a adubação é realizada a cada 5 meses.
		W 56° 0' 24 17"		Capim <i>Brachiaria brizantha</i> cv. Piatã.

TABELA 15. Atributos químicos e granulometria das áreas nos municípios de Campo Verde e Nova Mutum, nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m.

Áreas	pH	pH	K	Ca	Mg	Al	H + Al	SB	t	T	P	V	MO	Argila	Silte	Areia	Textura
	H ₂ O	CaCl ₂	cmol dm ³								mg dm ³	%	g kg ⁻¹				
0-0,10m																	
CV0	6,70	5,99	0,19	5,56	0,44	0,00	2,77	6,19	6,19	8,96	26,32	69,08	7,42	243	33	724	média
CV3	5,20	4,35	0,22	3,10	0,32	0,16	3,97	3,64	3,80	7,61	6,83	47,83	7,00	243	33	724	média
CV5	5,98	5,14	0,25	4,20	0,58	0,00	3,36	5,03	5,03	8,39	29,42	59,95	5,06	176	67	757	média
CV7	5,54	4,72	0,25	3,78	0,46	0,14	2,95	4,49	4,63	7,44	18,55	60,35	4,81	143	33	824	arenosa
NM0.0	5,94	4,92	0,03	3,68	1,96	0,00	2,43	5,67	5,67	8,10	1,57	70,00	2,83	43	33	924	arenosa
NM3	6,13	4,88	0,74	3,28	1,7	0,00	2,64	5,72	5,72	8,36	13,88	68,42	2,47	76	23	900	arenosa
NM00	5,73	4,73	0,78	3,40	1,3	0,00	2,78	5,48	5,48	8,26	7,57	66,34	8,55	443	33	524	argilosa
NM5	5,74	4,94	0,69	3,42	2,42	0,00	1,82	6,53	6,53	8,35	7,8	78,20	8,67	410	67	524	argilosa
0,10-0,20m																	
CV0	5,81	4,91	0,08	4,02	0,64	0,00	2,03	4,74	4,74	6,77	9,84	70,01	6,63	276	33	690	média
CV3	5,4	4,44	0,13	3,06	0,32	0,13	3,45	3,51	3,64	6,96	2,56	50,43	6,94	276	33	690	média
CV5	5,54	4,64	0,15	3,42	0,86	0,00	2,95	4,43	4,43	7,38	26,1	60,03	4,13	176	33	790	média
CV7	5,67	4,65	0,21	3,54	0,86	0,00	2,6	4,61	4,61	7,21	14,44	63,94	4,46	176	33	790	média
NM0.0	5,44	4,14	0,01	2,9	1,34	0,19	2,49	4,25	4,44	6,74	0,5	63,06	1,75	43	66	890	arenosa
NM3	5,58	4,37	0,22	3	1,22	0,18	2,31	4,44	4,62	6,75	5,76	65,78	1,63	76	33	890	arenosa
NM00	5,26	4,42	0,24	3,2	1,56	0,16	2,35	5	5,16	7,35	5	68,03	7,91	443	33	557	argilosa
NM5	5,41	4,54	0,62	3,12	1,62	0,16	3,33	5,36	5,52	8,69	6,11	61,68	10,38	476	33	557	argilosa

pH (CaCl₂) (pH em cloreto de cálcio), Al (Alumínio), H+Al (Acidez potencial), Ca (Cálcio), Mg (Magnésio), K (potássio), MO (Matéria orgânica), SB (Soma de bases), T (CTC pH 7,0), t (CTC efetiva), V (Saturação por bases).

4.2.2 Determinação do P disponível e total

O P disponível foi extraído pelos extratores Mehlich-1, Mehlich-3 e água destilada. A extração de P por Mehlich- 1 e Mehlich- 3 foi baseado nas metodologias de Tedesco et al., (1995) e Seganfredo (2013).

Em frascos de 50 mL adicionou-se três gramas de TFSA e 30 mL da solução extratora, as amostras foram agitadas por cinco minutos em agitador horizontal orbital. Após agitação os extratos foram filtrados em papel filtro quantitativo. O P nos extratos foi determinado por espectrofotometria UV-vis, no comprimento de onda 882 nm (Murphy e Riley,1962).

O P extraído com água destilada foi adaptado da metodologia de Sissingh (1971), com diferenças quanto à quantidade de solo e tempo de repouso das amostras, em frascos de centrífuga de 50 mL, adicionou-se um grama de solo e 1,6 mL de água destilada e os frascos foram deixados em repouso em temperatura ambiente por 24 horas. Após esse período, o volume foi complementado para 50 mL, as amostras foram agitadas por 1 h, decantadas por 2 h, centrifugadas a 6000 rpm por 12 minutos e filtradas em papel filtro quantitativo. O P nos extratos foi determinado por espectrofotometria UV-vis, no comprimento de onda 882 nm (Murphy e Riley,1962).

O P total foi extraído e determinado, segundo adaptações das metodologias de Tedesco et al., (1995) e Seganfredo (2013), com diferenças quanto à quantidade de solo utilizada e na leitura do P total, pois foi necessário alterar o pH dos extratos. Em tubos de digestão foram pesados aproximadamente 0,5 g de solo e realizados os procedimentos, adição de 1 mL de peróxido de hidrogênio 30 % (H_2O_2), adição lenta de 3 mL de H_2SO_4 , adição de aproximadamente 0,70 g de mistura de digestão contendo 100g de sulfato de sódio, 10 g de sulfato de cobre e um grama de selênio, aquecimento em bloco digestor a 250°C por 30 min e a 360°C até que os extratos clareassem. Os extratos foram deixados para resfriarem, em seguida foram adicionados 20 mL de água destilada e as amostras foram agitadas e filtradas em papel filtro quantitativo.

Para a leitura do P total, foram retirados 5 mL dos extratos e transferidos para copos plásticos, adicionou-se 2 gotas de p-nitrofenol (indicador) e, em seguida a solução de NaOH 4 mol L^{-1} até viragem para cor amarela e, então, foi adicionado H_2SO_4 0,25 mol L^{-1} até que o extrato ficasse claro e o pH ajustado (1,5 e 1,95). Após

esse procedimento, transferiu-se a amostra para balão volumétrico de 25 mL e o volume foi completado com água destilada.

A leitura do teor de P_{total} foi realizada por espectrofotometria UV-vis, no comprimento de onda 882 nm (Murphy e Riley, 1962).

4.2.3 Fracionamento do fósforo

O fracionamento do P foi realizado conforme adaptações da metodologia de Hedley et al., (1982) e Teixeira et al., (2017) (Figura 1), com modificações, tais como, quantidade maior de solo utilizada, a resina (RTA) não foi utilizada como extrator e o menor tempo de centrifugação. Amostras de solo foram submetidas aos seguintes extratores, bicarbonato de sódio ($NaHCO_3$ 0,5 mol L⁻¹), hidróxido de sódio ($NaOH$ 0,1 mol L⁻¹), ácido clorídrico (HCl 1,0 mol L⁻¹) e hidróxido de sódio ($NaOH$ 0,5 mol L⁻¹) e os procedimentos foram os seguintes:

1. Fração lábil - Extração de P com $NaHCO_3$ 0,5 mol L⁻¹ (pH ajustado para 8,5 com HCl concentrado). Para a determinação com $NaHCO_3$, foram adicionados em tubos de centrífuga de 50 mL, 1 g de solo e 30 mL de $NaHCO_3$. Em seguida procedeu-se à agitação por 16 h a 120 oscilações por minuto, centrifugação a 4000 rpm por 10 minutos, filtragem em papel filtro quantitativo. Após a filtragem o sobrenadante foi armazenado em recipiente com tampa para posterior determinação de P inorgânico ($Pi-bi$), P orgânico ($Po-bi$) e P total ($Ptbi$).
2. Fração moderadamente lábil - Extração de P com $NaOH$ 0,1 mol L⁻¹. Nos resíduos da extração com $NaHCO_3$ 0,5 mol L⁻¹, foram adicionados 30 mL de $NaOH$ 0,1 mol L⁻¹ e o solo foi dispersado mecanicamente. Em seguida procedeu-se a agitação por 16 h a 120 oscilações por minuto, centrifugação a 4000 rpm por 10 minutos, filtragem em papel filtro quantitativo. Após a filtragem o sobrenadante foi armazenado em recipiente com tampa para posterior determinação de P inorgânico ($Pi-hi$ 0,1), P orgânico ($Po-hi$ 0,1) e P total ($Pthi$ 0,1).
3. Fração não lábil - Extração de P com HCl 1 mol L⁻¹. Nos resíduos da extração com $NaOH$ 0,1 mol L⁻¹, foram adicionados 30 mL de HCl 1 mol L⁻¹ e o solo foi dispersado mecanicamente. Em seguida procedeu-se à agitação por 16 h a 120 oscilações por minuto, centrifugação a 4000 rpm por 10 minutos,

filtragem em papel filtro quantitativo. Após a filtragem o sobrenadante foi armazenado em recipiente com tampa para posterior determinação de P inorgânico (Pi-HCl)

4. Fração moderadamente lábil - Extração de P com NaOH 0,5 mol L⁻¹. Nos resíduos da extração com HCl 1 mol L⁻¹, foram adicionados 30 mL de NaOH 0,5 mol L⁻¹ e o solo foi dispersado mecanicamente. Em seguida procedeu-se a agitação por 16 h a 120 oscilações por minuto, centrifugação a 4000 rpm por 10 minutos, filtragem em papel filtro quantitativo. Após a filtragem o sobrenadante foi armazenado em recipiente com tampa para posterior determinação de P inorgânico (Pi-hi 0,5), P orgânico (Po-hi 0,5) e P total (Pthi 0,1).
5. Fração residual (não lábil) - Extração do P residual. O resíduo (solo) foi seco em estufa. Após secagem, em tubos de digestão foi pesado entre 0,25 e 0,5g de solo. Adicionou-se 1mL de solução de MgCl₂ saturado, 2 mL de H₂SO₄ (1:1), 2 mL de H₂O₂ e procedeu-se a digestão por 3 h a 200°C, elevando-se a temperatura lentamente. Após a digestão, as amostras foram transferidas para frascos e o volume foi completado para 50 mL, posteriormente o P residual foi quantificado, de acordo com MURPHY e RILEY (1962).

As frações determinadas por este método foram agrupadas em fósforo geoquímico e biológico, conforme proposto por Cross e Schlesinger (1995). O primeiro grupo foi obtido pela soma das frações inorgânicas e fósforo residual (Pi-bi + Pi-hi 0,1 + Pi-hi 0,5 + Pi-HCl + P-r) e o segundo pela soma das formas orgânicas (Po-bi + Po-hi 0,1 + Po-hi 0,5.)

4.2.3.1 Determinação do P inorgânico e P total

O P inorgânico nos extratos foi determinado conforme procedimentos descritos em Teixeira et al., (2017), com diferenças quanto a menor quantidade de extrato utilizado para o ajuste do pH nas amostras.

Para determinação do P inorgânico nos extratos alcalinos (NaHCO₃ e NaOH), foi necessário o ajuste do pH (1,5 e 1,95) e os procedimentos foram os seguintes, alíquotas de 5 mL do sobrenadante de cada solução extratora, foi transferida para copos plásticos, adicionou-se 2 gotas de p-nitrofenol (indicador) e em seguida a solução de H₂SO₄ 0,25 mol L⁻¹ até o ajuste do pH (extratos ficam claros). As

amostras foram transferidas para balão volumétrico de 25 mL e o volume foi completado. Após esse procedimento foi retirado alíquotas de 10 mL dos extratos para leitura do P inorgânico.

A determinação do P inorgânico nos extratos ácidos (HCl), ocorreu de maneira que primeiramente foi necessário o ajuste do pH. Para o ajuste do pH foi necessário pipetar 5 mL dos extratos para copos plástico, adicionou-se 2 gotas de p-nitrofenol (indicador) e, na sequência, solução de NaOH 4 mol L⁻¹ até viragem para cor amarela e, então, foi adicionado H₂SO₄ 0,25 mol L⁻¹ até que o extrato ficasse claro (pH entre 1,5 e 1,95) e por fim completado o volume para 25 mL. Após esse procedimento foram retiradas alíquotas de 10 mL dos extratos para leitura do P. O P inorgânico foi quantificado de acordo com Murphy e Riley (1962).

Na determinação do P total nos extratos, uma alíquota de 5 mL do sobrenadante, da solução extratora, foi transferida para tubos de digestão, adicionou-se 1 mL de H₂SO₄ P.A + 3 mL de HNO₃ P.A e foi realizada a digestão das amostras por 1 h a 105°C e 1h a 150°C até restarem entre 1 a 0,5 mL nos tubos. Após digestão o extrato foi transferido para frasco de plástico, neste foram adicionadas 2 gotas de p-nitrofenol e a solução de NaOH 4 mol⁻¹ até viragem para cor amarela e, então adicionou-se solução de H₂SO₄ 0,25 mol L⁻¹ (extrato fica claro e o pH entre 1,5 e 1,95) e depois o volume foi completado para 50 mL.

Após esse procedimento uma alíquota de 10 mL foi retirada dos extratos para leitura do P conforme Murphy e Riley (1962). O P orgânico foi determinado por diferença entre o P total e o P inorgânico.

