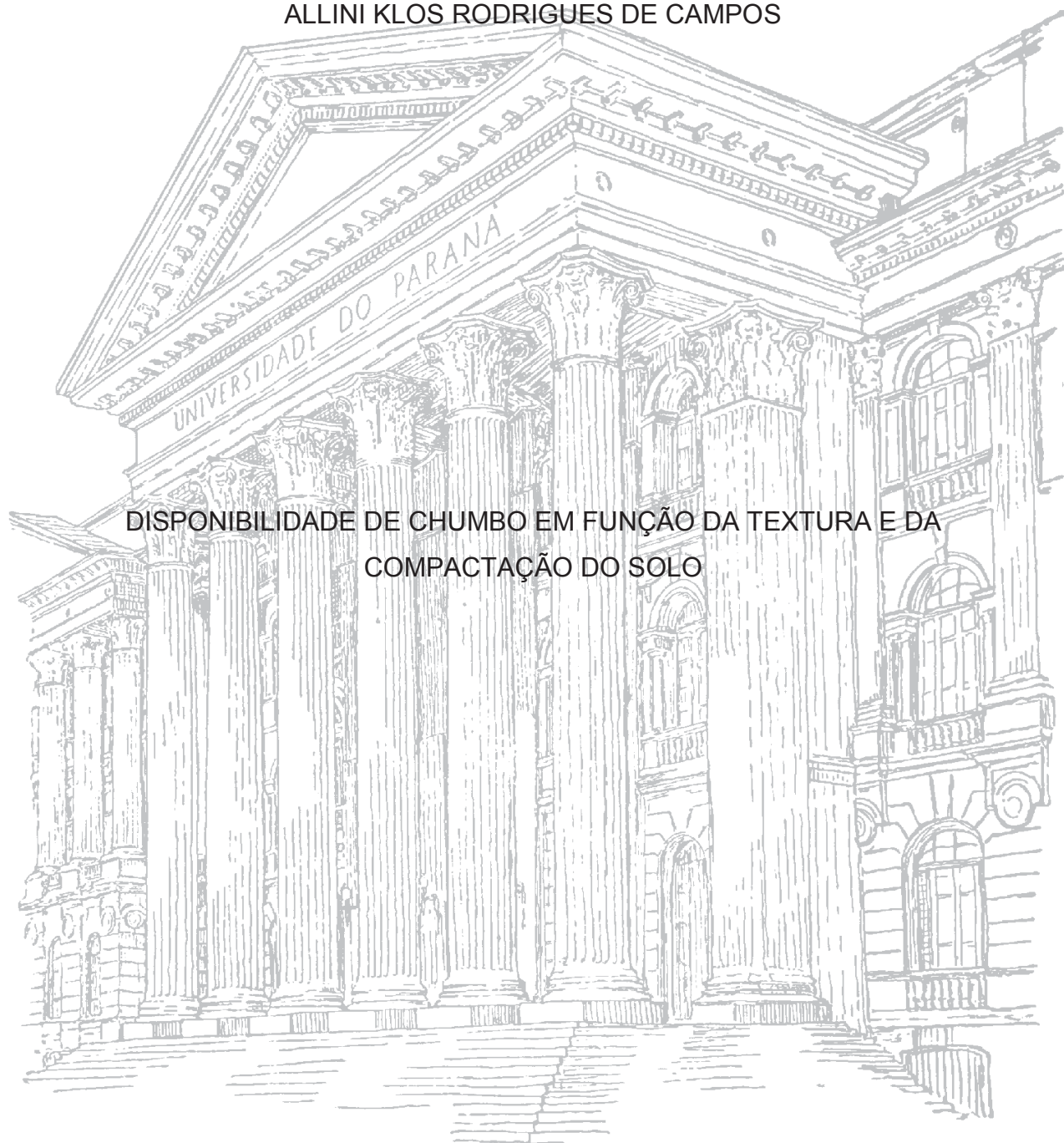


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ALLINI KLOS RODRIGUES DE CAMPOS



DISPONIBILIDADE DE CHUMBO EM FUNÇÃO DA TEXTURA E DA  
COMPACTAÇÃO DO SOLO

CURITIBA

2018

ALLINI KLOS RODRIGUES DE CAMPOS

DISPONIBILIDADE DE CHUMBO EM FUNÇÃO DA TEXTURA E COMPACTAÇÃO  
DO SOLO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração Solo e Ambiente, do Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientadora: Profa. Dra. Karina Maria Vieira Cavaliere-Polizeli

Co-orientador: Prof. Vander de Freitas Melo, PhD.

CURITIBA

2018

C198d Campos, Allini Klos Rodrigues de  
Disponibilidade de chumbo em função da textura e  
compactação do solo / Allini Klos Rodrigues de Campos. -  
Curitiba, 2018.  
45 p.: il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná.  
Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em  
Ciência do Solo.

Orientadora: Karina Maria Vieira Cavaliere-Polizeli  
Coorientador: Vander de Freitas Melo

1. Solos - Densidade. 2. Solos - Teor de chumbo. 3. Solos  
arenosos. 4. Solos argilosos. I. Cavaliere-Polizeli, Karina Maria  
Vieira. II. Melo, Vander de Freitas. III. Título. IV. Universidade  
Federal do Paraná.

CDU 631.431.7



## PARECER

A Banca Examinadora designada para avaliar a defesa da Dissertação de Mestrado de **Allini Klos Rodrigues de Campos**, intitulada: **“Disponibilidade de Chumbo em função da textura e compactação do solo”**, do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, após análise do texto e arguição da candidata, emitem parecer pela **“APROVAÇÃO”** da referida Dissertação. A candidata atende assim um dos requisitos para a obtenção do título de **Mestre em Ciência do Solo - Área de Concentração Solo e Ambiente**.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, em Curitiba, 28 de novembro de 2017.

Profa. Dra. Karina Maria Vieira Cavalieri Polizeli, Presidente

Profa. Dra. Araina Hulmann Batista, Iº. Examinador

Prof. Dr. Robson André Armindo, IIº. Examinador

” Se você quiser alguém em quem confiar  
Confie em si mesmo.”

R. Russo

Aos meus queridos pais Isabel e Josué,  
meu querido irmão Fillipi e  
meu querido companheiro Bruno,  
grandes incentivadores.

## **AGRADECIMENTOS**

À minha orientadora Karina e meu co-orientador Vander pelo apoio, confiança e orientação.

À UFPR e ao PPGCS pela oportunidade.

À CAPES pelo auxílio financeiro.

Às laboratoristas Josianne, Fabiana e Carla pelos auxílios, e principalmente à Maria pela grande ajuda nas análises.

Ao meu companheiro Bruno pela paciência e apoio.

À minha família, Isabel, Josué, Fillipi e Camila e minha nova família Jandira, Marcelo, Marina e Gustavo pelo incentivo.

Às crianças Alejandro, Melissa, Milena, Helena e Henrique pelo carinho.

Aos meus tios Oséas e Lucinéia e à D. Delvira pelo apoio e suporte.

À minha madrinha Ana Rosa e primas Elaina e Érika pela alegria com minhas conquistas.

À família Rodrigues de Campos pelo incentivo.

Aos amigos Dusi, Carol e Bruno pela grande ajuda no decorrer do mestrado.

À Patota pelo incentivo.

Ao meu amigo Acácio pela presença e incentivo constante.

## RESUMO

A contaminação dos solos por Pb ocorre por consequência de ações antrópicas, geralmente, originada de atividades industriais que produzem emissões atmosféricas e uso de fertilizantes e pesticidas agrícolas. A compactação do solo acarreta mudanças nos atributos físicos do solo como densidade, porosidade e condutividade hidráulica saturada. Estas mudanças juntamente com a textura podem proporcionar uma barreira física para evitar contaminações graves. Este trabalho teve por objetivo verificar a influência da compactação e da textura nas diversas formas de Pb no solo. Assim, foram estabelecidos quatro níveis de compactação em duas classes texturais de solo (Franco arenoso e Argiloso), em colunas de PVC, incorporando sal de Pb de acordo com a capacidade máxima de adsorção de Pb de cada solo. Verificou-se que, no solo franco arenoso, a compactação obteve um efeito benéfico duplo na atenuação do impacto do Pb no solo, além de diminuir a condutividade hidráulica saturada, que pode conduzir o metal a camadas mais profundas, reduziu também as formas disponíveis de Pb. Já no solo argiloso com o aumento da densidade do solo, apesar da condutividade hidráulica saturada diminuir, pouca quantidade de Pb foi obtida nas formas não disponíveis no solo.