O grau de recuperação foi calculado por meio da equação 1, sendo adotado como critério de controle os resultados obtidos na extração sequencial e estipulando-se em ±15% a diferença máxima tolerável em relação ao valor total de P.

$$\text{Recuperação\%} = (\sum (\text{P Frações}) / \text{P total}) \times 100 \quad \text{eq. (1)}$$

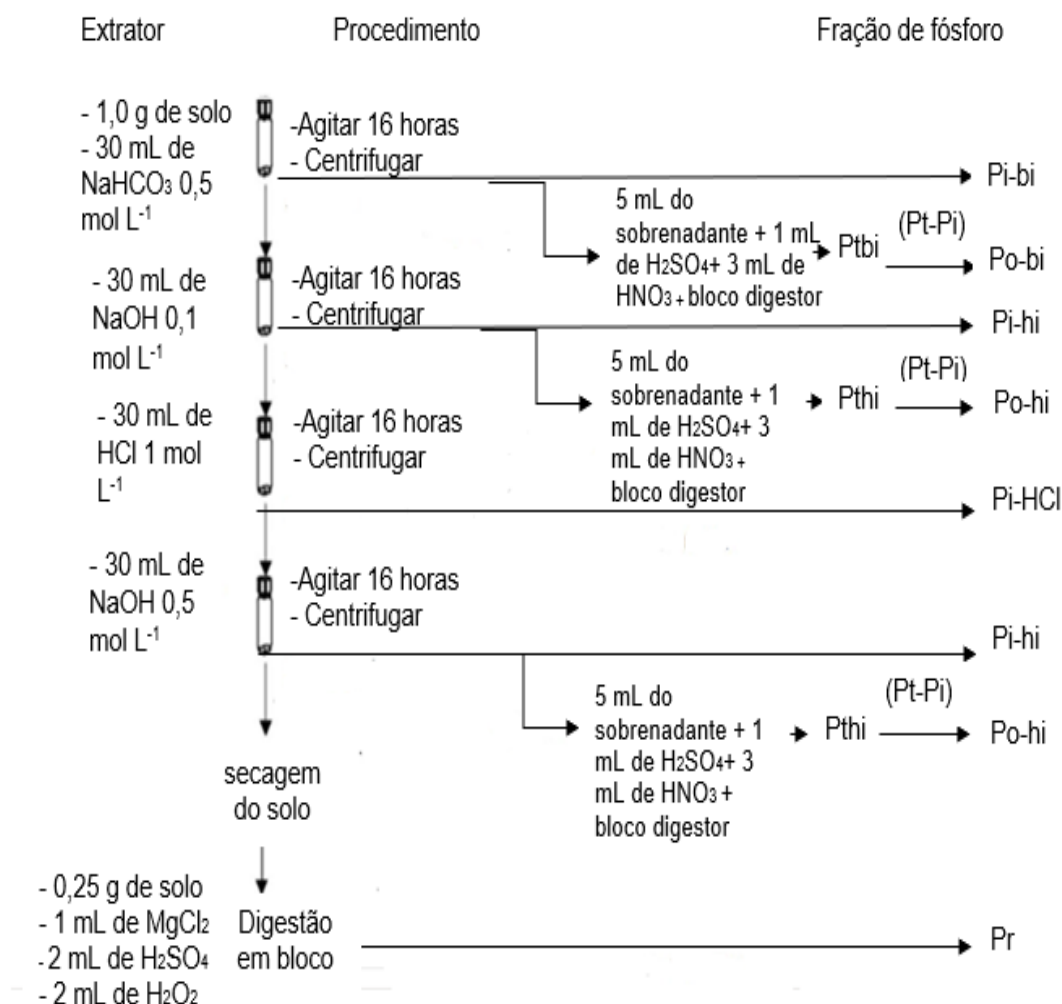


FIGURA 1- Esquema da técnica do fracionamento de P conforme adaptações de HEDLEY et al., (1982) e TEIXEIRA et al., (2017).

4.2.4 Determinação de Cu e Zn disponíveis e pseudototais

Os teores de Cu e Zn disponíveis foram determinados pelos extratores Mehlich-1, Mehlich-3 e HCl 0,10 mol L^{-1} . A extração com Mehlich-1 e Mehlich-3 seguiu a mesma metodologia descrita para o P.

A extração de Cu e Zn por HCl 0,10 mol L^{-1} , foi realizada conforme adaptações da metodologia de Tedesco et al., (1995), com diferenças quanto ao tempo de decantação e filtragem. Em frascos de 60 mL, foram pesados 10 g de solo e adicionados 40 mL de HCl 0,10 mol L^{-1} , em seguida as amostras foram agitadas

por 30 minutos a 120 oscilações por minuto, decantação por 2 horas e filtração em papel filtro quantitativo.

O Cu e Zn disponíveis foram determinados por espectrometria de absorção atômica de chama.

A determinação do Cu e Zn pseudototal foi realizada conforme adaptações das metodologias de Mcgrath e Cunliffe (1985) e Seganfredo (2013), com diferenças quanto à quantidade de solo, tempo de digestão e diluição das amostras. Em tubos de digestão foram adicionados aproximadamente 0,2 g de solo, 6,0 mL de ácido clorídrico 12 mol L⁻¹ e 2,0 mL de ácido nítrico concentrado (65%), seguindo-se a digestão em bloco digestor por 2h a 60°C, 1 h a 105°C e a 140°C até restarem entre 0,5 e 1,0 mL nos tubos. Após a digestão os extratos foram filtrados e diluídos em balões volumétricos de 25 mL e o Zn e Cu foram determinados por espectrometria de absorção atômica de chama.

4.2.5 Fracionamento de Zn e Cu

As determinações de Zn e Cu nas frações do solo foram realizadas com base na metodologia descrita por Seganfredo (2013), Silveira et al., (2006) e Ahnstrom e Parker (1999) (Figura 2) com algumas modificações, a exemplo da quantidade de solo utilizada e tempo de centrifugação. Para realizar a extração sequencial, 2 g de solo foram adicionados em tubos de centrífuga. Em seguida, procedeu-se às seguintes extrações:

- 1) Fração trocável (F1): nas amostras foram adicionados 15,0 mL de nitrato de estrôncio (SrNO₃)₂ 0,10 mol L⁻¹. As amostras foram agitadas por 2 h em agitador horizontal a 120 oscilações por minuto, centrifugadas a 6000 rpm por 10 minutos, filtrados em papel filtro quantitativo e armazenados em frascos com tampa.
- 2) Fração ligada à matéria orgânica (F2): nos resíduos da F1, foram adicionados 25 mL de hipoclorito de sódio (NaClO) 5% com pH ajustado para 8,5 com HCl concentrado, aquecimento em banho maria a 90-95°C por uma hora. A suspensão foi agitada manualmente aos 15 e 40 minutos de aquecimento. Após resfriamento, os extratos foram agitados por 2 h em agitador horizontal a 120 oscilações por minuto, centrifugados a 6000 rpm por 10 minutos, filtrados em papel filtro quantitativo e armazenados em frascos com tampa.

- 3) Fração ligada aos óxidos de ferro mal cristalizados (F3): nos resíduos da F2, foram adicionados 20 mL de oxalato de amônio $0,20 \text{ mol L}^{-1}$ + ácido oxálico $0,20 \text{ mol L}^{-1}$ com pH ajustado para 3,0 (com uma das soluções). O preparo deste reagente foi realizado, conforme Sheldrick (1984). Nessa etapa os tubos de centrífuga foram recobertos com papel alumínio. A suspensão foi agitada por 2 h em agitador horizontal a 120 oscilações por minuto e centrifugadas a 6000 rpm por 10 minutos, filtradas em papel filtro quantitativo e armazenados em frascos com tampa.
- 4) Fração ligada a óxidos de ferro cristalinos (F4): nos resíduos da F3 foram adicionados 40 mL de HCl 6 mol L^{-1} , agitação por 24 h a 120 oscilações por minuto, os extratos foram centrifugados a 6000 rpm por 10 minutos, filtrados em papel filtro quantitativo e armazenados em frascos com tampa.
- 5) Fração residual (F5): o resíduo (solo) foi seco em estufa. Após secagem, em tubos de digestão foram adicionados aproximadamente 0,2 g de solo, 6,0 mL de ácido clorídrico 12 mol L^{-1} e 2,0 mL de ácido nítrico concentrado (65%), seguindo-se a digestão em bloco digestor por 2h a 60°C , 1 h a 105°C e a 140°C até restarem entre 0,5 e 1,0 mL nos tubos. Em seguida a digestão os extratos foram filtrados e diluídos em balões volumétricos de 25 mL e o Zn e Cu foram determinados por espectrometria de absorção atômica de chama.

Os extratos das frações F1, F2 e F3 foram acidificados com 1 gota de HNO_3 concentrado. A determinação de Zn e Cu foi realizada por espectrometria de absorção atômica de chama.

O grau de recuperação foi calculado por meio da equação 2, sendo adotado como critério de controle os resultados obtidos na extração sequencial e estipulando-se em $\pm 15\%$ a diferença máxima tolerável em relação ao valor pseudototal de Zn e Cu.

$$\text{Recuperação\%} = (\Sigma(\text{Frações}) / \text{ZnCuPttotal}) \times 100 \quad \text{eq. (2)}$$

Para estimar a mobilidade do Zn e Cu no solo, foi empregado o índice “fator mobilidade (FM)” proposto por Kabala e Singh (2001). Uma vez que os metais ligados às frações F2, F3, F4 e F5 são menos móveis no solo, sendo mais fortemente vinculados aos constituintes do solo do que a F1 (fração trocável). Assim, este índice foi obtido pela equação 3:

$$\text{FM (\%)} = (\text{F1} / (\text{F2} + \text{F3} + \text{F4} + \text{F5})) \times 100 \quad \text{eq. (3)}$$

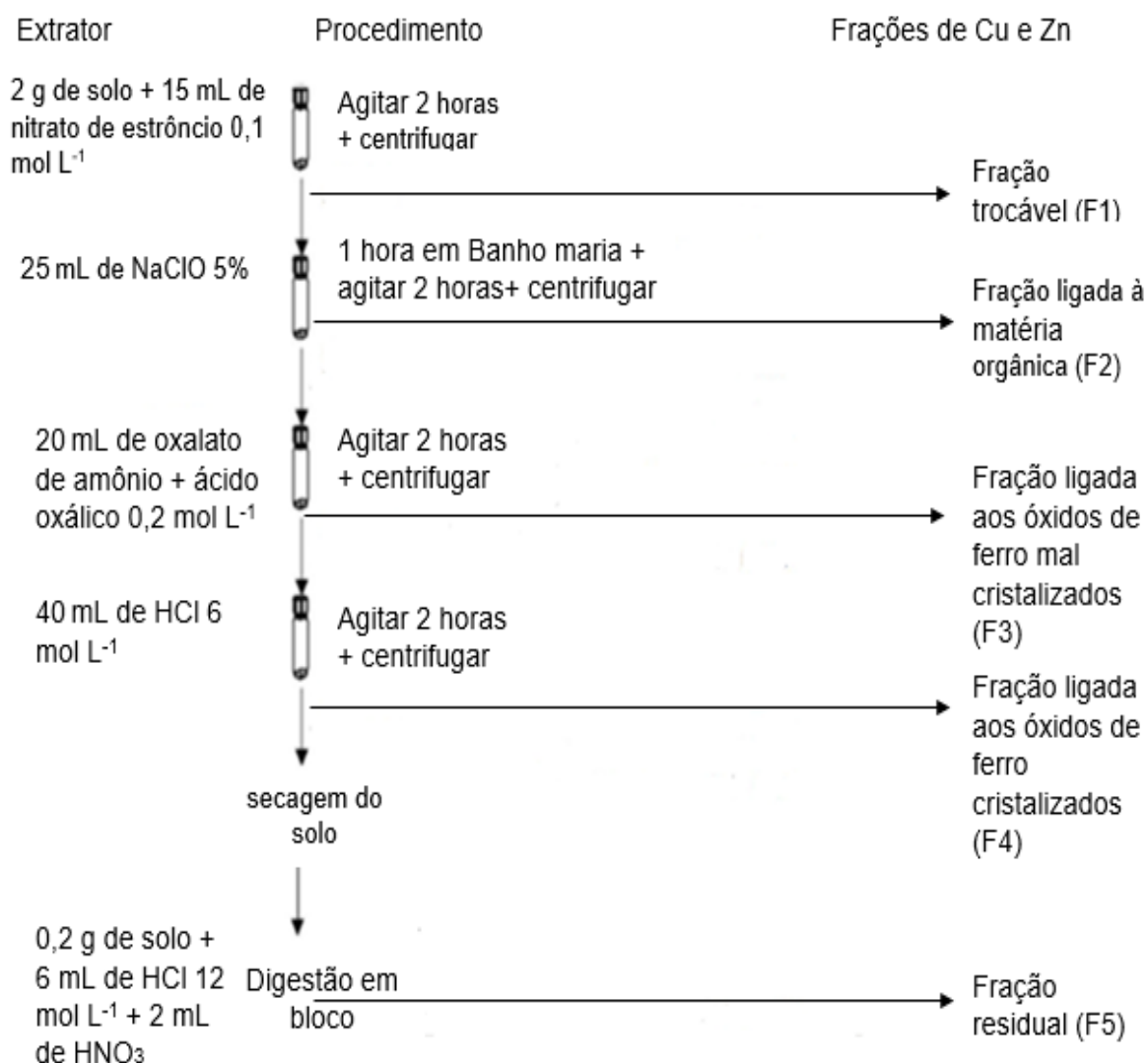


FIGURA 2. Esquema da técnica do fracionamento de Zn e Cu, conforme adaptações de Seganfredo (2013), Silveira et al, (2006) e Ahnstrom e Parker (1999).

4.2.6 Análise estatística

Os dados foram submetidos ao teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, sendo que as diferenças entre as áreas foram comparadas por meio ao nível de 5% de significância.

A análise de componentes principais foi utilizada com os dados do fracionamento químico sequencial, para verificar as variáveis mais importantes e diferenças entre as áreas coletadas e foi realizada análise de correlação de Pearson

entre os diferentes métodos de extração de P, Zn e Cu. As análises dos dados foram efetuadas no programa no SPSS, versão 22.0

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Disponibilidade de fósforo

Nas tabelas 16 e 17 estão os valores médios dos valores de P disponíveis por diferentes extratores. Com relação ao P disponível por M-1, M-3 e AD, em Campo Verde, maiores quantidades de P foram observados nas áreas CV7, CV5 e CV0. Foi verificado que não houve diferença entre essas áreas pelo teste de Kruskal Wallis – $p \leq 0,05$.

A área com três anos de aplicação de dejetos de suíno (CV3) teve menor teor de P disponível, podendo estar relacionado ao menor pH em comparação ao pH das outras áreas estudadas (Tabela 15). O pH interfere na quantidade de cargas positivas, como consequência, a adsorção de P deve ser maior com baixos valores de pH, meio em que os oxi-hidróxidos de Fe e de Al são os geradores dessas cargas e responsáveis pela retenção dos íons fosfatos (Viviani et al., 2010).

TABELA 16. Teores de fósforo (P) disponíveis pelos extratores Mehlich-1 (M-1), Mehlich-3 (M-3) e água destilada (AD) nos solos de Campo Verde - CV

	P mg dm ³		
	M-1	M-3	AD
0-0,10 m			
CV0	26,32a	21,74ab	3,18ab
CV3	6,83b	7,74b	0,43b
CV5	29,42a	36,83a	15,53a
CV7	18,55ab	21,16ab	9,56a
0,10-0,20 m			
CV0	9,84ab	15,68ab	1,49ab
CV3	2,56b	3,47b	0,32b
CV5	26,10a	26,011a	12,32a
CV7	14,44ab	16,82ab	6,92a

Médias seguidas de letras iguais minúsculas na vertical não diferem entre si estatisticamente, no nível de 5 % de probabilidade pelo teste de KRUSKAL-WALLIS.

Além disso, maiores valores de P disponíveis na área com adubação mineral em relação a área CV3, pode ser devido à aplicação de superfosfato simples (Tabela 14) na área CV0, que pode ter adicionado maiores quantidades de P na área CV3, pois segundo Rheinheimer e Anghinoni (2001), o aumento de P

disponível no solo é consequência da adição consecutiva de fertilizantes na camada superficial, ausência de revolvimento e diminuição das taxas de erosão.

Nas amostras coletadas no município de Nova Mutum, verificou-se que o teor de P disponível na área testemunha (NM0.0) foi menor em comparação à área em que teve aplicação por três anos de DLS (NM3) (Tabela 17), as quais têm a mesma textura e uso do solo (pasto), que se deve as menores quantidades de P adicionadas na área NM0.0 (100 kg ha⁻¹ de superfosfato simples a cada 3 anos) (Tabela 14).

TABELA 17. Teores de fósforo (P) disponíveis pelos extratores Mehlich-1 (M-1), Mehlich-3 (M-3) e Água destilada (AD), nos solos de Nova Mutum-NM.

	P mg dm ³		
	M-1	M-3	AD
0-0,10 m			
NM0.0	1,57b	0,74b	0,90b
NM3	13,88a	12,51a	6,89a
NM00	7,57ab	6,47ab	3,82ab
NM5	7,80ab	8,24ab	5,49ab
0,10-0,20 m			
NM0.0	0,50b	0,88b	0,40ns
NM3	5,76a	6,13a	1,35
NM00	5,00ab	5,8ab	0,61
NM5	6,11a	4,73ab	2,81

Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si estatisticamente, no nível de 5 % de probabilidade pelo teste de KRUSKAL-WALLIS.

Apesar de maiores quantidades de P disponíveis nas áreas com utilização de dejetos de suíno, não foi verificada diferença entre as áreas NM3, NM5 e NM00, em todos os extratores e profundidades avaliadas, mesmo essas áreas sendo de diferentes texturas e uso do solo.

Ao analisar os teores de P disponíveis nas camadas, observou-se que os teores de P diminuíram com a profundidade, em todas as áreas estudadas. Fatores como o não revolvimento do solo, implementado pelo manejo do cultivo mínimo (Tabela 14), o qual segundo Guareschi et al. (2012) favorece a manutenção da matéria orgânica e lenta taxa de mineralização, podem justificar essa maior quantidade de P na camada de 0-0,10 m.

O maior teor de P disponível foi observado na área com cinco anos de aplicação de DLS (CV5), na camada de 0-0,10 m (29,42 mg dm³), teor considerado alto para solos de Cerrado, conforme tabela de interpretação de fertilidade de Souza e Lobato, (2004).

Os extratores M-1 e M-3 extraíram teores de P disponíveis semelhantes, em todas as áreas avaliadas (Tabelas 16 e 17). O coeficiente de correlação (Tabela 18) entre os métodos M-1 e M-3 teve alto grau de associação, indicando que ambos os métodos podem ser utilizados na extração de P disponível no solo de áreas que receberam aplicações de DLS. O extrator AD extraiu menor quantidade de P nas áreas avaliadas e os coeficientes de correlação entre M-1/AD e M-3/AD foram menores quando comparado ao M-1/ M-3, sugerindo uma menor relação entre esses métodos.

TABELA 18 Correlação de Pearson entre os extratores de P.

Extratores	M-1	M-3	AD
M-1	1	0,89**	0,63**
M-3		1	0,74**
AD			1

**significativo ao nível de 1% de probabilidade

4.3.2 Formas de P no solo

Os teores de P total podem ser observados nas Tabelas 19 e 20, sendo que o maior teor foi registrado na área com adubação mineral, no município de Campo Verde. Os maiores teores de P total na área com adubação mineral (CV0), pode ser devido às quantidades de P adicionadas como fertilizantes que podem ter sido superiores às exportadas pelos grãos, conforme observado por Rheinheimer e Anghinoni (2001). No entanto, não se notou diferença (Tabela 20), entre as áreas no município de Nova Mutum onde as texturas são as mesmas (NM5 e 00) e (NM3 e 0.0).

Maiores quantidades de P total foram observados na camada 0-0,10 m em todas as áreas estudadas. Isso pode ocorrer pela não-incorporação dos fertilizantes adicionados na superfície, à menores perdas por erosão, e, também, pela reciclagem proporcionada pelas plantas, as quais absorvem o P disponível de

camadas mais profundas, deixando-o na superfície, quando da decomposição dos seus resíduos (Guareschi et al., 2012).

Quanto às frações do fósforo, para ambos os municípios, os resultados se encontram nas Tabelas 19 e 20. Verificou-se que não houve diferença no teor de P - lábil (Pi-bi) (Tabela 19) entre a área testemunha (CV0 = adubação mineral) em comparação com as áreas que receberam dejetos (CV7, 5 e 3), no município de Campo Verde. Os menores teores dessa fração foram observados na área CV3 que se diferenciou apenas da CV5.

Menores quantidades de P - lábil na CV3, pode ser devido ao tempo de mineralização dos resíduos orgânicos, onde os nutrientes são mineralizados por meio da decomposição. O tempo de mineralização da maioria dos nutrientes é determinado pela taxa de decomposição dos resíduos orgânicos, e a decomposição, por sua vez, é regulada por diversos fatores que incluem a composição bioquímica e o grau de humificação do resíduo orgânico (Maluf et al., 2015).

A fração inorgânica extraída por NaHCO_3 é considerada como uma forma disponível, pois é balanceada com o P da solução do solo (Guardini et al. 2012). A fração orgânica extraída com NaHCO_3 , é facilmente decomponível, formada por fosfatos diésteres e regulada pela atividade microbiana do solo e, constitui o reservatório de P lábil no solo (Guardini et al., 2012, Couto et al., 2017).

Com relação ao Po-bi, não foi verificado diferença entre as áreas na camada de 0-0,10 m, no município de Campo Verde, essa fração foi encontrada em menores teores em relação ao Pi-bi em todas as áreas de estudo. De acordo com Gatiboni et al. (2008), a fração Po-bi pouco se acumula no solo por estar relacionada a compostos orgânicos de fácil decomposição, os quais sustentam e são regulados pela biomassa microbiana do solo, que pode ter acarretado pequeno acúmulo nessa forma de P no solo, podendo ser rapidamente mineralizada

TABELA 19. Teores de fósforo inorgânico (Pi) e orgânico (Po), nas frações químicas de Latossolos do município de Campo Verde-MT com histórico de aplicação de dejetos líquido de suíno.

	Pi-bi	Po-bi	Pi-hi 0,1	Po-hi 0,1	Pi-hi 0,5	Po-hi 0,5	Pi HCl	Pr	Pt	Ptr	R
0-0,10 m	mg kg ⁻¹										%
CV0	24,44ab	11,56 ns	63,15a	11,45ns	17,03a	22,08 ^a	15,52ns	61,94	374,2 a	227,2	60,72
CV3	10,59b	8,94	39,30b	3,91	6,60b	13,45ab	10,33	71,41	207,24 b	164,6	79,41
CV5	32,35a	6,65	57,73ab	12,83	11,38ab	8,27ab	17,85	72,85	322,20 ab	220	68,26
CV7	21,25ab	7,73	46,87ab	10,15	13,65ab	6,52b	10,51	71,23ns	254,93ab	188	73,72
0,10-0,20 m											
CV0	18,71ab	10,21a	47,47a	14,01ns	12,61a	15,19a	7,41ns	69,95	297,82 ns	195,6	65,68
CV3	5,51b	9,43ab	27,13b	4,75	5,13b	13,19a	6,36	65,03	189,30	136,6	72,14
CV5	25,76a	4,68b	37,45ab	3,31	6,96ab	9,70ab	10,91	50,59	267,08	149,4	55,93
CV7	17,63ab	11,11ab	37,4ab	4,70	11,03ab	5,03b	6,50	75,39ns	212,02	168,8	79,62

Pi-bi e Po-bi (fósforo inorgânico e orgânico extraído com NaHCO₃), Pi-hi e Po-hi 0,1 (fósforo inorgânico e orgânico extraído com NaOH 0,1 mol L⁻¹), Pi-hi e Po-hi 0,5 (fósforo inorgânico e orgânico extraído com NaOH 0,5 mol L⁻¹), Pr= fósforo residual, Pt= fósforo total, Ptr=fósforo total obtido pela soma das frações, R=taxa de recuperação. Médias seguidas de letras iguais minúsculas na vertical não diferem entre si estatisticamente, no nível de 5 % de probabilidade pelo teste de KRUSKAL- WALLIS. Ns (não significativo).

Nas áreas do município de Nova Mutum (Tabela 20), menores teores de Pi-bi foram observados na área testemunha (NM0.0), sendo diferente da área com três anos (NM3) de aplicação de DLS. Deste modo, a utilização de DLS pode ter aumentando as quantidades de P mais prontamente disponíveis no solo, pois esses solos (NM0.0 e NM3) são de mesma textura e uso, porém, nas áreas NM00 e NM5 não houve diferença.

Com relação ao Po-bi não foi verificado diferença entre as áreas nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m. Maiores quantidades de Po-bi em relação ao Pi-bi foram observados nas áreas NM5 e NM0.0, assim nessas áreas a mineralização dos compostos orgânicos pode ter sido mais lenta, ocorrendo acúmulo de P nas formas Po-bi. Embora o acúmulo dessa fração seja agronomicamente desejado, aumenta o risco de contaminação ambiental (Couto et al., 2017).

As formas Pi e Po-bi foram maiores na camada de 0-0,10 m, que pode ser devido ao preparo mínimo do solo nas áreas estudadas. Além disso, conforme observado por Bolzani et al., (2012), o P é um elemento pouco móvel no solo, então as aplicações superficiais favorecem os incrementos de P nas primeiras camadas.

As frações inorgânicas e orgânicas de P extraídas com NaOH 0,1 mol L⁻¹ (Po e Pi hi 0,1) e NaOH 0,5 mol L⁻¹ (Po e Pi-hi 0,5), representam o P inorgânico sorvido por óxidos e argilas com energia de ligação intermediária, bem como P orgânico encontrado em formas moderadamente lábeis (GATIBONI et al., 2007). Foi verificado que em todas as áreas avaliadas, as frações Pi e Po -hi em NaOH 0,1 mol L⁻¹ foram mais representativas no acúmulo de P quando comparada às frações Pi e Po hi- 0,5 (Figura 3). Esse resultado pode indicar que os coloides inorgânicos dos solos estudados não apresentam alta afinidade com o P, pois segundo Gatiboni et al., (2008), em outros tipos de solos, especialmente naqueles que apresentaram altas quantidades de óxidos de ferros, maiores quantidades de P mediantemente lábil são encontradas na fração Pi-hi 0,5 em razão do alto poder sortivo do solo.

TABELA 20. Teores de fósforo inorgânico (Pi) e orgânico (Po), nas frações químicas de Latossolos do município de Nova Mutum - MT com histórico de aplicação de dejetos líquido de suíno.

	Pi-bi	Po-bi	Pi-hi 0,1	Po-hi 0,1	Pi-hi 0,5	Po-hi 0,5	P HCl	Pr	Pt	Ptr	R
0-0,10 m	mg kg ⁻¹										%
NM0.0	3,83b	9,70ns	15,62b	25,99ns	5,59b	10,39a	5,89ns	126,42ns	235,98b	203,2	86,11
NM3	28,24a	8,22	37,38ab	16,81	7,75b	8,59a	8,46	148,5	324,66ab	264	81,31
NM00	20,64ab	6,45	140,00a	19,57	42,22a	3,00b	5,32	140,5	458,1a	377,8	82,34
NM5	8,93ab	9,51	53,21ab	38,64	28,67ab	8,64a	4,99	139,4	424,23a	292	68,83
0,10-0,20 m											
NM0.0	2,27b	9,45ns	10,29b	24,9ns	3,72b	7,88ns	6,47ns	111,20 ns	209,98b	176,2	83,91
NM3	7,86ab	11,93	18,52ab	23,44	4,75ab	8,14	5,99	135,70	257,54ab	216,1	83,9
NM00	13,82 ^a	10,23	121,7a	21,28	36,77a	2,72	4,79	160,2	433,84a	371,6	85,64
NM5	15,93 ^a	11,65	91,91a	37,23	33,73a	7,47	6,29	124,3	392,32ab	328,6	83,74

Pi-bi e Po-bi (fósforo inorgânico e orgânico extraído com NaHCO₃), Pi-hi e Po-hi 0,1 (fósforo inorgânico e orgânico extraído com NaOH 0,1 mol L⁻¹), Pi-hi e Po-hi 0,5 (fósforo inorgânico e orgânico extraído com NaOH 0,5 mol L⁻¹), Pr= fósforo residual, Pt= fósforo total, Ptr=fósforo total obtido pela soma das frações, R , R=taxa de recuperação. Médias seguidas de letras iguais minúsculas na vertical não diferem entre si estatisticamente, no nível de 5 % de probabilidade pelo teste de KRUSKAL-WALLIS. Ns (não significativo).

Os teores de P na fração moderadamente lábil (P-hi 0,1 e 0,5) foram maiores que na fração lábil (P-bi) (Figura 3). Embora as frações P-hi sejam consideradas de baixa disponibilidade para as plantas, em solos de regiões tropicais elas são relativamente dinâmicas, pois a fração moderadamente lábil pode atuar como fonte ou dreno de P disponível em função da quantidade deste que é adicionada ao solo (Couto et al., 2015). Assim, maiores quantidades de P nessa fração podem ser de grande importância para a absorção vegetal.