Palavras-chave: Densidade do solo; Formas de chumbo no solo; Solo franco arenoso; Solo argiloso.

## **ABSTRACT**

Lead contamination of soils occurs because of anthropogenic actions, usually originating from industrial activities that produce atmospheric emissions and use of fertilizers and pesticides. Soil compaction entails changes in soil physical attributes such as soil bulk density, porosity and saturated hydraulic conductivity, these changes along texture can provide a physical barrier to avoid serious contamination. This study aimed to verify the soil texture and compaction influence on several soil Pb forms. It was performed four levels of compaction, in PVC columns in two soil types (sandy loam and clayey) incorporating a certain amount of Pb salt according to the maximum Pb adsorption capacity of each soil. It was verified that in the sandy soil, the compaction obtained a double beneficial effect on soil Pb impact attenuation, reducing the saturated hydraulic conductivity, which can take the lead to deep layers, also decreased the available Pb forms. On the other hand, in the clayey soil, the reduction of saturated hydraulic conductivity in spite of increasing soil bulk density, lower Pb amount was obtained under soil unavailable forms.

Key-Words: Soil density; Forms of lead in soil; Sandy franc soil; Clayey soil.

## SUMÁRIO

|   |           |
|---|-----------|
| <b>1. INTRODUÇÃO</b> .....                              | <b>6</b>  |
| <b>2. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....                      | <b>11</b> |
| 2.1. COLETA E PREPARO DO SOLO.....                      | 11        |
| 2.2. CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS .....                     | 12        |
| 2.2.1. Textura.....                                     | 12        |
| 2.2.2. Densidade das partículas .....                   | 12        |
| 2.2.3. Teor de carbono orgânico.....                    | 13        |
| 2.2.4. Capacidade máxima de adsorção de Pb .....        | 13        |
| 2.3. MONTAGEM DO EXPERIMENTO.....                       | 14        |
| 2.4. EXECUÇÃO DO EXPERIMENTO E COLETA DE AMOSTRAS ..... | 16        |
| 2.5. ANÁLISES FÍSICAS.....                              | 17        |
| 2.6. ANÁLISE SEQUENCIAL DE Pb .....                     | 18        |
| 2.7. ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....                        | 20        |
| <b>3. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....                  | <b>21</b> |
| 3.1. ANÁLISES FÍSICAS.....                              | 21        |
| 3.2. ANÁLISE SEQUENCIAL DE Pb .....                     | 25        |
| <b>4. CONCLUSÕES</b> .....                              | <b>31</b> |
| <b>REFERÊNCIAS</b> .....                                | <b>33</b> |
| <b>APÊNDICES</b> .....                                  | <b>46</b> |

## 1. INTRODUÇÃO

Metais pesados como o chumbo (Pb), provenientes da contaminação ambiental, depositam-se no solo especialmente na superfície (0-20 cm). Entretanto, o metal pode alcançar níveis mais profundos do solo, potencializando o risco de contaminação do nível freático (Carvalho et al., 2008). Portanto, como práticas de remediação deve-se priorizar métodos que reduzam a concentração dos metais pesados na solução do solo, como a fitorremediação por exemplo, que consiste no emprego de plantas com a função de remover, transferir, estabilizar ou destruir compostos evidenciando altos potenciais de remoção e de degradação de poluentes (Gerhardt et al., 2009).

O Pb está presente na natureza como elemento-traço, possui abundância média de 17 mg kg<sup>-1</sup> na crosta terrestre e, geralmente, ocorre como íon Pb<sup>2+</sup> (Kabata-Pendias e Pendias, 2001). O excesso de Pb no solo acarreta graves problemas ambientais em virtude da sua bioacumulação e toxicidade aos seres vivos (Bertoli et al., 2011). A contaminação de plantas por Pb pode acarretar a redução da produtividade e o acúmulo deste metal nos tecidos vegetais, os quais podem ser usados como ração para animais ou diretamente na alimentação humana, o que causa complicações graves à saúde (Melo et al., 2006; Roese, 2008).

Geralmente, a contaminação dos solos por Pb ocorre por consequência de ações antrópicas originadas de atividades industriais, que produzem emissões atmosféricas (Abreu et al., 1998; Silva et al., 2013). Tais emissões são advindas, principalmente, de fábricas reformadoras de baterias (Quitério et al., 2006) e poeiras de fundições (Li et al., 2015). O ar é o principal meio de transporte e distribuição do Pb e grandes quantidades deste metal tendem a depositar-se no solo, localizado nas vizinhanças de fontes geradoras (Eklund, 1995; Tackett, 1997). O Pb também pode ser introduzido no solo através do uso indiscriminado de fertilizantes e pesticidas (Tavares e Carvalho, 1992; Larini, 1997), aplicações a longo prazo de vários fertilizantes podem aumentar a concentração Pb na biomassa vegetal, devido a tais fertilizantes conterem este elemento na sua composição, podendo também aumentar sua mobilidade no solo (Hejcman et al., 2007). Estudos de Srek et al.

(2010) comprovam que a concentração de Pb no solo excedeu  $0,61 \text{ mg kg}^{-1}$  com a aplicação de fertilizantes nitrogenados.

Pb de fontes antropogênicas tende a ser mais móvel que o de origem pedogênica ou litogênica. Sua mobilidade ocorre preferencialmente de forma vertical, a mobilidade horizontal é aproximadamente nula, quando se considera relevos planos a suavemente ondulados (Wuana e Okieimen 2011; Thouin et al., 2016). O acúmulo de Pb geralmente ocorre na camada superficial devido à sua baixa mobilidade no perfil e intensa associação com os compostos orgânicos (Miller e McFee, 1983). A matéria orgânica apresenta alta CTC e grande facilidade de complexar metais pesados, porém a presença de matéria orgânica dissolvida pode facilitar a mobilidade e o transporte de Pb (Sipos et al., 2005; Zhang et al., 2010). Além das interações com compostos orgânicos, o Pb é adsorvido aos colóides minerais e sofre reações de precipitação (Oliveira e Mattiazzo, 2001; Mallmann, 2009). Além disso, Mallmann (2009) salienta que uma pequena porção do metal está dissolvida na solução do solo, o restante é distribuído como pares iônicos inorgânicos e íons livres. A adsorção não específica ou de esfera externa ocorre, preferencialmente, em minerais filossilicatados (caulinita e esmectita) da fração argila. Apesar de mais significativa, esse tipo de adsorção apresenta menor energia e o  $\text{Pb}^{2+}$  é facilmente trocável por cátions polivalentes no solo, como  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Al}^{3+}$ . Como resultado, o Pb retorna à solução do solo e pode contaminar o nível freático. Já os óxidos de Fe e Al possuem baixa CTC, mas apresentam alta capacidade de adsorver especificamente o  $\text{Pb}^{2+}$  (complexo de esfera interna). Esse tipo de adsorção nos grupos ferrol ( $-\text{FeOH}$ ) e aluminol ( $-\text{AlOH}$ ) envolve a troca de ligantes ( $\text{H}^+$  por  $\text{Pb(OH)}^+$  e  $2\text{H}^+$  por  $\text{Pb}^{2+}$ ) e apresenta alta energia de ligação (Melo et al., 2001; Silva e Vitti, 2008).

A elevação do pH também reduz a mobilidade dos metais pesados nos solos. Esse efeito positivo em termos ambientais apresenta duas componentes: i) valores de pH acima da neutralidade favorecem as formas hidroxiladas dos metais pesados. Por exemplo, em solução, o Pb ocorre predominantemente como  $\text{Pb}^{2+}$  até pH 7,7, acima desse limite a espécie  $\text{PbOH}^+$  é dominante. Para reduzir a possibilidade de lixiviação e absorção pelas plantas deve-se elevar ainda mais o pH, para se ter o predomínio de formas hidroxiladas não iônicas (Lindsay, 1979). Porém, em solos

agrícolas é inviável o aumento do pH pois a alcalinidade provoca uma deficiência na disponibilidade de fósforo devido à formação de fosfato de cálcio, sal insolúvel não útil para o desenvolvimento de plantas (Oliveira et al., 2005). Em pH alcalino elevam-se teores de cálcio, magnésio e potássio, porém é desencadeada uma deficiência de micronutrientes como cobre, ferro, manganês e zinco e nos pontos de troca catiônica (Abreu et al., 2007; Lima et al., 2017), além de proporcionar perdas de nitrogênio por volatilização (Ernani, 2003). ii) a elevação do pH causa desprotonação dos grupos silanol, aluminol e ferrol da superfície dos minerais da fração argila e grupos carboxílicos e fenólicos dos compostos húmicos do solo, este aumento da densidade de cargas negativas dependentes de pH cria condição favorável para dar condições para a adsorção não específica (imobilização) dos metais pesados catiônicos.