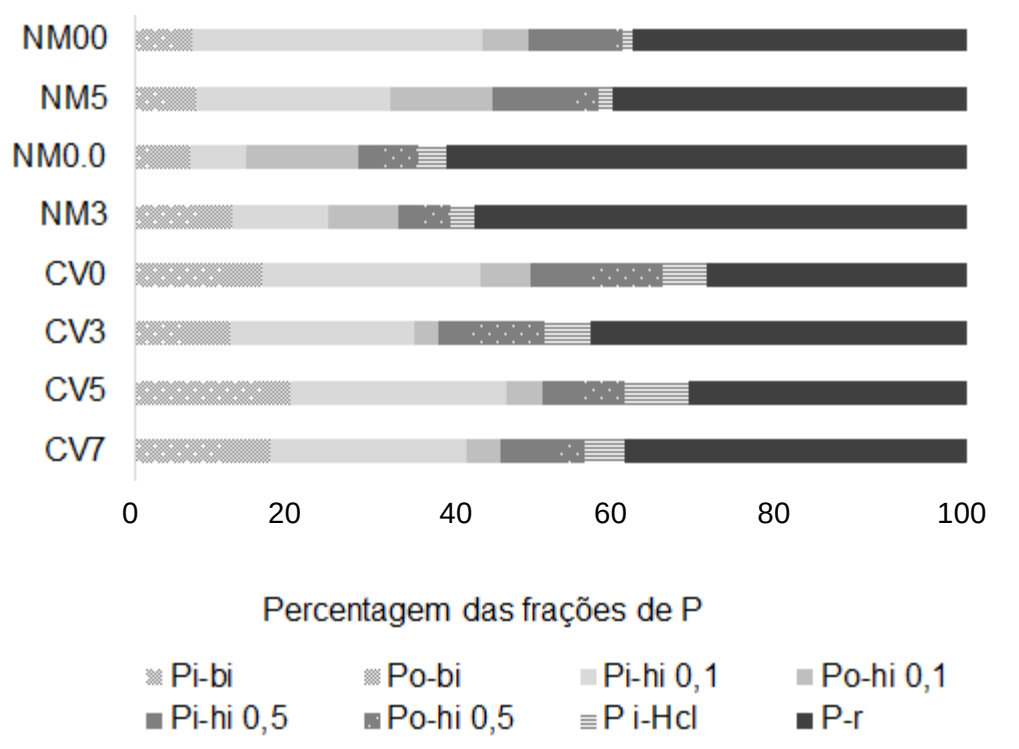


FIGURA 3. Formas de P e suas proporções na camada de 0-0,20 m nos Latossolos, dos municípios de Campo Verde (CV) e Nova Mutum (NM).

Pi-bi e Po-bi (fósforo inorgânico e orgânico extraído com NaHCO_3), Pi-hi e Po-hi 0,1 (fósforo inorgânico e orgânico extraído com NaOH 0,1 mol L^{-1}), Pi-hi e Po-hi 0,5 (fósforo inorgânico e orgânico extraído com NaOH 0,5 mol L^{-1}), Pr= fósforo residual,

Menores quantidades de Pi-hi 0,1 e Pi-hi 0,5 foram observados na área CV3 nas camadas de 0-0,10 e 0,10-0,20 m, sendo que a única diferença encontrada foi entre CV3 e CV0. Em relação ao Po-hi 0,1 não foi verificado diferença entre as áreas. Na fração Pi-hi 0,5 não foi observado diferença entre as áreas de Nova Mutum com dejetos (NM3 e 5) e sem dejetos (NM0.0 e NM00), na camada de 0-0,10 m. Quanto ao Po-hi 0,5 não houve diferença entre as áreas.

A fração não lábil de P é constituída de P extraído pela solução de HCl 1 mol L⁻¹ (Pi HCl), e são praticamente formas de P ligadas ao cálcio (Cross e Schlesinger, 1995), e de P residual. Não houve diferença entre as áreas estudadas quanto ao P-HCl. Foi observado que a fração extraída com HCl teve pequena participação no P-total (1,38 a 7,78 %) (Figura 3). Guardini et al. (2012) utilizando dejetos de suíno por longo período em Argissolo, verificaram aumento de P na fração HCl, principalmente nas camadas superiores do solo. Os autores explicam que, em geral, mais de 60% de P contido no dejetos aplicado ao solo é encontrado na fração inorgânica ligada ao cálcio. Neste sentido, o aumento da fração P-HCl vai depender da composição do dejetos de suíno e do solo, pois o extrator HCl extrai preferencialmente formas de P ligadas ao Ca (Cross e Schlesinger, 1995).

A fração mais recalcitrante de P no solo é a residual, que não é facilmente acessada por extratores químicos seletivos, utilizados no fracionamento do solo. Essa fração pode contribuir para a nutrição das plantas apenas em situações de carência de P (Guardini et al., 2012). Em todas as áreas estudadas (Tabelas 19 e 20), foi verificado que não houve diferença quanto ao P-r. Segundo Gatiboni et al. (2005), em solos pouco sujeitos a perdas por erosão ou remoção pelas colheitas, o P-r não sofre alterações significativas.

A maior parte do P total das áreas NM-3 (59%) e NM-0.0 (62%) foi determinada na fração residual (Figura 3), que indica que grande parte do P neste solo encontra-se em formas de alta energia de ligação com os colóides, ou seja, são solos com maior capacidade de adsorção de fosfatos (Cross e Schlesinger, 1995).

Nas áreas CV7 (41%), CV5 (33%), CV3 (45%), CV0 (31%), NM5 (42%) e NM00 (40%) a participação da fração residual no P total foi menor, sendo um indicativo de menores proporções de óxidos de ferro e alumínio na fração argila, onde o fósforo adicionado tende a acumular-se preferencialmente em frações lábeis, com pouco ou nenhum efeito sobre a fração residual (Couto et al., 2017).

Ceretta et al. (2010) avaliaram diferentes doses de dejetos em um Argissolo e verificaram que o P residual não foi afetado pela adição de dejetos de suínos, e isso ocorreu porque o P adicionado com dejetos de suínos se acumula no solo em frações de menor recalcitrância.

O P total recuperado (Ptr) no fracionamento representou de 55 a 79,62% (Campo Verde) e 68,83 a 86,11% (Nova Mutum) do P total obtido por digestão ácida. A taxa de recuperação obtida foi menor do que a relatada por Segnanfredo,

(2013) em áreas com uso de dejetos animais por 10 anos, que variou entre 86 e 120%. Segundo o autor, as dificuldades inerentes a esse tipo de trabalho, como as transferências de alíquotas, filtrações e análises colorimétricas podem alterar a taxa de recuperação.

Observa-se na Figura 3 que nas áreas CV7, CV3, NM3 e NM0.0, as formas preferenciais de acumulação de P foram em ordem decrescente, $P-r, > P-hi\ 0,1$ e $0,5 P_{bi} > P-HCl$. Enquanto nas áreas CV5, CV0, NM5 e NM00, as formas preferencias foram $P-hi\ 0,1$ e $0,5 > P-r > P-bi > P-HCl$.

Foi observado que independentemente do uso ou não do dejetos, o P moderadamente lábil foi encontrado em grande quantidade em todas as áreas avaliadas. O aumento de P moderadamente lábil pode estar ocorrendo devido à maior disponibilidade de P inorgânico nos solos com utilização de dejetos de suíno e à menor concentração de compostos dissolvidos no adubo mineral da área CV0, uma vez que esses compostos podem ser adsorvidos nos grupos funcionais da superfície dos constituintes minerais da fase sólida, aumentando a dessorção de P (Ceretta et al., 2010, Couto et al., 2017).

As proporções de P nas formas lábeis ($P-bi + P-hi\ 0,1 + P-hi\ 0,5$) e não lábeis ($P-HCl + P-r$) estão na Figura 4. Não houve predominância de formas de P mais lábeis em relação às não lábeis, quando foi comparado as áreas com e sem uso de dejetos. A grande quantidade de P lábil nas áreas sem dejetos, indica que o DLS não aumentou os teores de P disponíveis quando comparada à área com adubação mineral (CV0), oposto do observado por Couto et al., (2017), comparando diferentes fontes de resíduos orgânicos e adubação mineral em um Argissolo vermelho, que verificaram que a cama sobreposta de suíno, o dejetos líquido de suíno e esterco bovino, forneceram níveis mais altos de P nas frações lábeis (resina + $NaHCO_3$ orgânico + $NaHCO_3$ inorgânico) que a adubação mineral.

Houve predominância de P nas formas mais disponíveis, nas áreas CV7, CV5, CV0, NM5 e NM00. Segundo Guardini et al. (2012), com o aumento das formas lábeis em relação às formas não lábeis aumentam os riscos ambientais, pela maior transferência de P aos recursos hídricos

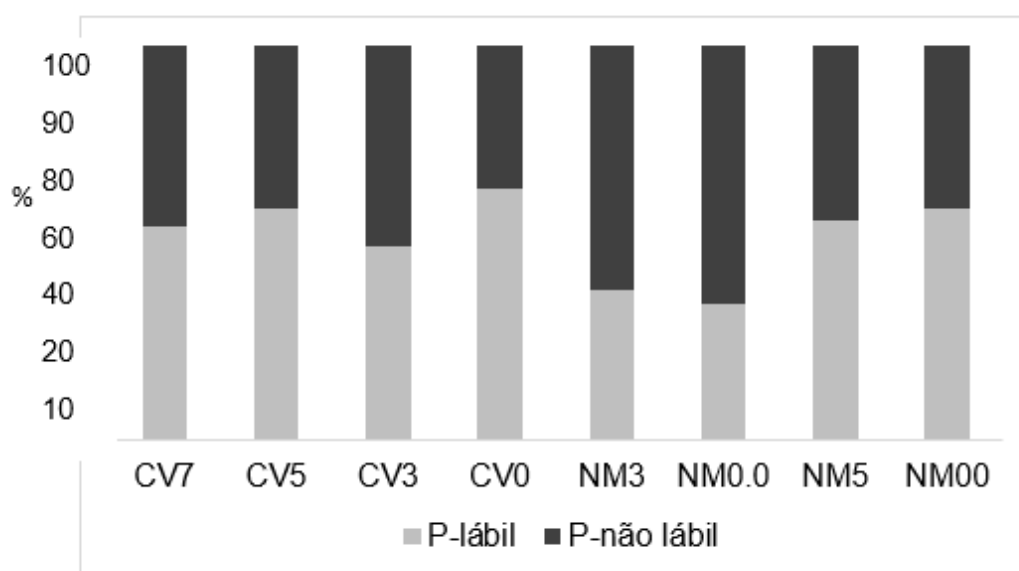


FIGURA 4. Proporções de P nas formas lábeis e não lábeis nos Latossolos, considerando na camada de 0-0,20 m em Campo Verde e Nova Mutum.

Os resultados do fósforo biológico e geoquímico estão na Tabela 21. Em todas as áreas estudadas a acumulação de P se deu essencialmente no P geoquímico, sendo menor a quantidade de P na fração P biológico.

A fração de P Biológico está relacionada a compostos orgânicos de fácil decomposição, que sustentam e são regulados pela atividade microbiana do solo, fazendo com que não ocorra acúmulo expressivo nesta forma de P, já que é rapidamente mineralizada (Ceretta et al., 2010, Gatiboni et al., 2008). Todavia, a importância do P biológico no suprimento de P para as plantas pode ser alta, principalmente em sistemas com baixa adição de fertilizantes (Conte et al., 2003).

Nos solos de Campo Verde, não houve diferença entre as áreas quanto ao P geoquímico. Em relação ao P biológico a área CV0 obteve as maiores quantidades. Em Nova Mutum, o P geoquímico foi maior na NM00 e o P biológico foi maior na NM0.0.

TABELA 21. Fósforo geoquímico e biológico dos municípios de Campo Verde (CV) e Nova Mutum (camada 0-0,20 m).

CV	Pgeoquímico	Pbiológico
CV0	169,15ns	42,27a
CV3	123,73	26,84ab
CV5	161,94	22,73b
CV7	155,75	22,64b
NM		
NM0.0	145,67c	44,17a
NM3	201,58bc	38,58ab
NM00	343,02a	31,64b
NM5	253,69ab	56,58a

Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si estatisticamente no nível de 5 % de probabilidade pelo teste de KRUSKAL-WALLIS. Ns (não significativo)

Na análise de componentes principais (ACP), foram extraídos dois componentes, que, de forma acumulada, explicaram 65,35% da variabilidade total dos dados (Tabela 22). O primeiro componente (C1) explicou 36,81% da variabilidade total dos dados, sendo que as variáveis Pi-hi 0,5, Pr e Pt foram as mais representativas, enquanto, que o segundo componente foi mais correlacionado com o P disponível e Pi-bi.

TABELA 22. Análise de componentes principais das formas de fósforo nos Latossolos dos municípios de Campo Verde e Nova Mutum.

Componentes da variância	Componentes principais	
	1	2
Autovalor	3,68	2,85
Percentual	36,81	28,54
Percentual acumulado	36,81	65,35
Variáveis	Correlação com os componentes principais	
PD	-0,21679	0,49233
Pi-bi	-0,045372	0,54344
Po-bi	0,063813	-0,20575
Pi-hi 0,1	0,37837	0,3208
Po-hi 0,1	0,32188	-0,073023
Pi-hi 0,5	0,44104	0,20717
Po-hi 0,5	-0,30341	-0,039542
P HCl	-0,30715	0,39586
Pr	0,39518	-0,14267
PT	0,40376	0,30028

PD-Fósforo disponível, Pi-bi (fósforo inorgânico extraído com NaHCO_3), Po-bi (fósforo orgânico extraído com NaHCO_3), Pi-hi0,1 (fósforo inorgânico extraído com NaOH 0,1 mol L^{-1}), Po-hi 0,1

(fósforo orgânico extraído com NaOH 0,1 mol L⁻¹, Pi-hi0,5 (fósforo inorgânico extraído com NaOH 0,5 mol L⁻¹), Po-hi0,5 (fósforo orgânico extraído com NaOH 0,5 mol L⁻¹), P-HCl (fósforo extraído com HCl), Pr (fósforo residual), Pt (fósforo total).

A ACP indicou variação na distribuição das formas de fósforo, e uma separação entre as áreas estudadas (Figura 5). Foi observado que as áreas CV0 e CV5 se agruparam e foram relacionadas às variáveis PD e Pi-bi, assim nessas áreas a quantidade de fósforo disponível são maiores, corroborando com os resultados obtidos na Tabela 19. As áreas NM5 e NM0 também se agruparam e estão mais relacionadas às variáveis Pi-hi0,5, Pr e Pt.

Observa-se que a ACP não diferenciou áreas com e sem dejetos (Figura 5), pois áreas com e sem utilização de dejetos foram agrupadas, indicando que a mudança na distribuição das variáveis não está relacionada ao uso de DLS nos solos.

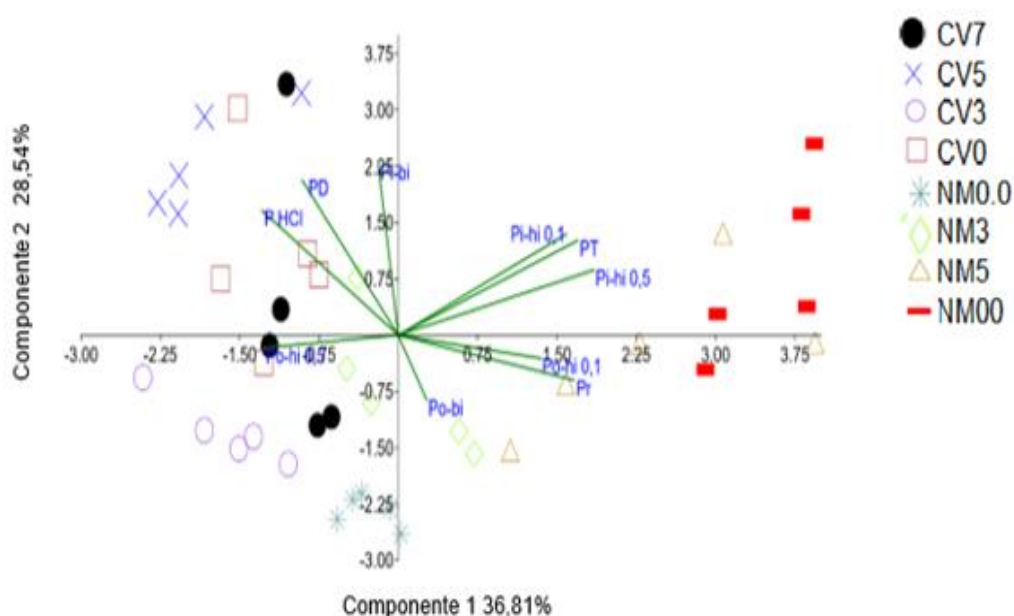


Figura 5. Relação entre o componente principal 1 e 2 das frações de P, na camada de 0-0,20 m, em Latossolos dos municípios de Campo Verde (CV) e Nova Mutum (NM). PD-Fósforo disponível, Pi-bi (fósforo inorgânico extraído com NaHCO₃), Po-bi (fósforo orgânico extraído com NaHCO₃), Pi-hi0,1 (fósforo inorgânico extraído com NaOH 0,1 mol L⁻¹), Po-hi 0,1 (fósforo orgânico extraído com NaOH 0,1 mol L⁻¹, Pi-hi0,5 (fósforo inorgânico extraído com NaOH 0,5 mol L⁻¹), Po-hi0,5 (fósforo orgânico extraído com NaOH 0,5 mol L⁻¹), P-HCl (fósforo extraído com HCl), Pr (fósforo residual), Pt (fósforo total).

4.3.3 Disponibilidade de Cobre e zinco

Nas Tabelas 23 e 24 estão os teores de Cu e Zn disponíveis nas áreas estudadas. Foi observado nos solos de Campo Verde (Tabela 24) que a área com adubação mineral (CV0) teve menores teores de Zn disponíveis. Foi verificada diferença apenas entre as áreas CV5 e CV0 (camada 0-0,10 m).

Em Nova Mutum quando se compara as áreas de mesma textura (NM3; 0.0 e 5; 00), foi verificado menores teores de Zn nas áreas sem dejetos. Apesar de menores teores de Zn em áreas com adubação mineral, foi encontrada diferença apenas entre as áreas NM5 e NM00.

Os teores de Zn nas áreas com utilização de dejetos variaram entre 1,3 e 8,1, valores considerados altos segundo Souza e Lobato, (2004). Maiores teores de Zn nas áreas com aplicação de DLS se justificam, pois, o Zn é um importante elemento para a nutrição animal e presentes nos complexos minerais usados na formulação de rações (Basso et al., 2012).

TABELA 23. Teores de zinco (Zn) e cobre (Cu) extraídos por Mehlich-1 (M-1), Mehlich-3 (M-3) e HCl 0,1 mol L⁻¹ em Campo Verde.

	Zn mg kg ⁻¹			Cu mg kg ⁻¹		
	M-1	M-3	HCl	M-1	M-3	HCl
0-0,10 m						
CV0	0,42b	0,76b	0,48b	1,25a	1,28a	0,94a
CV3	3,26ab	2,54ab	2,44ab	0,80ab	1,22ab	0,47ab
CV5	6,54a	7,82a	7,41a	0,16ab	1,08ab	0,32ab
CV7	3,82ab	4,82ab	4,62ab	0,10b	0,84b	0,02b
0,10-0,20 m						
CV0	0,08b	0,10b	0,16b	0,15 ns	0,64ns	0,24a
CV3	0,66ab	0,42ab	0,53ab	0,10	0,64	0,25a
CV5	1,36a	0,8ab	1,81a	0,10	0,60	0,08ab
CV7	2,08a	1,4a	1,44a	0,10	0,66	0,02b

Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si estatisticamente no nível de 5 % de probabilidade pelo teste de KRUSKAL-WALLIS. Ns (não significativo)

Quanto ao Cu, diferentemente do que ocorreu com o Zn, foi verificado em Campo Verde maiores teores na área com adubação mineral (CV0). Assim, a adubação mineral na CV0 (Tabela 14) pode estar disponibilizando mais Cu, quando

comparado às áreas com utilização de dejetos de suíno, além disso, o aporte de metais ao solo, via resíduo, vai depender da concentração do metal do DLS (Couto et al., 2016).

Nas áreas CV0 e CV3 de Campo Verde, os teores de Cu foram maiores que 0,8 mg kg⁻¹, teores considerados altos segundo a classificação de Souza e Lobato (2004). Em Nova Mutum, observa-se que, independentemente da utilização de DLS, os teores de Cu (extratores M-1 e HCl) foram considerados altos de acordo com a tabela de interpretação de Souza e Lobato (2004). Observou-se maiores teores de Cu e Zn na camada superficial 0-0,10 m, que pode ser atribuído ao não/pouco revolvimento do solo nas áreas de estudo (Tabela 14).

TABELA 24. Teores de zinco (Zn) e cobre (Cu) extraídos por Mehlich-1 (M-1), Mehlich-3 (M-3) e HCl 0,1 mol L⁻¹ em Nova Mutum.

	Zn mg kg ⁻¹			Cu mg kg ⁻¹		
	M-1	M-3	HCl	M-1	M-3	HCl
0-0,10 m						
NM0.0	0,10b	0,16b	0,13b	1,00ns	0,74b	2,8bc
NM3	1,64ab	1,30ab	1,8ab	1,00	0,72b	2,48c
NM00	0,38b	0,52b	0,93ab	1,00	1,08ab	3,6ab
NM5	8,10a	4,96a	5,84a	2,22	3,02a	4,24 ^a
0,10-0,20 m						
NM0.0	0,10ns	0,18ab	0,06b	1,00ns	0,72b	2,80ab
NM3	0,10	0,00b	0,03b	1,00	0,60b	2,40b
NM00	0,12	0,52ab	0,36ab	1,00	1,04ab	3,60 ^a
NM5	0,52	0,84 ^a	0,84a	2,20	1,90a	5,04 ^a

Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si estatisticamente, no nível de 5 % de probabilidade pelo teste de KRUSKAL-WALLIS. Ns (não significativo).

Foi observado que a capacidade de extração dos extratores usados variou entre as áreas e que os teores de Zn disponíveis foram próximos, nas áreas de estudo (Tabelas 23 e 24), utilizando os três extratores (M-1, M-3 e HCl). As correlações entre os extratores foram 0,84** (M-1/M-3), 0,88** (M-1/HCl) e 0,92** (M-3/HCl). Bortolon e Gianello (2010) avaliando os mesmos extratores em solos da região sul do Brasil verificaram correlações de 0,79** (HCl/M-3) e 0,88 ** (HCl e M-1). Os valores da correlação encontrados nesse estudo foram altos, indicando que os três extratores podem ser utilizados na extração de Zn.

Quanto aos extratores utilizados para a extração de Cu, observa-se que em Campo Verde (CV7, CV5, CV3 e CV0), o extrator M-3 extraiu mais Cu, enquanto que

em Nova Mutum (NM-3, 0.0, 5 e 00) o extrator HCl extraiu mais Cu (Tabela 23 e 24), indicando que a acidez do extrator pode estar influenciando na capacidade de extração do mesmo. Segundo Gonçalves Junior et al., (2008), os extratores ácidos M-1 (pH 1,5) e HCl (pH 1,4) são mais eficazes em solos ácidos.

As correlações entre os extratores foram de 0,82** (M-1/M-3), 0,81** (M-1/HCl) e 0,61** (M-3/HCl), diferente das verificadas pelos autores Bortolon e Gianello (2010), que encontraram correlações de 0,60** (HCl/M-1) e 0,91** (HCl e M-3). As correlações entre M-1/M-3 e M-1/HCl indicam alto grau de associação entre os extratores.

4.3.4 Formas de Zinco e Cobre no solo

4.3.4.1 Formas de Zinco

A distribuição das formas de Zn no solo está nas Tabelas 25 e 26. Os teores de Zn pseudototal variaram entre 6,75 e 15,5 mg dm³, esses valores estão abaixo do limite de investigação em áreas agrícolas que é de 450 mg kg⁻¹, estabelecido na Resolução 420 do Conama (2009).

TABELA 25. Formas de Zinco nos Latossolos do município de Campo Verde com e sem histórico de aplicação de dejetos líquido de suíno.

	ZnPT	ZnD	F1	F2	F3	F4	F5	ZnTr	ZnD/ZnPT	R	FM
	0-0,10 m (mg kg ⁻¹)									%	
CV0	10,00 ns	0,42b	0,07b	0,53a	1,68b	1,04b	2,25ns	5,57	4,20	55,75	1,36
CV3	11,50	3,26ab	1,47ab	0,38ab	3,74ab	1,92ab	2,75	10,26	28,34	89,28	16,70
CV5	18,00	6,54a	1,27ab	0,15b	4,94a	3,80a	3,5	13,66	36,33	75,91	10,29
CV7	15,50	3,82ab	2,20a	0,12b	5,92a	3,28a	2,75	14,28	24,64	92,12	18,26
	0,10-0,20 m										
CV0	6,75ns	0,08b	0,07b	0,53a	1,12b	0,68ab	3,00ns	5,41	1,18	80,18	1,40
CV3	8,25	0,66ab	0,15ab	0,38ab	1,66ab	1,00ab	3,05	6,69	8,00	81,18	2,29
CV5	9,25	1,36a	0,31ab	0,10b	1,88ab	0,44b	3,50	6,23	14,7	67,4	5,32
CV7	13,25	2,08a	1,66a	0,12b	4,54a	2,16a	3,00	11,49	15,69	86,71	16,94

ZnPT (zinco pseudototal), ZnD (zinco disponível Mehlich-1), Zn nas frações, trocável (F1), ligado à matéria orgânica (F2), ligado a óxidos ferro mal cristalizados (F3), ligado a óxidos de ferro cristalizados (F4) e residual (F5); Zntr (zinco total recuperado, soma das frações), R(taxa de recuperação), FM (fator mobilidade). Médias seguidas de letras iguais minúsculas na vertical não diferem entre si estatisticamente, no nível de 5 % de probabilidade pelo teste de KRUSKAL-WALLIS. Ns (não significativo)

Em Campo Verde não houve diferença entre as áreas quanto aos teores de Zn pseudototal. Os teores pseudototais de Zn estão próximos dos valores encontrados por Pierangeli et al., (2015), em áreas de Campo Verde. Entretanto, em Nova Mutum foi verificado diferença entre as áreas NM5 e 00, com maiores teores de Zn pseudototal na área com utilização de dejetos de suíno (NM5).

A taxa de recuperação (R) variou entre 55,75 e 92,12% (Campo Verde), e 63,12 e 91,91 % (Nova Mutum), sendo que a taxa de recuperação mais baixa foi verificada na CV0. Segundo Souza et al. (2012), na taxa de recuperação é adotado como critério de controle os resultados, obtidos na extração sequencial e estipula-se em $\pm 15\%$, a diferença máxima tolerável em relação ao valor de Zn total. Considerando o exposto acima, os resultados deste trabalho se encontram dentro dos limites de erro tolerável nas áreas CV7, CV3, NM3 e 5 (camada 0-0,10 m). Nessas áreas a soma das seis frações se apresenta em concordância com a respectiva concentração total determinada. Diferenças maiores que 15% verificadas neste estudo podem ser devido às dificuldades operacionais no fracionamento químico e a variação dos atributos e origem das amostras.

TABELA 26. Formas de Zinco nos Latossolos do município de Nova Mutum com e sem histórico de aplicação de dejetos líquidos de suíno.

	ZnPT	ZnD	F1	F2	F3	F4	F5	ZnTr	ZnD/ZnT	R	FM
	0-0,10 m mg kg ⁻¹								%		
NM0.0	7,50b	0,10b	0,07b	0,34ns	0,94b	0,52b	4,00a	5,80	1,33	78,33	1,29
NM3	9,50ab	1,64ab	0,75a	0,28	1,82ab	0,32b	5,25a	8,40	17,26	88,50	9,57
NM00	8,00b	0,38b	0,49ab	0,34	2,22ab	1,72ab	1,75ab	6,52	4,75	81,56	8,20
NM5	14,50a	8,10a	2,53a	0,21	4,62a	3,96a	2,00b	13,32	55,86	91,91	23,5
	0,10-0,20										
NM0.0	7,75ab	0,10ns	0,40ns	0,32ns	0,60b	0,60ab	4,25b	6,17	1,29	79,67	7,01
NM3	7,00b	0,10	0,24	0,31	0,84ab	0,12b	4,00ab	5,51	1,42	78,75	4,55
NM00	6,75b	0,12	0,33	0,33	1,36ab	1,04a	1,50a	4,56	1,77	67,55	7,80
NM5	10,25a	0,52	0,60	0,22	1,92a	1,48a	2,25ab	6,47	5,07	63,12	10,2

ZnPT (zinco pseudototal), ZnD (zinco disponível Mehlich-1), Zn nas frações, trocável (F1), ligado à matéria orgânica (F2), ligado a óxidos ferro mal cristalizados (F3), ligado a óxidos de ferro cristalizados (F4) e residual (F5); ZnTr (zinco total recuperado, soma das frações), R(taxa de recuperação), FM (fator mobilidade). Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si estatisticamente, no nível de 5 % de probabilidade pelo teste de KRUSKAL-WALLIS. Ns (não significativo)

A quantidade e as proporções de Zn obtidas em cada fração do fracionamento químico estão nas Tabelas 25 e 26 e na Figura 6. Observa-se que ambos os municípios, as quantidades de Zn na fração trocável (F1) foram maiores

nas áreas com uso de dejetos, com diferença entre as áreas CV7 e CV0 (Campo Verde); NM3 e 0.0 (Nova Mutum).