A movimentação de metais pesados no perfil depende também dos atributos físicos de cada solo (Campos, 2010). É essencial um conhecimento aprofundado dos atributos físicos do solo para que se possa inferir conceitos sobre adsorção e migração de Pb na matriz do solo, esclarecendo assim a interferência de determinados atributos físicos no comportamento do metal em questão, e nas reações que este pode desencadear no solo (Rieuwertts et al., 2006). O transporte vertical de Pb no solo não ocorre somente na forma solúvel usual, através do fluxo de massa e da difusão, a condução do metal pode ser complementada pelo fluxo preferencial em macroporos e fissuras, que proporciona o transporte devido à mobilização do Pb na forma particulada, sobretudo se ligando aos colóides (Mallmann, 2009).

A variabilidade textural tem grande influência na disponibilidade dos metais, sendo que solos com textura arenosa possuem baixa capacidade de adsorção e alta macroporosidade, e condutividade hidráulica possibilitando maior lixiviação dos metais (Passe et al., 2015). Solos argilosos podem agir como barreira geoquímica e prevenir o movimento de vários constituintes químicos (Yong et al., 1992; Rouse e Pyrih, 1993). Assim, a combinação mais favorável para a lixiviação de metais pesados seria solos arenosos com valores baixos de pH (Oliveira et al., 2002; Degryse e Smolders, 2006). Em áreas de exploração de Pb na Bahia, solos que possuem pH ácido, há grandes problemas de contaminação ambiental devido à mobilidade acentuada do Pb. Já em solos do Paraná, com pH acima de 7,0, a

mobilidade de Pb são reduzidas, proporcionando menos problemas ambientais (Batista, 2016).

O pH exerce grande influência na solubilidade dos metais como o cádmio, o chumbo e o zinco, a solubilidade destes metais diminui conforme ocorre o aumento do pH (Berton, 2000). Segundo Togoro (2012) é possível afirmar que o pH possa influenciar as propriedades químicas do solo, afetando a adsorção e o deslocamento dos nutrientes do seu perfil. A maioria dos metais torna-se menos solúvel quando estes são submetidos a ambientes alcalinos, devido à formação de precipitados na forma de carbonatos e hidróxidos metálicos (Vitorino et al., 2012). Estudos de Schmitz et al. (2017) corroboram com estas informações, uma vez que se obteve como resultado o aumento da lixiviação de metais, em especial cobre e zinco, em solos onde foi adicionado fertilizantes de composição ácida. A diminuição do pH do meio pode ser fator dominante para uma maior lixiviação de metais no solo, se sobrepondo a capacidade de quelação pela matéria orgânica, por exemplo (Matos, 1995; Schmitz et al., 2017).

A lixiviação de íons no solo ocorre predominantemente pelos macroporos, a porosidade do solo é constituída pelo espaço criado através do arranjo complexo das partículas sólidas em unidades estruturais do solo. Se o arranjo possui grande contato entre partículas, ocorre predominância de sólidos e a porosidade total do solo é baixa (Lepsch, 2002). Como a porosidade do solo está diretamente relacionada ao empacotamento das partículas primárias, quanto maior a diversidade granulométrica das partículas de areia, maior a possibilidade de um empacotamento mais fechado, devido à facilidade de partículas menores penetrarem nos espaços deixados pelas partículas maiores (Panayiotopoulos e Mullins, 1985), o que resulta em maiores densidades do solo e maior grau de compactação. Os menores valores de volume de poros em função do volume de partículas sólidas conhecido como índice de vazios, correspondem aos solos arenosos, indicando que suas partículas sólidas tendem a estar arranjadas mais próximas umas às outras, e que a porosidade ocorre entre partículas de areia do tamanho de microagregados, justificando os menores valores de porosidade total (Ribeiro et al., 2007). Já em solos de textura argilosa ocorre maior índice de vazios, devido, principalmente, à estrutura e arranjo das partículas no solo, que

promove porosidade não somente entre agregados, mas também intra-agregados do tamanho da fração areia.

A densidade do solo é afetada por cultivos que alteram a estrutura do solo e, por consequência, arranjo e volume dos poros. Essas alterações influenciam propriedades físicas e hidráulicas como porosidade de aeração e retenção de água no solo (Klein e Libardi, 2002). As causas das alterações na densidade dos solos podem ser naturais e difíceis de ser definidas e avaliadas, desenvolvendo-se de maneira lenta no solo, como por exemplo, a eluviação de argilas, e as forças mecânicas originadas da pressão causada por máquinas e implementos agrícolas (Beltrame e Taylor, 1980). Os mesmos autores ainda afirmam que o tráfego excessivo de máquinas e implementos realizados indiscriminadamente, sob diversas condições de umidade de solo, é o principal responsável pela compactação.

A compactação ocorre devido à diminuição do volume do solo, ocasionada por compressão, acarretando um rearranjo mais denso das partículas do solo, e consequente redução da porosidade, elevando a densidade do solo (Curi et al., 1993; Holtz et al., 2010). Sendo assim, a compactação do solo ocasiona mudanças significativas no tamanho dos poros e, conseqüentemente, na sua distribuição no solo (Menon et al., 2015). Em solos compactados, é maior o número de poros de tamanho intermediário, uma vez que determinado número de poros originalmente grandes – macroporos – pode ser comprimido e reduzido pela compactação, ao passo que os microporos permanecem inatingidos (Moreira, et al., 1999; Mossadeghi-Björklund et al., 2016), o que afeta a drenagem de água no solo, bem como a troca gasosa (Keller et al., 2013).

Apesar da porosidade influenciar a dinâmica da água e dos gases no solo, a condutividade hidráulica saturada ( $K_{sat}$ ) – que caracteriza a capacidade de um meio poroso (solo) em transmitir água, quando os poros estão saturados ou próximos da saturação – não depende apenas do índice de vazios do solo, mas também da disposição relativa das partículas, ou seja,  $K_{sat}$  está diretamente relacionada à macroporosidade do solo que, por sua vez, é função da textura (Reynolds et al., 2002; Reichardt e Timm, 2004). De uma maneira geral, solos de textura arenosa irão apresentar intervalos de  $K_{sat}$  mais elevados que solos de textura argilosa (Ward e

Robison, 1990). Porém, elevados valores de  $K_{sat}$  foram encontrados em Latossolos de textura argilosa no Brasil, o que pode ser explicado pela estrutura granular do solo, que apresenta maior continuidade de poros desde a superfície, mantendo o solo em equilíbrio (Alves et al., 2005; Lima et al., 2014).

Moraes e Mesquita (2004) afirmam que a geometria e continuidade dos poros preenchidos por água determina a  $K_{sat}$  de um solo, tornando-se dependente, portanto da forma, arranjo, quantidade e continuidade dos poros no solo. Isto acarreta uma relação direta com a capacidade de transporte de solutos e substâncias químicas. Portanto, qualquer fator que exerça influência sobre o tamanho e a configuração dos poros do solo, exercerá também influência sobre  $K_{sat}$ , sendo os macroporos responsáveis pela maior parte da movimentação da água no solo (Brady, 1983). É possível afirmar que o processo de compactação do solo aumenta a densidade do solo, diminui a porosidade total e, simultaneamente, diminui a  $K_{sat}$  (Reichert et al., 2009).