Tiecher et al. (2013) estudando um Argissolo vermelho com histórico de aplicação de dejetos líquido de suíno também verificaram aumento no teor de Zn na fração trocável, quando comparado ao controle (sem DLS). Segundo os autores o DLS é rapidamente decomposto, assim o Zn pode ser liberado aumentando seu teor na fração trocável do solo.

Na forma ligada a matéria orgânica (F2), em Campo Verde a maior quantidade foi verificada na área com adubação mineral (CV0). Em Nova Mutum não houve diferença entre as áreas de estudo. Os maiores percentuais de Zn (Figura 6) foram obtidos na fração residual nas áreas CV5, CV3, CV0, NM3, NM0.0. Nas áreas CV7, NM5 e NM00 os maiores percentuais de Zn foram na fração óxidos de ferro mal cristalizados (F3) que é uma fração considerada moderadamente lábil.

Tiecher et al. (2013) e Girotto et al. (2010) em estudos com utilização de DLS verificaram que o Zn se acumulou na fração residual no solo sem dejetos e quando foi aplicado dejetos suíno houve um aumento de Zn na fração mineral (moderadamente lábil).

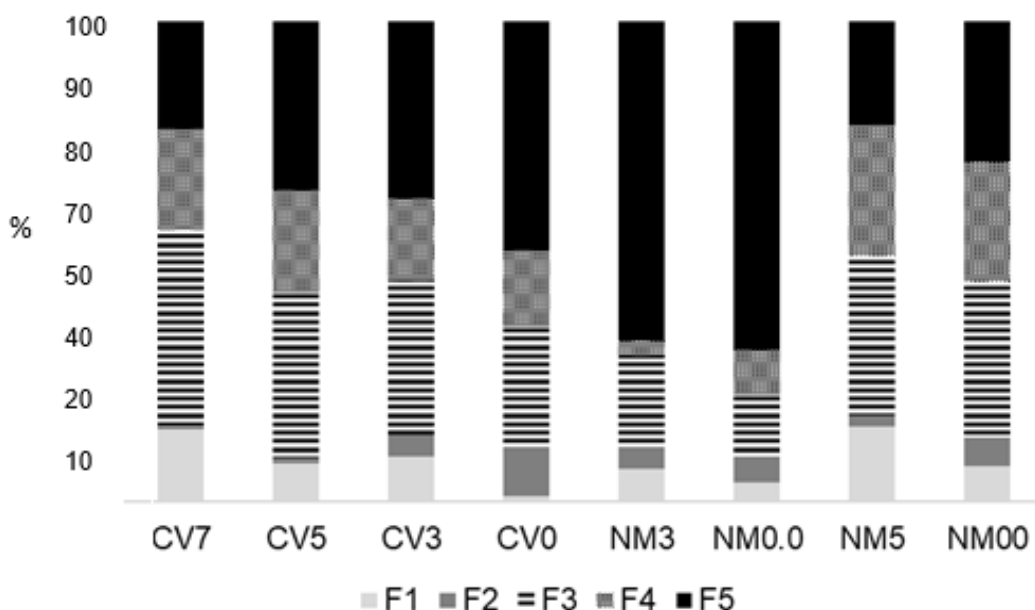


FIGURA 6. Distribuição relativa de Zn nas formas trocável (F1), ligado à matéria orgânica (F2), ligado a óxidos ferro mal cristalizados (F3), ligado a óxidos de ferro cristalizados (F4) e residual (F5), nas regiões de Campo Verde (CV) e Nova Mutum (NM), considerando a camada de 0-0,20 m.

As formas com menores percentuais de Zn foram a trocável e a ligada à matéria orgânica. Portanto, o Zn possui maior afinidade com a fase mineral do que com a matéria orgânica do solo, conforme já verificado em outros trabalhos (Covelo et al., 2007, Couto et al., 2016).

Couto et al. (2016) também encontraram maiores quantidades de Zn ligados a fração mineral do solo e o resultado está de acordo com as diferenças na mobilidade entre Zn e Cu. Segundo os autores, no solo o Zn encontra-se adsorvido a minerais e compostos orgânicos e, sobretudo, na forma de precipitados. O Zn encontra-se na forma trocável nos óxidos e argilas, e na matéria orgânica ocorre tanto complexado aos ácidos fúlvicos, quanto na forma trocável. Em valores baixos de pH, é adsorvido fracamente aos componentes do solo, que lhe confere maior mobilidade.

Segundo Seganfredo (2013), um índice com potencial de uso para fins ambientais em áreas com utilização de dejetos de animais como fertilizante é a relação ZnD/ZnT . Neste trabalho, assim como no trabalho de Seganfredo (2013), foi observado menores valores da relação ZnD/ZnT para as áreas sem DLS, quando comparada àquelas com dejetos. Segundo o autor, mais testes sobre a validade desse potencial índice devem ser realizados e se justificam pela facilidade de sua obtenção em laboratório e o consistente poder de discriminação entre áreas com e sem dejetos.

Quanto à estimativa da mobilidade (FM) de Zn, os maiores valores foram observados nas áreas com utilização de DLS. Conforme Ma e Rao (1997), altos valores para o fator mobilidade tem sido interpretados como indicativos de alta disponibilidade de metais nos solos.

Foram analisadas as proporções das formas lábeis (F1, F2 e F3) e não lábeis (F4 e F5) de Zn (Figura 7). A forma lábil além de incorporar a fração mais prontamente disponível, representa as formas potencialmente disponíveis durante um ciclo de cultivo e aquelas dessorvíveis para o ambiente (Hooda, 2010). Nas áreas CV5, CV3, CV0, NM3, NM0.0 e NM00, as formas de Zn predominantes foram as não lábeis e nas áreas CV7 e NM5, com maior tempo de utilização de dejetos, as formas lábeis foram maiores.

A divergência entre áreas com e sem dejetos, evidenciou, que o uso desses resíduos como fertilizantes do solo podem alterar as formas de Zn no mesmo, aumentando as proporções daquelas mais facilmente disponíveis, pois nas áreas

com utilização de dejetos líquido de suíno, foi observado maiores teores de Zn nas formas lábeis, quando comparado às áreas com adubação mineral.

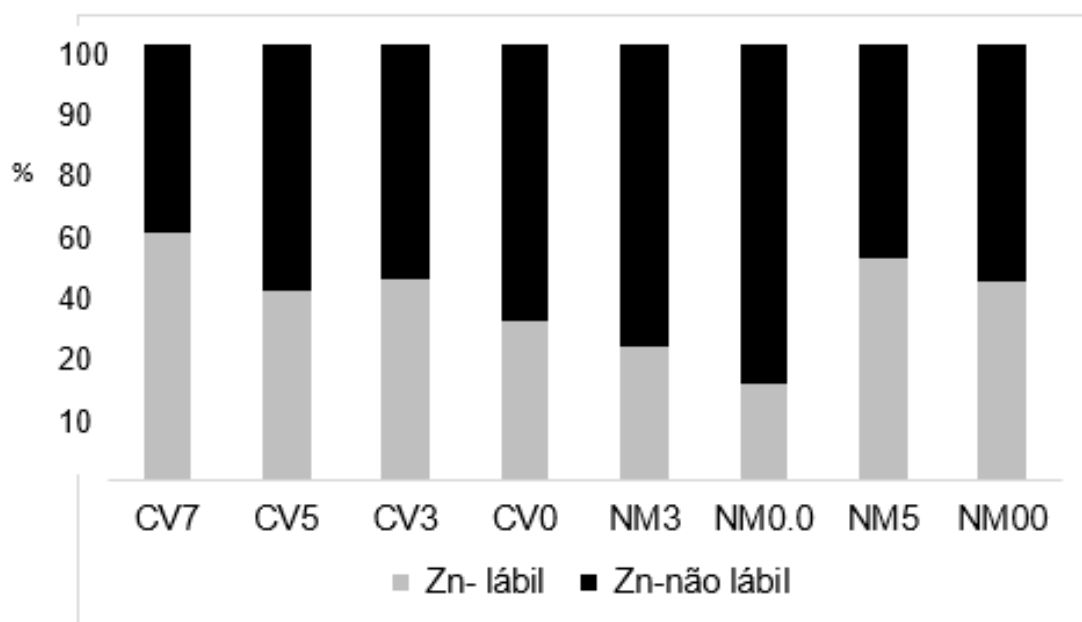


FIGURA 7. Proporções das formas mais lábeis (F1, F2 e F3) e não lábil (F4 e F5) de Zn em Latossolos de diferentes texturas dos municípios de Campo Verde e Nova Mutum – MT

Na análise de componentes principais (ACP), o primeiro componente principal (CP1) e o segundo componente principal (CP2) representaram 79,76% da variação total. As variáveis mais representativas para o CP1 foram as formas zinco pseudototal, ligado a óxidos ferro mal cristalizados e a óxidos ferro cristalizados, zinco disponível e trocável, para o CP2 foi a fração residual (Tabela 28).

As áreas com utilização de DLS CV7, CV5 e NM5 se agruparam (Figura 8) e estão relacionadas às variáveis ZnD, ZnPT, F1, F3 e F4, assim nessas áreas são as maiores quantidades de zinco pseudototais e disponíveis, corroborando com os resultados obtidos nas Tabelas 25 e 26. Foi observado que as áreas com adubação mineral (CV0 e NM0) estão agrupadas e correlacionadas com a fração F2 (ligada à matéria orgânica), que pode ser devido aos teores de matéria orgânica nesses solos (Tabela 15). Verificou-se que a ACP indicou variação na distribuição das formas de zinco e discriminou áreas com e sem utilização de DLS.

TABELA 27. Análise de componentes principais das formas de zinco nos Latossolos dos municípios de Campo Verde e Nova Mutum-MT.

Componentes da variância	Componentes principais	
	1	2
Autovalor	4,46	1,12
Percentual	63,75	16,01
Percentual acumulado	63,75	79,76
Variáveis	Correlação com os componentes principais	
ZnD	0,4042	-0,095502
F1	0,4042	0,031686
F2	-0,328	-0,18023
F3	0,4381	0,037625
F4	0,4261	-0,2449
F5	-0,028	0,92837
ZnPT	0,4371	0,18475

ZnD (zinco disponível Mehlich-1), F1- Zinco na fração trocável, F2 -zinco ligado à matéria orgânica, F3- Zinco ligado a óxidos ferro mal cristalizados, F4- ligado a óxidos de ferro cristalizados, F5- Zinco residual (FR) e ZnPT-zinco pseudototal.

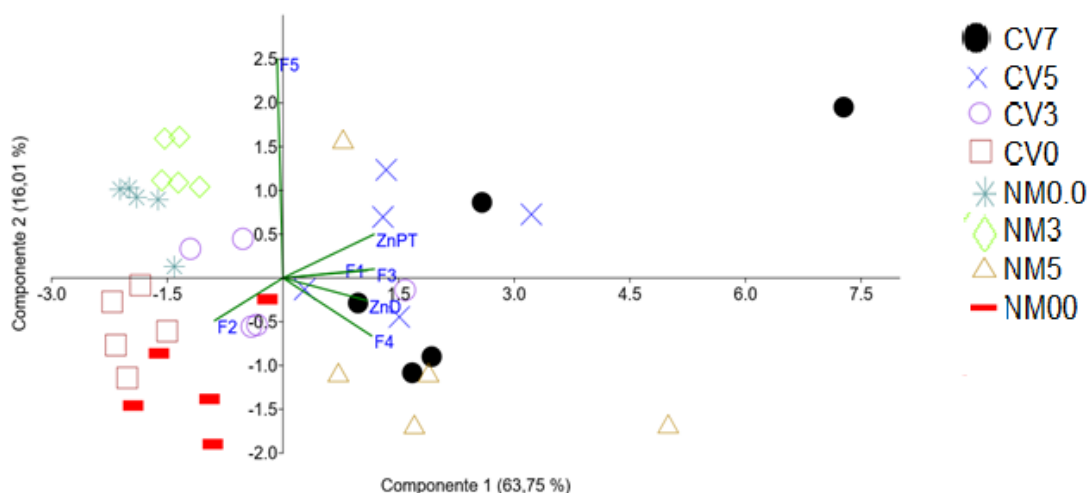


FIGURA 8. Relação entre o componente principal 1 e 2 das frações de Zn na camada de 0-0,20 m, em Latossolos dos municípios de Campo Verde (CV) e Nova Mutum (NM). ZnD (zinco disponível Mehlich-1), F1- Zinco na fração trocável, F2 -zinco ligado à matéria orgânica, F3- Zinco ligado a óxidos ferro mal cristalizados, F4- ligado a óxidos de ferro cristalizado, F5- Zinco residual e ZnPT-zinco pseudototal

4.3.4.2 Formas de cobre

A distribuição das formas de cobre no solo consta nas tabelas 28 e 29. Os teores de CuPT variaram entre 19,5 e 5,79 mg dm³, esses valores estão abaixo do limite de investigação de aplicação máxima em áreas agrícolas que é 200 mg/kg⁻¹, estabelecidos na Resolução 420 do Conama (2009).

Comparando-se os teores de CuPT entre as áreas de estudo, foi observado diferença entre as áreas CV0 e CV7, com maiores teores de CuPT na área com adubação mineral (CV0). Os valores de CuPT estão próximos dos valores verificados por Pierangeli et al, (2015) em áreas de Campo Verde-MT.

TABELA 28. Formas de cobre nos Latossolos do município de Campo Verde com histórico de aplicação de dejetos líquido de suíno.