Os conceitos de comportamento dos íons metálicos relacionados com propriedades e atributos físicos do solo em diferentes ambientes são bastante conhecidos, por exemplo estudos realizados por Araújo et al. (2002) que relaciona a adsorção de metais pesados e atributos físicos em diferentes classes de solos brasileiros. Contudo, pesquisas sobre a interação das formas e mobilidade de Pb e a compactação do solo ainda é pouco explorada, conseqüentemente sendo incomum encontrar tais informações na literatura. As hipóteses desta pesquisa são de que o aumento da compactação do solo reduz a quantidade das formas disponíveis (solúveis e trocáveis) de Pb e a maior proximidade das partículas do solo irá aumentar as formas mais estáveis do metal (adsorção de esfera interna). O objetivo desta pesquisa foi verificar a influência da compactação e da textura nas diversas formas de Pb no solo.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1. COLETA E PREPARO DO SOLO**

Foram realizadas coletas do horizonte B de um Latossolo Vermelho Distrófico típico de textura argilosa (material de origem folhelho), cultivado com culturas anuais em rotação a longo prazo, e do horizonte C de um Neossolo Quartzarênico Órtico

típico de textura franco arenosa, com vegetação secundária sem uso agrícola, a profundidades maiores que 0,30 m, ambos localizados na Fazenda Escola da Universidade de Ponta Grossa – UEPG. A coleta dos horizontes B e C visou simular uma situação real de campo, onde os processos de compactação devido às atividades agrícolas ocorrem, principalmente, na subsuperfície dos solos (pé de grade e pé de arado) e onde há menor conteúdo de carbono orgânico. Os solos foram secos ao ar e peneirados em abertura de malha de 6 mm para a retirada de raízes e restos de matéria orgânica particulada. Evitou-se o uso de peneira de malha mais fina para preservar parte das estruturas originais dos solos na montagem do experimento de compactação. Já para a caracterização física e química uma porção do solo seco ao ar foi passado em peneira de malha de 2 mm para obtenção da Terra Fina Seca ao Ar (TFSA).

## 2.2. CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS

### 2.2.1. Textura

A análise textural foi realizada pelo método do densímetro, o qual se baseia no princípio da Lei de Stokes (1851) na sedimentação de partículas (Gee e Bauder, 1986) e os resultados são apresentados na Tabela 1. A classe textural foi definida através do triângulo textural proposto por Lemos e Santos (1984).

TABELA 1 – ANÁLISE TEXTURAL DO SOLO

| Solo      | Classe textural | ----- g kg <sup>-1</sup> ----- |       |       |
|-----------|-----------------|--------------------------------|-------|-------|
|           |                 | Argila                         | Silte | Areia |
| Neossolo  | Franco arenoso  | 200                            | 75    | 725   |
| Latossolo | Argiloso        | 588                            | 37    | 375   |

### 2.2.2. Densidade das partículas

A densidade das partículas foi determinada pelo método do balão volumétrico modificado por Gubiani et al. (2006). Foram medidos 20 g de solo previamente seco em estufa, a 105 °C por 24 horas, em balões volumétricos de 50 mL, e em seguida adicionou-se álcool etílico (92 °GL) até a metade do balão. Após agitação manual até eliminar as bolhas de ar contidas entre as partículas do solo, completou-se o

volume do balão volumétrico e tomou-se a massa do balão com solo. A densidade das partículas foi determinada de acordo com a equação 1:

$$d_p = \frac{M_{bs} - M_b}{\left[ \frac{50 - (M_{bsa} - M_{bs})}{D_a} \right]} \quad (1)$$

Onde:

$M_b$  : massa do balão volumétrico (*kg*)

$M_{bs}$  : massa do balão volumétrico com solo (*kg*)

$M_{bsa}$  : massa do balão volumétrico com solo e álcool (*kg*)

$D_a$  : Densidade do álcool (*kg · m<sup>3</sup>*)

### 2.2.3. Teor de carbono orgânico

O teor de carbono orgânico foi realizado pelo método de Walkley-Black (1934), que consiste no ataque químico do carbono orgânico com dicromato de potássio em meio sulfúrico. O teor de carbono orgânico no solo franco arenoso foi de 14,5 g kg<sup>-1</sup> e 12,2 g kg<sup>-1</sup> no solo argiloso que corresponde a 2,49% e 2,09% de matéria orgânica, respectivamente.

### 2.2.4. Capacidade máxima de adsorção de Pb

Para a determinação da capacidade máxima de adsorção de Pb (CMAPb), aproximadamente 0,3 g de TFSA foram medidas em tubos de polietileno com capacidade para 50 mL. As amostras foram suspensas em 30 mL de solução de Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 0,45 mmol dm<sup>-3</sup> em Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 5 mmol dm<sup>-3</sup> pH 5,0 e permaneceram em contato com a solução por 72 h, alternando-se 12 h de agitação e 12 h de repouso (Pierangeli et al., 2001). Após este período, as soluções foram centrifugadas, o sobrenadante coletado para leitura de Pb por espectrometria de absorção atômica, e o resíduo medido para determinação da massa de solução retida. Ao resíduo foi adicionado 30 mL da solução de Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 0,45 mmol dm<sup>-3</sup> em Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 5 mmol L<sup>-1</sup>, repetindo o processo de agitação e repouso, centrifugação e coleta do sobrenadante, para leitura de Pb. Este procedimento foi repetido até que o incremento na adsorção fosse inferior a 2%. A quantidade adsorvida foi calculada pela diferença entre o Pb adicionado e o remanescente na solução de equilíbrio,

após cada série de reação. A CMAPb foi estimada pelo somatório das quantidades adsorvidas em cada série.

O solo franco arenoso apresentou capacidade máxima de adsorção de Pb de 1054 mg kg<sup>-1</sup> e o solo argiloso de 2456 mg kg<sup>-1</sup>.

### 2.3. MONTAGEM DO EXPERIMENTO

O experimento foi realizado em colunas de PVC de 20 cm de diâmetro e altura de 10 cm, as quais foram lixadas e receberam uma camada de parafina na parte interna para evitar perdas por escoamento na superfície interna da parede da coluna. A porção inferior das colunas foram revestidas com um plástico com diversos furos de aproximadamente 2 mm para a realização da saturação, por capilaridade, do solo contido nas colunas.

Antes da montagem das colunas, foi realizada a mistura do sal de Pb com os solos (3 kg de solo por coluna). Considerando que foi adicionado uma dose de 1,5 vezes a CMAPb de cada solo, no solo franco arenoso foi adicionado 1054 mg kg<sup>-1</sup>, ou seja, em 3 kg de solo foram misturados 7,58 g de Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> e às colunas contendo solo argiloso foi adicionado 2456 mg kg<sup>-1</sup>, em 3 kg de solo foram misturados 17,67 g de sal de Pb.

As colunas de PVC foram preenchidas com mistura solo mais sal de Pb e a compactação foi realizada de acordo com ensaio de Proctor (1933). Um soquete com massa de 5 kg foi solto – em queda livre – a uma altura de 15 cm da superfície da coluna (Figura 1).

FIGURA 1 – COMPACTAÇÃO DE ACORDO COM O ENSAIO DE PROCTOR



Foi determinada a energia de compactação referente à compactação do solo nas unidades experimentais, segundo a equação 2:

$$E = m \cdot g \cdot h \cdot N \cdot C \quad (2)$$

Onde:

$E$  : Energia potencial gravitacional de compactação ( $J$ );

$m$  : massa do soquete ( $kg$ );

$g$  : aceleração da gravidade ( $m s^{-2}$ );

$h$  : altura de queda livre do soquete ( $m$ )

$N$  : número de golpes aplicados, adimensional;

$C$  : número de camadas, adimensional.

Foram realizados quatro níveis de compactação: a) sem compactação (zero golpe com o soquete); b) compactação baixa (10 golpes); c) compactação média (20 golpes); d) compactação alta (30 golpes). No tratamento sem compactação o solo foi apenas acomodado de forma uniforme nas colunas.

O experimento foi realizado em um delineamento inteiramente casualizado, em casa de vegetação, em esquema fatorial  $4 \times 2 \times 3$  combinando quatro níveis de compactação (sem compactação, baixa compactação, média compactação e alta

compactação) com duas texturas de solo (franco arenosa e argilosa) e três repetições, resultando em 24 unidades experimentais (Figura 2).

FIGURA 2 – UNIDADES EXPERIMENTAIS NO MOMENTO DA DESMONTAGEM DO EXPERIMENTO



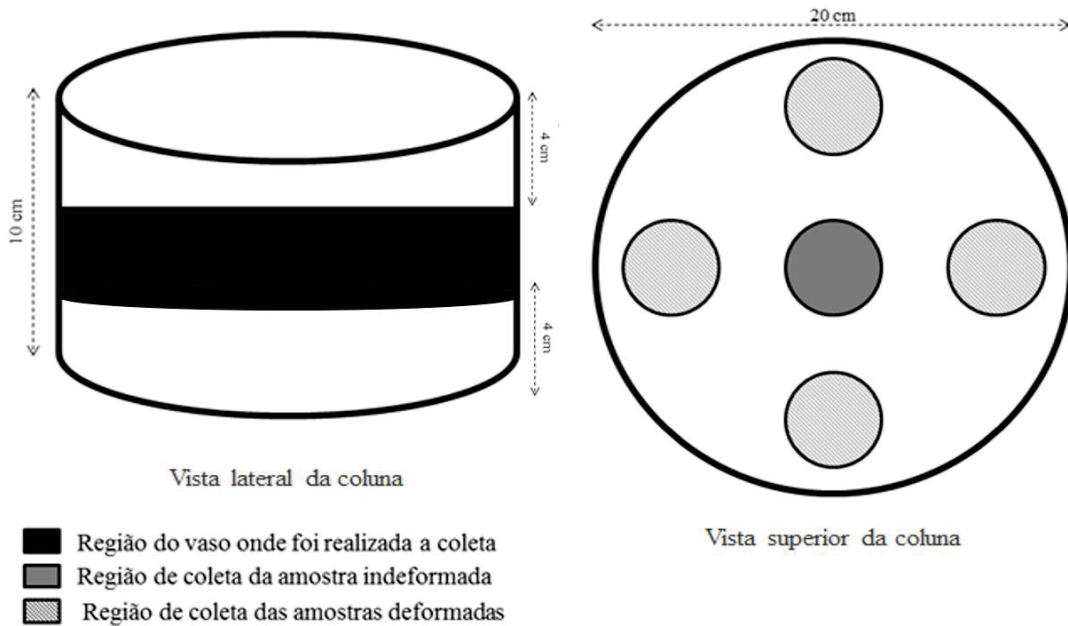
#### 2.4. EXECUÇÃO DO EXPERIMENTO E COLETA DE AMOSTRAS

Após a montagem das colunas, estas foram saturadas com água deionizada, para evitar a interação do Pb com os íons contidos na água comum. As colunas foram mantidas próxima à capacidade de container, umedecendo-as a cada 7 dias, por capilaridade, para manter o solo próximo da máxima capacidade de retenção de água. Após o período de 30 dias, foram realizadas as coletas das amostras indeformadas de solo para análises físicas e deformadas para a realização da sequencial de Pb.

Antes da coleta das amostras, foi retirada uma camada de solo de aproximadamente 4 cm da porção superior da coluna visando excluir a camada de solo mais sujeita às condições externas. A coleta da amostra indeformada para as análises de densidade do solo, porosidade e condutividade hidráulica saturada, foi realizada com o posicionamento do anel de kopech de altura 3,15 cm e diâmetro 4,49 cm na porção central da coluna (Figura 3). Em seguida foi realizado o toailete em cada amostra e, estas foram envoltas por papel alumínio e posteriormente processadas em laboratório. As amostras deformadas foram coletadas em quatro

pontos da extremidade da coluna, as quais foram homogeneizadas para a realização da análise sequencial de Pb e determinação da densidade de partículas.

FIGURA 3 – ESQUEMA DE COLETA DE AMOSTRAS DEFORMADAS E INDEFORMADAS NAS COLUNAS



## 2.5. ANÁLISES FÍSICAS

As amostras indeformadas de solo foram saturadas elevando-se uma lâmina d'água até 2/3 da altura do anel durante 48 h. A condutividade hidráulica saturada foi obtida de acordo com o método de carga decrescente proposto por Reynolds e Elrick (2002), utilizando-se um aparato descrito em Cavalieri et al. (2009) e calculada através da equação 3:

$$K_{sat} = \left(\frac{L}{t}\right) \ln\left(\frac{h_0}{h_1}\right) \quad (3)$$

Onde:

$L$ : altura da amostra de solo ( $m$ );

$h_0$ : altura inicial da água ( $m$ );

$h_1$  : altura final da água ( $m$ );

$t$  : tempo ( $s$ );

$K_{sat}$  : condutividade hidráulica saturada ( $mm\ h^{-1}$ ).

Após a determinação da condutividade hidráulica saturada, as amostras indeformadas foram submetidas ao potencial de -60 hPa em mesa de tensão, onde foram pesadas quando atingiram o equilíbrio neste potencial. Em seguida as amostras seguiram para estufa a 105 °C durante 24 h. A densidade do solo foi determinada pelo método do anel volumétrico, descrito por Grossman e Reinsch (2002), a microporosidade foi considerada equivalente à umidade volumétrica do solo referente ao potencial de -60 hPa, de acordo com a equação 4:

$$M_{ic} = \frac{[(M_{s60} - M_a) - (M_{ss} - M_a)]}{V_a} \quad (4)$$

Onde:

$M_{s60}$  = Massa da amostra no equilíbrio de -60 hPa (*kg*)

$M_a$  = Massa do anel (*kg*)

$M_{ss}$  = Massa de solo seco (*kg*)

$V_a$  = Volume do anel (*kg m<sup>-3</sup>*)

A porosidade total foi calculada através da fórmula 5:

$$P_t = 1 - \left(\frac{d_s}{d_p}\right) \quad (5)$$

Onde:

$d_s$  = Densidade do solo (*g cm<sup>-3</sup>*)

$d_p$  = Densidade de partículas (*g cm<sup>-3</sup>*)

A macroporosidade foi determinada pela diferença entre a porosidade total e a microporosidade.

## 2.6. ANÁLISE SEQUENCIAL DE Pb

As amostras deformadas de solo foram passadas por peneira de malha de 2 mm e foram secas ao ar para procedimento de extrações sequenciais de Pb em seis etapas (Tessier et al., 1979, Duarte et al., 2010):

### *Fração solúvel*

Etapa 1: Alíquotas de 2 g de TFSA foram colocadas em tubos de centrífugas, previamente preparados, com capacidade de 100 mL. Em seguida, foram transferidos 10 mL de água ultra pura em cada tubo e procedeu-se a agitação em agitador horizontal a 180 rpm por 30 min. O material foi centrifugado por 10 min a 3500 rpm e o sobrenadante reservado em um frasco. O sedimento final (resíduo A1) foi levado à estufa por 24 h a temperatura de 60 °C.

### *Fração trocável*

Etapa 2: 20 mL de  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  0,5 mol L<sup>-1</sup> foi adicionado a cada tubo contendo o sedimento da etapa anterior e procedeu-se agitação em agitador horizontal a 180 rpm por 60 minutos. Em seguida o material foi centrifugado por 10 minutos a 3500 rpm e o sobrenadante reservado em um frasco. O sedimento foi ressuscitado com 10 mL de água destilada e deionizada para lavagem, centrifugado novamente e o sobrenadante descartado, o resíduo foi lavado com 30 mL de  $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$  0,5 mol L<sup>-1</sup> centrifugado e o sobrenadante descartado. O sedimento final (resíduo B1) foi levado à estufa por 24 h a temperatura de 60°C.

### *Fração ligada de forma específica à matéria orgânica*

Etapa 3: Adicionaram-se 20 mL de uma mistura de  $\text{H}_2\text{O}_2$  30% (v/v) e  $\text{HNO}_3$  0,02 mol L<sup>-1</sup> a cada tubo contendo o resíduo da fase anterior, os tubos foram mantidos em repouso por 60 min, colocados no banho-maria a 70 °C por 120 minutos, em seguida as amostras foram centrifugadas a 3500 rpm por 10 minutos, o sobrenadante foi armazenado em um frasco. Então procedeu-se a lavagem do resíduo com 30 mL  $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$  0,5 mol L<sup>-1</sup> e a centrifugação, o sobrenadante descartado e o sedimento final (resíduo C1) levado a estufa por 24 h a 60 °C.