	CuPT	CuD	F1	F2	F3	F4	F5	CuTr	CuD/CuPT	R	FM
	0-0,10 m mg kg ⁻¹									%	
CV0	11,45a	1,25 a	0,36a	0,65a	0,88	2,72 ^a	6,25a	10,86	10,91	94,89	3,42
CV3	10,12ab	0,80ab	0,09b	0,63ab	0,70	2,28ab	5,5ab	9,20	7,90	90,93	0,98
CV5	8,00b	0,16ab	0,07b	0,15b	0,66	2,2ab	3,25b	6,33	2,00	79,18	1,19
CV7	7,50b	0,10b	0,10ab	0,12b	1ns	1,76b	3,25b	6,24	1,33	83,2	1,71
	0,10-0,20 m										
CV0	10,85a	0,10 ns	0,19ns	0,66a	0,96b	2,68 ^a	6,00a	10,49	0,90	96,75	1,89
CV3	9,35ab	0,10	0,10	0,63ab	0,72ab	2,44ab	5,25ab	9,15	1,06	97,88	1,16
CV5	6,92ab	0,10	0,07	0,10b	0,54a	1,92b	4,00ab	6,63	1,44	95,81	1,14
CV7	6,45b	0,13	0,09	0,12b	0,74ab	1,84b	3,00b	5,79	2,01	89,84	1,57

CuPT (cobre pseudototal), CuD (cobre disponível Mehlich-1), Cu nas frações, trocável (F1), ligado à matéria orgânica (F2), ligado a óxidos ferro mal cristalizados (F3), ligado a óxidos de ferro cristalizados (F4) e residual (F5), CuTr (cobre total recuperado, soma das frações), R(taxa de recuperação), FM (fator mobilidade). Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si estatisticamente, no nível de 5 % de probabilidade pelo teste de KRUSKAL-WALLIS. Ns (não significativo)

Verificou-se que não houve diferença entre as áreas de mesma textura, NM3 e NM0.0 e NM5 e NM00, em Nova Mutum. Não havendo diferença entre áreas com e sem uso de DLS.

Na área NM5 de textura argilosa, foram encontrados os maiores teores de CuPT, indicando uma associação do Cu a solos mais argilosos (Biondi et al, 2011). Os valores de CuPT estão acima dos valores verificados por Pierangeli et al., (2015) em áreas de Nova Mutum, que é natural, haja vista que os teores nativos de metais

pesados nos solos são dependentes das características geopedológicas de cada área.

O percentual de Cu recuperado (R) considerando a camada de 0-0,10 m, variou entre 94,89 e 79,18 % (Campo Verde) e 87,38 e 80,08 (Nova Mutum). Os resultados encontram-se abaixo dos limites de erro tolerável estipulado ($\pm 15\%$), nas áreas CV7, CV5 e NM5. Nas regiões CV3, CV0, NM3, NM0.0 e NM00, onde o limite de erro está dentro do tolerável ($\pm 15\%$). A soma das seis frações está em concordância com a respectiva concentração de CuPT determinada (Souza et al, 2012).

Assim como ocorreu na recuperação do Zn, os valores de recuperação de Cu foram abaixo dos valores encontrados por Souza et al. (2012) que estudou áreas com e sem uso de lodo de esgoto. As taxas de recuperação encontradas pelos autores foram entre 93 e 110%.

Foi verificada a associação do Cu com todas as frações do solo (Figura 9, Tabelas 28 e 29). Com relação ao Cu na fração trocável (F1), a maior quantidade dessa fração foi verificada na CV0 (adubação mineral) que se diferenciou das áreas CV5 e CV3. Em Nova Mutum não houve diferença entre as áreas NM5. e NM00 e NM3 e NM0.0.

TABELA 29. Formas de cobre nos Latossolos do município de Nova Mutum com histórico de aplicação de dejetos líquido de suíno.

	CuPT	CuD	F1	F2	F3	F4	F5	CuTr	CuD/CuPT	R	FM
	0-0,10 m						mg kg ⁻¹				
											%
NM0.0	15,5ab	1,00ns	0,63ab	0,46ns	1,34ns	3,36ab	7,75ab	13,54	6,45	87,38	4,87
NM3	13,75b	1,00	0,51b	0,40	1,10	3,04ab	6,75b	11,80	7,27	85,87	4,51
NM00	16,75ab	1,00	0,93a	0,46	1,86	1,60b	9,75a	14,60	5,97	87,19	6,8
NM5	19,50a	2,22	0,85a	0,31	1,58	4,12a	8,75ab	15,61	8,78	80,08	5,79
	0,10-0,20 m										
NM0.0	13,75	1,00ns	0,70ab	0,44	1,34ns	3,4ab	7,5ab	13,39	7,27	97,38	5,55
NM3	12,00	1,00	0,46b	0,43ns	1,12	2,92ab	6,75b	11,69	8,33	97,43	4,14
NM00	15,75	1,00	0,90a	0,43	1,86	2,56b	9,25a	15,00	6,34	95,23	6,38
NM5	16,00	2,20	0,81a	0,34	1,62	3,68a	9,00a	15,45	13,75	96,59	5,53

CuPT (cobre pseudototal), CuD (cobre disponível Mehlich-1), Cu nas frações, trocável (F1), ligado à matéria orgânica (F2), ligado a óxidos ferro mal cristalizados (F3), ligado a óxidos de ferro cristalizados (F4) e residual (F5); CuTr (cobre total recuperado, soma das frações), R(taxa de recuperação), FM (fator mobilidade). Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si estatisticamente, no nível de 5 % de probabilidade pelo teste de KRUSKAL-WALLIS. Ns (não significativo)

Assim, não foi verificado maiores teores de Cu na fração trocável (F1) nas áreas com utilização de dejetos de suíno, fato que pode ser atribuído, ao menor aporte de metais ao solo nas áreas de estudo, via DLS, que depende da concentração do metal no resíduo como da dose e da frequência de aplicação (Couto et al., 2016).

Os maiores percentuais de Cu foram determinados na fração residual (F5), com mais de 50% deste elemento em formas mais estáveis em todas as áreas estudadas (Figura 11). A segunda fração com maiores percentuais de Cu foi a ligada a óxidos de ferro cristalino (F4). Os menores percentuais de Cu foram observados nas frações F1 e F2.

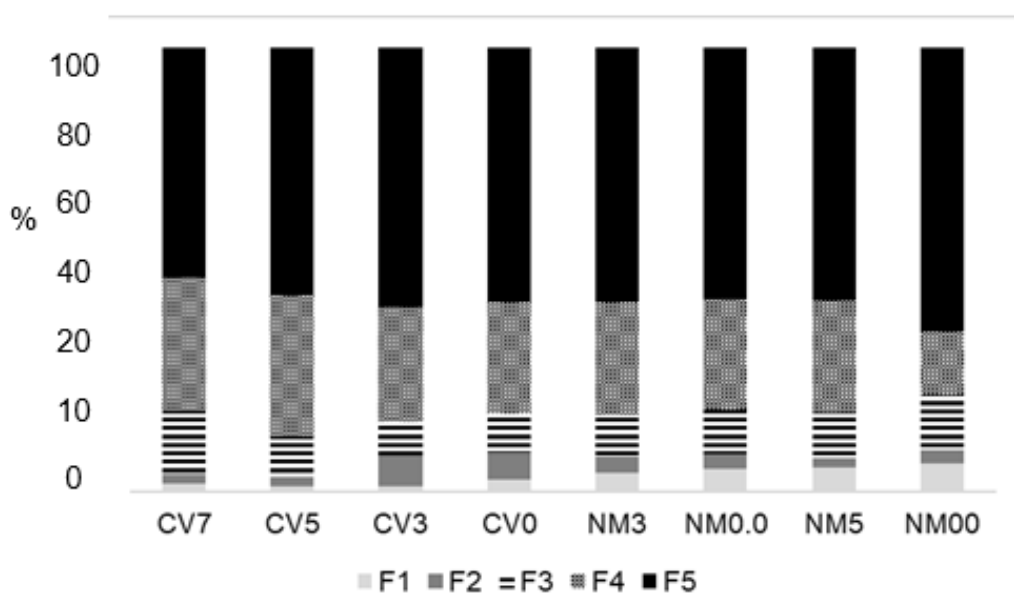


FIGURA 9. Distribuição relativa de Cu nas frações trocável (F1), ligado à matéria orgânica (F2), ligado a óxidos ferro mal cristalizados (F3), ligado a óxidos de ferro cristalizados (F4) e residual (F5), em Campo Verde e Nova Mutum-MT, considerando a camada de 0-0,20 m.

Seganfredo (2013) também observou maiores quantidades de Cu nas frações residuais e ligadas a óxido de ferro cristalino, em solos com e sem dejetos de suíno. Porém, a maior quantidade de Cu na FR, difere dos resultados encontrados por Tiecher et al. (2013) e Girotto et al. (2010), que observaram maiores quantidades de Cu na fração orgânica (F2) em solos adubados com dejetos de suíno. Segundo Croué et al. (2003), a configuração eletrônica do Cu confere alta reatividade com os grupos

funcionais da matéria orgânica do solo, os grupos funcionais carboxílicos e fenólicos, presentes em compostos húmicos, formam estruturas carregadas negativamente, que apresentam grande afinidade pelo Cu.

De tal modo, nas áreas deste estudo pode ter ocorrido saturação dos grupos funcionais da matéria orgânica, conforme estudos de Croué et al. (2003), uma vez que a segunda maior percentagem de Cu é na fração mineral, na qual esse elemento pode se ligar, especialmente aos grupos funcionais de óxidos de Fe e até de Mn ou filossilicatos (Bradl, 2004).

Além disso, o maior acúmulo de Cu na fração residual em camadas superficiais do solo pode ser um indicativo da maior presença de carbono orgânico recalcitrante, mas nas camadas mais profundas, o fato é explicado pela presença de materiais inorgânicos amorfos e argilominerais (Tessier et al., 1979).

Foi efetuada a relação CuD/CuT, que é um índice que pode ser utilizado como potencial de uso para fins ambientais (Seganfredo, 2013). Verificou-se apenas em Nova Mutum menores valores da relação CuD/CuT para as áreas sem DLS.

Quanto ao fator mobilidade (FM), ele foi expressivamente maior nas áreas com adubação mineral (CV0, NM0.0 e NM00). Segundo Ma e Rao (1997) altos valores para o fator mobilidade tem sido interpretados como indicativo de alta disponibilidade de metais em solos.

Com relação às formas mais lábeis (F1, F2 e F3) e não lábeis (F4 e F5), foi observado que mais de 70 % do Cu (Figura 12) se encontra em formas não lábeis, em todas as áreas de estudo. Assim, a maior parte do Cu, está nos solos avaliados, em formas indisponíveis e estáveis, representando menor risco de contaminação para as plantas e as águas (Shaheen e Rinklebe, 2014).

Formentini et al. (2015) estudando um Argissolo verificaram que mais de 70% do Cu estava na fração residual, segundo os autores isso se deve ao material de origem do solo estudado.

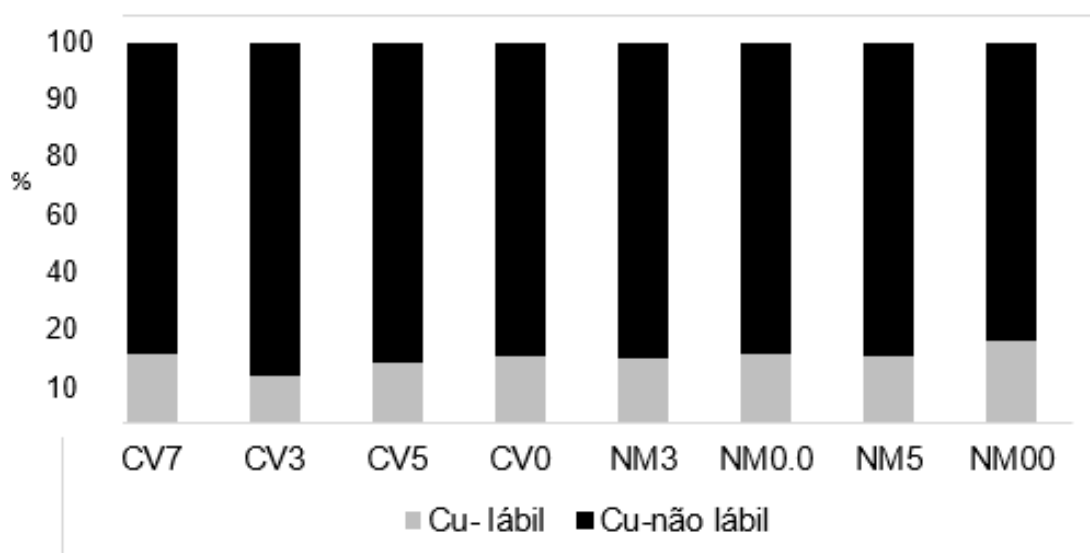


FIGURA 10. Proporções das formas mais lábeis (F1, F2 e F3) e não lábeis (F4 e F5) de Cu em Latossolos de diferentes texturas em Campo Verde e Nova Mutum-MT.

Na análise de componentes principais (ACP) foram extraídos dois componentes, que de forma acumulada, explicaram 83,28% da variabilidade total dos dados (Tabela 31). As variáveis que se correlacionaram positivamente com a CP1 foram o cobre pseudototal, a fração residual e a fração trocável. A CP2 se correlacionou com a fração ligada à matéria orgânica.

Foi observado a formação de quatro grupos na ACP (Figura 11), as áreas de mesma textura (NM3 e NM0; NM5 e NM0), do município de Nova Mutum se agruparam e se correlacionaram mais com as variáveis cobre pseudototal, fração residual, cobre disponível e a fração trocável. Verificando as áreas de Campo Verde, as áreas CV3 e CV0 se agruparam e estão relacionadas com a fração ligada à matéria orgânica, porém foi observado que as áreas CV7 e CV5 não se correlacionaram com nenhuma das variáveis, indicando menores quantidades de Cu nas mesmas.

A ACP indicou variação na distribuição das variáveis e não diferenciou áreas com e sem dejetos, indicando que a variação na distribuição das formas de Cu pode estar relacionada à textura do solo, pois houve agrupamentos pela textura.

TABELA 30. Análise de componentes principais das formas de cobre nos Latossolos dos municípios de Campo Verde e Nova Mutum-MT.

Componentes da variância	Componentes principais	
	CP1	CP2
Autovalor	4,8	1
Percentual	68,99	14,29
Percentual acumulado	68,99	83,28
Variáveis	Correlação com os componentes principais	
CuD	0,36787	0,04381
F1	0,42194	-0,25131
F2	0,15514	0,8718
F3	0,39882	-0,33004
F4	0,33228	0,2557
F5	0,43577	0,01883
CuPT	0,45078	-0,01524

CuD (zinco disponível Mehlich-1), F1- cobre na fração trocável, F2 -cobre ligado à matéria orgânica ,F3- cobre ligado a óxidos ferro mal cristalizados, F4- cobre ligado a óxidos de ferro cristalizados,F5- cobre residual e CuPT - cobre pseudototal.