### *Fração ligada de forma específica aos óxidos de Fe e Al amorfos*

Etapa 4: Ao tubo de centrífuga contendo o resíduo da etapa anterior foram adicionados 40 mL de solução de oxalato de amônio 0,2 mol L<sup>-1</sup> + ácido oxálico 0,2 mol L<sup>-1</sup> + ácido ascórbico 0,1 mol L<sup>-1</sup>. O material foi submetido a agitação em agitador horizontal a 180 rpm durante 4 h, sob proteção de luz. Em seguida o material foi centrifugado por 10 minutos a 3500 rpm, e o sobrenadante reservado em um frasco escuro. O resíduo foi lavado com 30 mL de  $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$  0,5 mol L<sup>-1</sup>,

centrifugado e o sobrenadante descartado, o sedimento final (resíduo D1) foi levado à estufa por 24 h a 60 °C.

#### *Ligada de forma específica à gibbissita e caulinita*

Etapa 5: Aos tubos contendo resíduo da fase anterior foram adicionados 40mL de NaOH 1,25mol L<sup>-1</sup>. O material foi levado a banho-maria a 80°C por 60 minutos, em seguida o material foi centrifugado a 3500 rpm por 10 minutos, o sobrenadante reservado em um frasco. O resíduo foi lavado com 30 mL de (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> 0,5 mol L<sup>-1</sup>, centrifugado e o sobrenadante descartado, o sedimento final (resíduo E1) foi levado à estufa por 24 horas a 60°C.

#### *Fração residual*

Etapa 6: Em vasos de teflon, adicionou-se 0,25 g do resíduo da fase anterior, 4 mL de HNO<sub>3</sub> concentrado e 3 mL de HF concentrado. O vaso foi fechado e levado ao equipamento de micro-ondas para sofrer digestão ácida a 200°C durante 30 minutos. Depois de frio, o conteúdo foi filtrado e seu extrato foi recolhido e armazenado em um frasco.

Após cada extração, os sobrenadantes foram submetidos à espectroscopia de absorção atômica para determinação de Pb. Foi determinada a massa dos resíduos lavados e secos antes e após cada extração sequencial. Os extratos foram acidificados para que ficassem com concentração de 3% de HNO<sub>3</sub> concentrado para evitar sua deterioração.

## 2.7. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A normalidade dos dados foi verificada pelo teste de Shapiro-Wilk, os resultados das análises realizadas após a coleta das amostras nas colunas foram submetidos à análise de variância (Anova), comparando-se as médias entre os diferentes níveis de compactação pelo teste tukey. As diferenças foram consideradas significativas em nível de 5% de significância (p=0,05), estes testes estatísticos foram realizados por meio do programa Sigma Plot 12.5 (Systat Software Inc., CA, USA). Para obter a correlação entre os valores das análises físicas e os resultados da análise sequencial para presença de Pb foi utilizado teste de correlação de Pearson, utilizando o software SAS/STAT (SAS INSTITUTE, 2000).

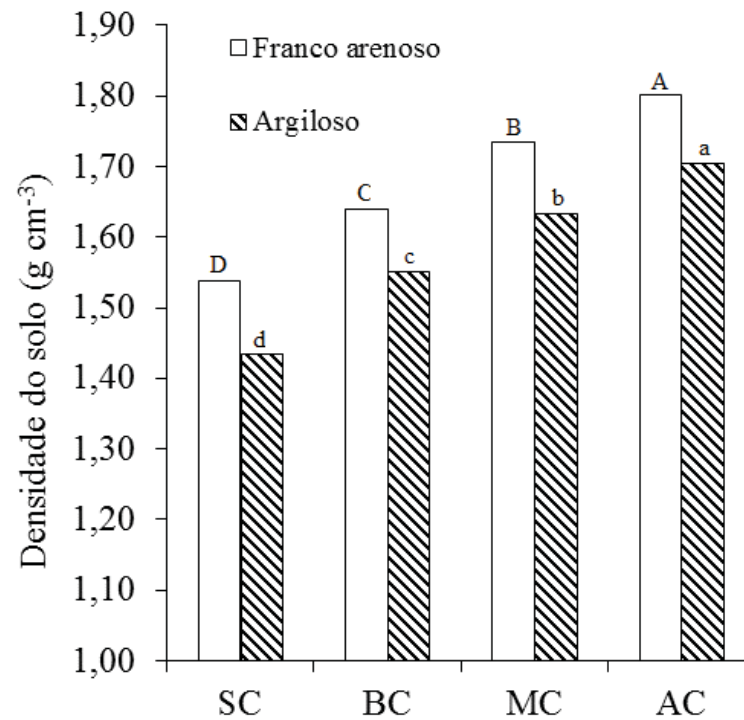
### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1. ANÁLISES FÍSICAS

Os solos, independentemente da textura, apresentaram o mesmo comportamento de densidade do solo ( $D_s$ ), com aumento significativo do atributo com os níveis de compactação (Gráfico 1). Os tratamentos realizados com solo franco arenoso apresentaram valores maiores de  $D_s$  em relação ao solo argiloso, como esperado. Os menores valores médios de  $D_s$  foram de 1,54 e 1,43 g cm<sup>-3</sup>, respectivamente, para o franco arenoso e argiloso, enquanto que sob o maior nível de compactação a  $D_s$  foi de 1,80 e 1,70 g cm<sup>-3</sup>, respectivamente. Os valores de  $D_s$  tem a tendência a aumentar como resultado do acomodamento natural do solo e dos efeitos de técnicas de preparo realizadas (Araújo et al., 2004). Porém, no presente trabalho, os valores de  $D_s$  nos tratamentos com solo argiloso foi superior ao encontrado, geralmente, em solos argilosos compactados. Isto se deve, principalmente, à falta de estrutura do solo nos vasos, uma vez que o solo foi peneirado antes de montar os vasos, assim o arranjo mais próximo das partículas contribuiu para valores de  $D_s$  maiores. Estudos de Mechelon, et al. (2009) revelam que tais valores permaneceram entre 1,30 e 1,60 g cm<sup>-3</sup>.

A suscetibilidade do solo à compactação apresenta variações em função dos atributos do solo, como a textura, pois os teores de argila, silte e areia determinam o atrito entre as partículas e o tipo de ligação entre elas. Em geral, quanto maiores as partículas do solo, menor sua compressibilidade e agregação (Olu et al., 1987; Macedo et al., 2010). No presente trabalho observou-se que, com a aplicação de uma mesma energia de compactação, o solo franco arenoso apresentou maior densidade que o solo argiloso. Isto é devido à diferença de textura, onde no solo argiloso ocorre porosidade não somente entre agregados, mas também microporos intra-agregados, o que não ocorre nos grãos de areia abundantes em solos arenosos (Dias Júnior e Miranda, 2000).

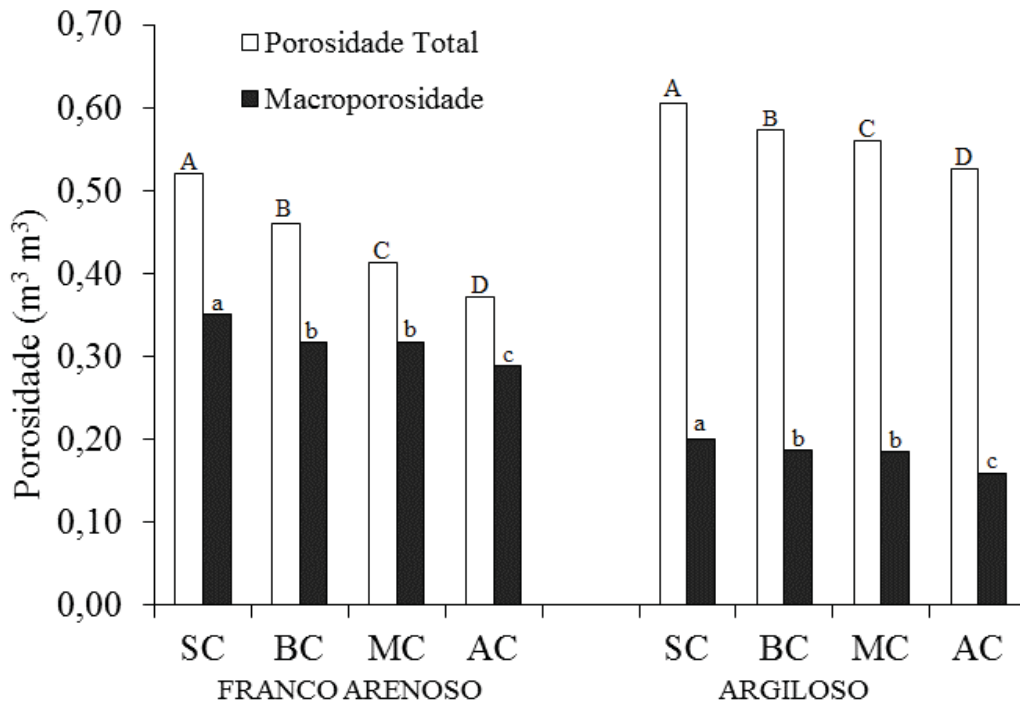
GRÁFICO 1 – MÉDIAS DE DENSIDADE DO SOLO EM FUNÇÃO DOS DIFERENTES NÍVEIS DE COMPACTAÇÃO



SC – sem compactação, BC – baixa compactação, MC – média compactação, AC – alta compactação. Letras diferentes indicam diferença estatística entre tratamentos pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

Em conformidade com os resultados de  $D_s$ , os parâmetros de porosidade total e macroporosidade também apresentaram comportamentos distintos nas duas texturas de solo: maiores valores de porosidade total para o solo argiloso e maiores valores de macroporosidade no solo franco arenoso (Gráfico 2).

GRÁFICO 2 – VALORES MÉDIOS DA POROSIDADE TOTAL E MACROPOROSIDADE DOS SOLOS EM DIFERENTES NÍVEIS DE COMPACTAÇÃO



SC – sem compactação, BC – baixa compactação, MC – média compactação, AC – alta compactação. Letras diferentes indicam diferença estatística entre tratamentos pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

Os valores médios de porosidade total no solo franco arenoso ficaram entre 0,37 e 0,52 m³ m⁻³, e no solo argiloso entre 0,53 e 0,61 m³ m⁻³. Em ambas as texturas estes valores decresceram, seguindo a seguinte sequência de nível de compactação: AC < MC < BC < SC.

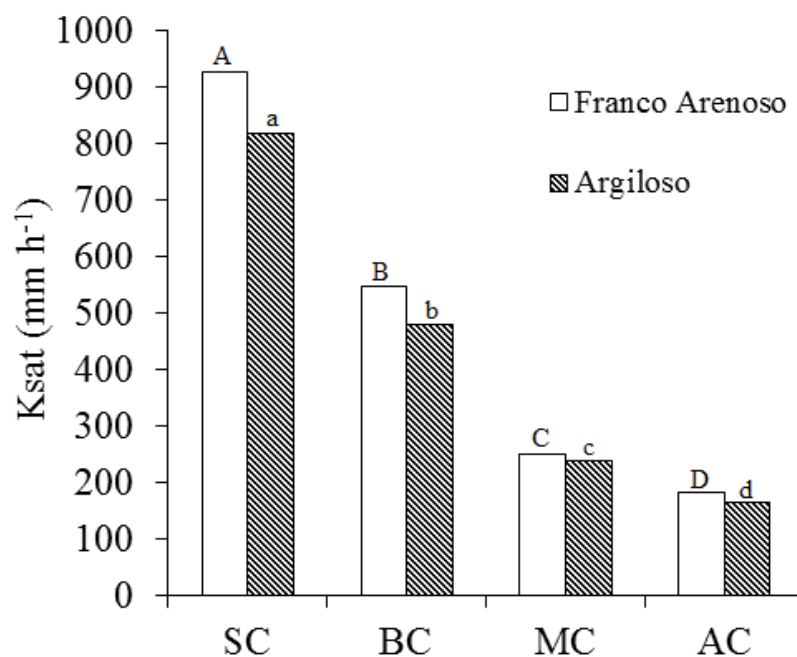
A macroporosidade também decresceu com o aumento da compactação em ambos os solos, porém com valores maiores no solo franco arenoso (entre 0,29 e 0,35 m³ m⁻³) que no solo argiloso (0,16 e 0,20 m³ m⁻³). Estatisticamente, não houve diferenças significativas entre os valores de macroporosidade nos tratamentos BC e MC, nas duas texturas.

Os valores médios de microporosidade do solo argiloso foram 60% maiores que os encontrados nos tratamentos com solo franco arenoso. Porém, as tendências de decréscimo foram semelhantes, diminuíram com o aumento da compactação. Estes valores foram de 0,17, 0,14, 0,10 e 0,08 m³ m⁻³ para o solo franco arenoso e

de 0,41, 0,39, 0,37 e 0,37  $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$  para o solo arenoso, para os tratamentos SC, BC, MC e AC, respectivamente.

$K_{\text{sat}}$  diminuiu com o aumento da compactação em ambos os solos (SC>MC>BC>AC) (Gráfico 3). O solo franco arenoso apresentou valores de condutividade hidráulica saturada entre 926,77 e 181,73  $\text{mm h}^{-1}$  e o solo argiloso entre 818,95 e 165,91  $\text{mm h}^{-1}$ .

GRÁFICO 3 – VALORES MÉDIOS DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA SATURADA ( $K_{\text{sat}}$ ) DOS SOLOS EM FUNÇÃO DOS DIFERENTES NÍVEIS DE COMPACTAÇÃO



SC – sem compactação, BC – baixa compactação, MC – média compactação, AC – alta compactação. Letras diferentes indicam diferença estatística entre tratamentos pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

Na tabela 2 estão descritas as correlações dos dados obtidos pelas análises físicas, bem como suas probabilidades. Verificou-se uma alta correlação entre todas as propriedades físicas analisadas, o que era esperado para estes atributos.

TABELA 2 – COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE OS ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO

| Atributo | Pt                         | Mac   | Mic    | Ksat  | Pt                   | Mac   | Mic    | Ksat   |
|----------|----------------------------|-------|--------|-------|----------------------|-------|--------|--------|
|          | ----- Franco arenoso ----- |       |        |       | ----- Argiloso ----- |       |        |        |
| Ds       | - 0,99*                    | -     | -      | -     | -                    | -     | -      | -      |
|          |                            | 0,92* | 0,98*  | 0,97* | 0,98*                | 0,89* | 0,98*  | 0,98*  |
| Pt       |                            | 0,94* | 0,97*  | 0,97* |                      | 0,95* | 0,95*  | 0,93*  |
| Mac      |                            |       | 0,85** | 0,89* |                      |       | 0,83** | 0,81** |
| Mic      |                            |       |        | 0,97* |                      |       |        | 0,97*  |

\*p < 0,001; \*\*p < 0,01. Ds – Densidade do solo, Pt – Porosidade total, Mac – Macroporosidade, Mic – Microporosidade, K<sub>sat</sub> – Condutividade hidráulica saturada.

Foi observada correlação negativa entre a densidade do solo e parâmetros como porosidade total, macroporosidade, microporosidade e K<sub>sat</sub>. A condutividade hidráulica saturada correlacionou-se positivamente com a porosidade total, macroporosidade e microporosidade. A diminuição da K<sub>sat</sub> associa-se com tendência semelhante na macroporosidade, uma vez que a água se movimenta no meio saturado através dos macroporos (Soracco et al., 2012). Estudos de Millan et al. (2014) indicam que o incremento do índice de compactação reduz a macroporosidade e conseqüentemente a condutividade hidráulica saturada, com menor impacto sobre a microporosidade. Porém no presente trabalho, observou-se um maior coeficiente de *Pearson* para condutividade hidráulica saturada *versus* microporosidade. Isto se deve por que a compactação promovida obstrui e fragmenta a continuidade de macroporosporos, comprometendo a funcionalidade do sistema poroso do solo (Landefeld et al., 2004).