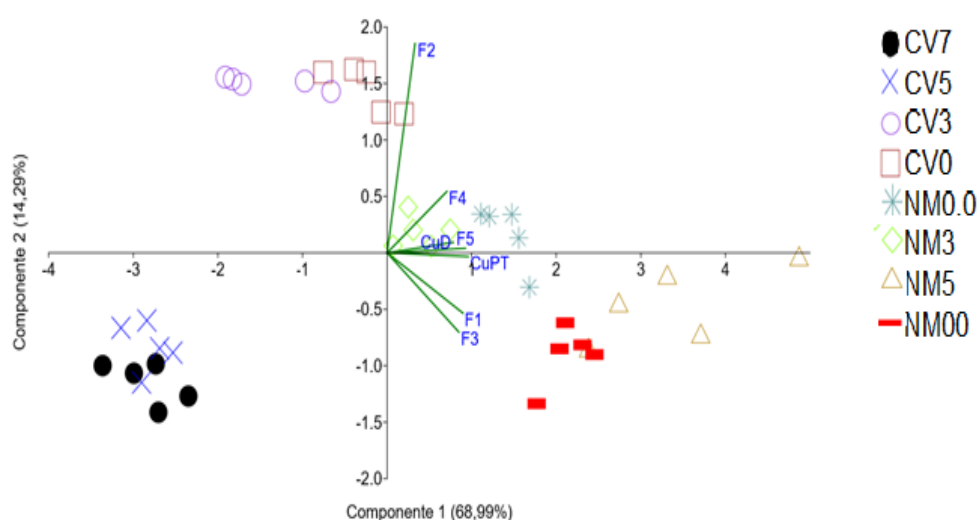


FIGURA 11. Relação entre o componente principal 1 e 2 das frações de Cu na camada de 0-0,20 m, em Latossolos de Campo Verde (CV) e Nova Mutum. ZnD (zinco disponível Mehlich-1), F1- Zinco na fração trocável, F2 -zinco ligado à matéria orgânica,F3- Zinco ligado a óxidos ferro mal cristalizados , F4- ligado a óxidos de ferro cristalizado, F5- Zinco residual e ZnPT-zinco pseudototal.

4.4 CONCLUSÕES

Os maiores reservatórios de P, independentemente da textura do solo e uso ou não de dejetos líquido de suíno (DLS), foram o P residual e o P moderadamente lábil.

Não houve predominância de formas de P mais disponíveis em relação às formas não disponíveis, quando foi comparado a áreas com e sem uso de dejetos de suíno.

As frações com menores percentuais de Zn foram a trocável e a ligada à matéria orgânica, independentemente da textura e uso de DLS.

Nas áreas com uso de dejetos líquido de suíno houve maiores teores de Zn nas formas mais lábeis.

As formas predominantes de Cu nas áreas com e sem uso de dejetos foram as não disponíveis.

4.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHNSTROM, Z. S. and PARKER, D. R. Development and assessment of a sequential extraction procedure for the fractionation of soil cadmium. *Soil Science Society of American Journal.*, v. 63, n. 6, p.1650-1658, 1999.

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

BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; FABRICIO NETA, A. B.; RIBEIRO, M. R. Teores de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni e Co em solos de referência de Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.35, n. 3, p.1057-1066, 2011.

BOLZANI, H. R.; OLIVEIRA, D. L. do A., LAUTENSCHLAGER, S. R. Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura no solo e na qualidade dos seus lixiviados. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v.17, n.4, p.385-392, 2012.

BORTOLON, L.; GIANELLO, C. Disponibilidade de cobre e zinco em solos do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.33, n.3, p.647-658, 2009.

BRADL, H. B. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Colloid and Interface Science*, v.277, n.1, p.1-18, 2004.

BRUNETTO, G., BENEDET, L., AMBROSINI, V. G., COMIN, J. J., MELO, G. W. B. DE, SANTOS, M. A. DOS, LOURENZI, C. R., LOSS, A., BELLI FILHO, P., SCHMITT, D. E.; COUTO., R. R. Copper and zinc fractions in the profile of an Inceptisol cultivated with apple in southern Brazil. *Bragantia*, v.77, n.2, p. 333-347, 2018.

CERETTA, C. A., GIROTTO, E., LOURENZI, C. R., TRENTIN, G., VIEIRA, R. C. B., BRUNETTO, G. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 139, n. 4, p. 689-699, 2010.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE–CONAMA. Resolução nº420/2009, de 30/12/2009.

CONTE, E., ANGHINONI, I., RHEINHEIMER, D. S. Frações de fósforo acumuladas em Latossolo argiloso pela aplicação de fosfato no sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.27, n.5, p. 893-900, 2003.

COSTA, A. DA R., SILVA JÚNIOR, M. L., KERN, D. C., RUIVO, M. DE L. P., MARICHAL, R. Forms of soil organic phosphorus at black earth sites in the Eastern Amazon. *Revista Ciência Agronômica*, v.48, n.1, p. 1-12, 2017

COUTO, R. R., SANTOS, M., COMIN, J. J., MARTINI, L. C. P., GATIBONI, L. C., MARTINS, S. R., FILHO, P. B. and Brunetto, G. Environmental Vulnerability and

Phosphorus Fractions of Areas with Pig Slurry Applied to the Soil. *Journal of Environmental Quality*, v.44, n.1, 162-173, 2015.

COUTO, R. F.; LAZZARI, C. J. J.; TRAPP, T.; CONTI, L. DE, COMIN, J. J.; MARTINS, S. R.; FILHO, P. B. AND BRUNETTO, G. Accumulation and distribution of copper and zinc in soils following the application of pig slurry for three to thirty years in a microwatershed of southern Brazil. *Archives of agronomy and soil Science*, v.62, n. 5, p.593-616, 2016.

COUTO, R. D. R., FERREIRA, P. A. A., CERETTA, C. A., LOURENZI, C. R, FACCO, D. B, TASSINARI, A., PICCIN, R., CONTI, L. de, GATIBONI, L. C., Schapanski, D., Brunetto, G. Phosphorus fractions in soil with a long history of organic waste and mineral fertilizer addition. *Bragantia*, v.76, n.1, p.155-166., 2017.

COVELO, E. F.; VEGA, F. A.; ANDRADE, M. L. Competitive sorption and desorption of heavy metals by individual soil components. *Journal of Hazardous Materials*, v. 140, n. 1-2, p. 308-315, 2007.

CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma*, Amsterdam, v. 64, n. 3/4, p. 197-214, 1995.

CROUÉ, J. P.; BENEDETTI, M. F.; VIOLLEAU, D.; LEENHEER, J. A. Characterization and copper binding of humic and nonhumic organic matter isolated from the south platte river: Evidence for the presence of nitrogenous binding site. *Environmental Science & Technology*, v.37, n. 2, p.328- 336, 2003.

FORMENTINI, T. A., MALLMANN, F. J. K., PINHEIRO A., FERNANDES, C. V. S., BENDER, M. A., VEIGA, M., SANTOS, D. R., DOELSCH, E. Copper and zinc accumulation and fractionation in a clayey Hapludox soil subject to long-term pig slurry application. *Science of the Total Environmental*. v.536, n.1, p.831-839, 2015.

GATIBONI, L. C.; RHEINHEIMER, D. S.; FLORES, A. F.C.; ANGHINONI, I.; KAMINSKI, J., LIMA, M. A. S. Phosphorus forms and availability assessed by ³¹P-NMR in successive cropped soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v.36, n.19-20, p.2625-2640, 2005.

GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S.; FLORES, J.P.C. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, n.4, p.691-699, 2007.

GATIBONI, L. C, BRUNETTO, G, KAMINSKI J, RHEINHEIMER D. S., CERETTA C. A, BASSO C. J. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, n.4, p.1753–1761, 2008.

GIROTTI, E., CERETTA, C. A., BRUNETTO, G., SANTOS, D. R., SILVA, L. S., LOURENZI, C. R., LORENSINI, F., VIEIRA, R. C. B., E SCHMATZ, R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.34, n.3, p.955–965, 2010.

GONÇALVES JÚNIOR, A. C., PRESTES, Â. L., TRAUTMANN, R. R., SANTOS, A. L. dos e ANDREOTTI, M. Avaliação de extratores e fitodisponibilidade de zinco para cultura do milho em Latossolo Vermelho eutroférico. *Acta Scientiarum Agronomy*, v. 28, n.1, p.7-12, 2008.

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 in Agroecosystems*, v.93, n.2, p.215-225, 2012.

GUARESCHI, R. F.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A. Deposição de resíduos vegetais, matéria orgânica leve, estoques de carbono e nitrogênio e fósforo remanescente sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado goiano. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.36, n. 3, p.909-920, 2012.

HEDLEY, M.J.; STEWART, J. W. B. CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society America Journal*, v. 46, n.5, p.970-976, 1982.

HOODA, P. S. Trace elements in soils. 1.ed. United Kingdom: WileyBlackwell, 2010. 616p.

KABALA, C., SINGH, B. Fractionation and Mobility of Copper, Lead and Zinc in Soil Profiles in the Vicinity of a Copper Smelter. *Journal of Environmental Quality*, v.30, n.2, p.485-492, 2001.

LOURENZI C. R, SCHERER E. E, CERETTA C. A, TIECHER T. L, CANCIAN A, FERREIRA P. A. A, BRUNETTO G. Atributos químicos de Latossolo após sucessivas aplicações de composto orgânico de dejetos líquidos de suínos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. v.51, n.3, p.233–242, 2016.

MA, L. Q.; RAO, G. N. Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel and zinc in contaminated soils. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 26, p. 259-264, 1997.

MALUF, H. J. G. M., SOARES, E. M. B., SILVA, I. R. da, NEVES, J. C. L.; SILVA, M. F. de O. Disponibilidade e recuperação de nutrientes de resíduos culturais em solo com diferentes texturas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.39, n.6, p.1690-1702, 2015.

McGRATH, S. P.; CUNLIFFE, C. H. A simplified method for the extraction of metals Fe, Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Cr, Co and Mn from soils and sewage sludges. *Journal of Science of Food and Agriculture*, v. 36, n.9, p.794-798, 1985.

MURPHY, J.; RILEY, J.P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, v.27, p.31-36, 1962.

PIERANGELI, M. A. P., GUILHERME, L. R. G., CARVALHO, G. S., CARVALHO, C. DE A., SILVA, C. A.; PIERANGELI, L. M. P. Elementos-traço em áreas de vegetação nativa e agricultura intensiva do estado de Mato Grosso determinados por fluorescência de raios-x por reflexão total. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.39, n.4, p. 1048-1057, 2015.

RHEINHEIMER, D.S. ANGHINONI, I. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.36, n. 1, p.151-160, 2001.

SEGANFREDO, M.A. Fósforo, cobre e zinco em solos submetidos à aplicação de dejetos animais: teores formas e indicadores ambientais. 2013. 137f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013

SEPLAN - Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral. Mapa de solos do Estado de Mato Grosso. Cuiabá, 2001.

SHAHEEN S. M, RINKLEBE J. Geochemical fractions of chromium, copper, and zinc and their vertical distribution in floodplain soil profiles along the central Elbe River, Germany. *Geoderma*. v.228–229,n.1, p,142–159, 2014.

SHELDRIK, B. Analytical methods manual. II. (ed.) 1984. LRRI Contribution No. 84-30. Agriculture Canada Research Branch, Ottawa, ON.

SILVEIRA, M. L; ALLEONI, L. F.; O'CONNOR, G. A.; CHANG, A. C. Heavy metal sequential extraction methods—a modification for tropical soils *Chemosphere*, v.64, n. 11, p.1929-1938, 2006.

SISSINGH H. A. Analytical technique of the Pw method, used for the assessment of the phosphate status of arable soils in The Netherlands. *Plant and Soil*. v.34, n.1, p.483-486, 1971.

SOUSA, D. M. G., LOBATO, E., eds. Cerrado: Correção do solo e adubação. Planaltina, Embrapa Cerrados, 2004. 416p.

SOUZA, R. A. S., BISSANI, C. A., TEDESCO, M. J., FONTOURA, R. C. Extração sequencial de zinco e cobre em solos tratados com lodo de esgoto e composto de lixo. *Química Nova*, v.35, n.2, p. 308-314, 2012.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S.J. Análise de solo, plantas e outros materiais. 2.ed. Porto Alegre, Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1995. 174p.

TEIXEIRA, P. C. DONAGEMMA, G.K., FONTANA, A., TEIXEIRA, W. G. Manual de Métodos de Análise de Solo. 3 ed. rev. Rio de Janeiro, RJ: EMBRAPA Solos, 2017. 573p.

TESSIER, A. et al. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical chemistry*, United States, v.51, n.7, p.844-851, 1979.

TIECHER, T. L.; CERETTA, C. A.; COMIN, J. J.; GIROTTI, E.; MIOTTO, A.; MORAES, M.P. de; BENEDET, L.; FERREIRA, P.A.A.; LORENZI, C.R.; COUTO, R. da R.; BRUNETTO, G. Forms and accumulation of copper and zinc in a Sandy Typic Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep litter. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.37, n.3, p.812-824, 2013.

VIVIANI, C. A., MARCHETTI, M. E., VITORINO, A. C. T., NOVELINO, J. O., GONÇALVES, M. CA. Disponibilidade de fósforo em dois latossolos argilosos e seu

acúmulo em plantas de soja, em função do aumento do pH. *Ciência e Agrotecnologia*, v.34, n.1, p. 61-67, 2010.

CONCLUSÃO GERAL

As aplicações de doses crescentes de dejetos líquidos de suínos (DLS) promovem alterações nos atributos químicos dos Latossolos avaliados, com aumento dos teores de P, Cu e Zn disponíveis.

O uso do DLS como fertilizantes do solo em áreas que recebem sucessivas aplicações de DLS pode alterar, principalmente as formas de Zn no solo, considerando que houve maior quantidade de Zn nas formas mais disponíveis em áreas com maior tempo de utilização do referido dejetos.

Com os resultados obtidos foi observado que os maiores reservatórios de P e Cu foram as formas moderadamente lábeis e residuais. Deste modo, o P e Cu estão em compartimentos de pouca perda, permanecendo por mais tempo armazenados nos solos estudados.