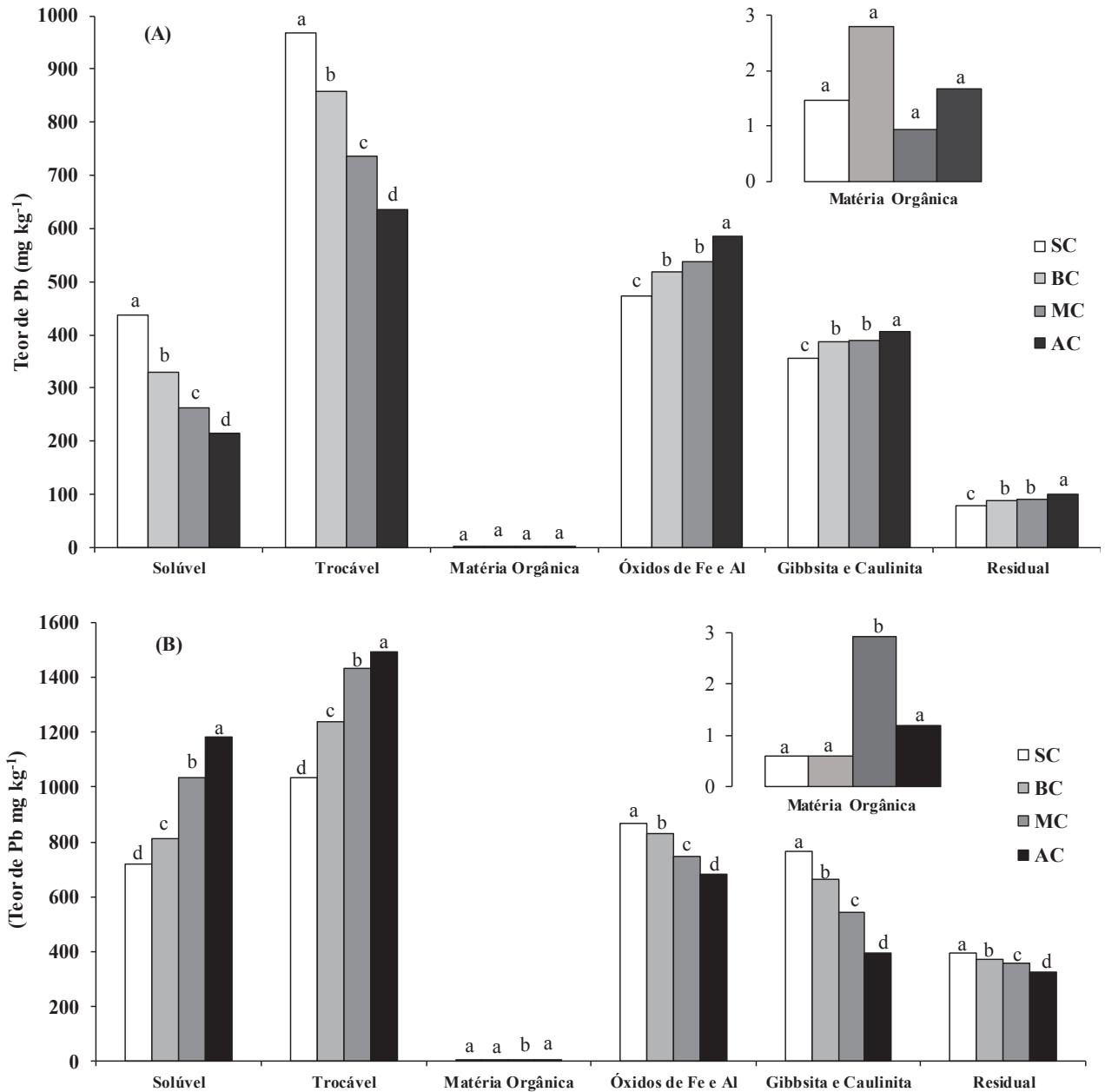
### 3.2. ANÁLISE SEQUENCIAL DE Pb

No solo franco arenoso os teores de Pb nas frações solúvel e trocável decresceram conforme aumentou a compactação. As frações ligadas aos óxidos de ferro e alumínio e residual tiveram um comportamento contrário (Figura 4). Já no solo argiloso, ocorreu exatamente o inverso, os teores de Pb nas frações solúvel e trocável aumentaram com a compactação e as frações ligadas aos óxidos de ferro e alumínio e residual diminuíram com a compactação.

Os baixos teores de Pb ligados à matéria orgânica são devido à utilização de horizontes C (franco arenoso) e B (argiloso) na montagem do experimento, onde foram encontrados baixos teores de carbono orgânico: franco arenoso  $14,5 \text{ g kg}^{-1}$  e argiloso  $12,2 \text{ g kg}^{-1}$ . O baixo teor de carbono orgânico, nos horizontes B e C, proporcionou pouca adsorção nesta fração, do Pb aplicado, explicitando os efeitos da textura e da compactação nos resultados.

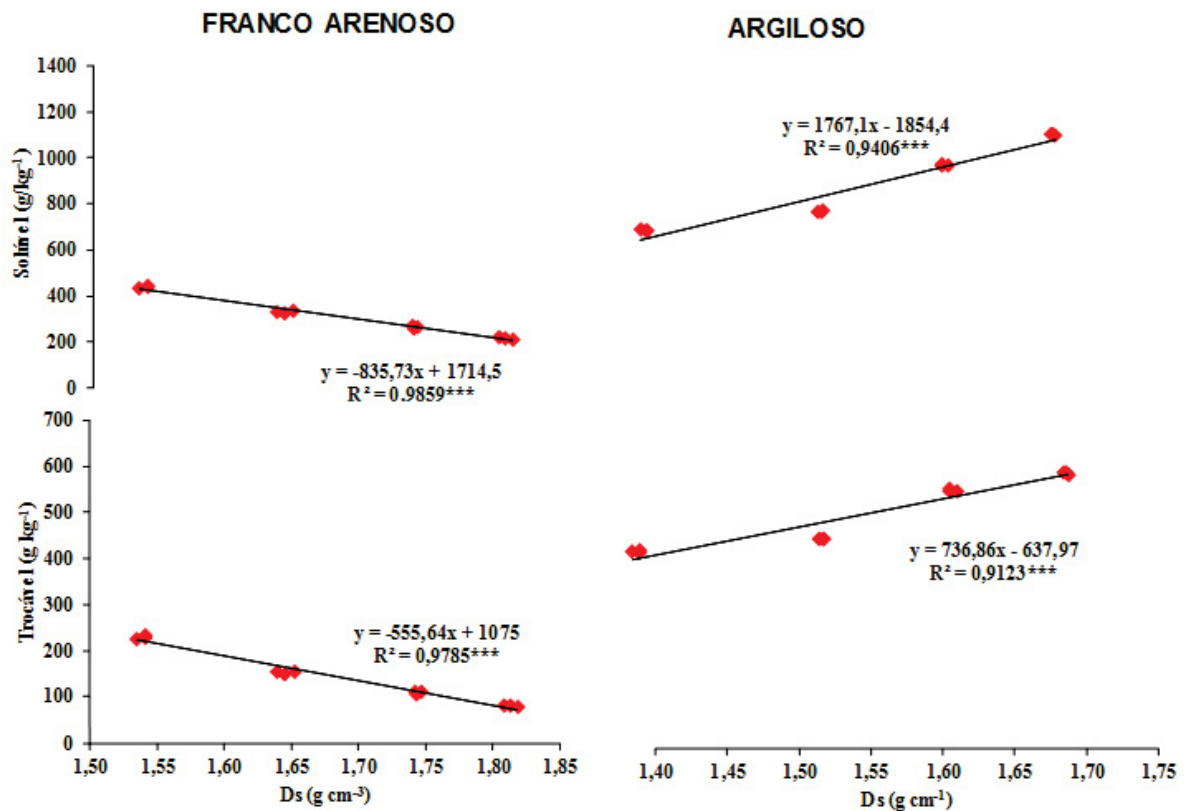
Os coeficientes angulares das equações de regressão entre densidade do solo e formas de Pb nos dois solos tiveram comportamentos contrários (Figura 5). No solo franco arenoso houve correlações negativas entre a densidade do solo e as formas solúvel e trocável e no solo argiloso estas mesmas formas de Pb tiveram correlações positivas.

GRÁFICO 4 – TEOR DE Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) NAS EXTRAÇÕES SEQUENCIAIS DE SOLO FRANCO ARENOSO (A) E ARGILOSO (B)



SC – Sem compactação. BC – Baixa compactação, MC – Média compactação, AC – Alta compactação. Letras diferentes em colunas de uma mesma cor são para resultados significativamente diferentes (nível de significância  $p=0,005$ ).

FIGURA 5 – REGRESSÕES LINEARES ENTRE A DENSIDADE DO SOLO E AS FORMAS DISPONÍVEIS DE Pb NOS SOLOS FRANCO ARENOSO E ARGILOSO



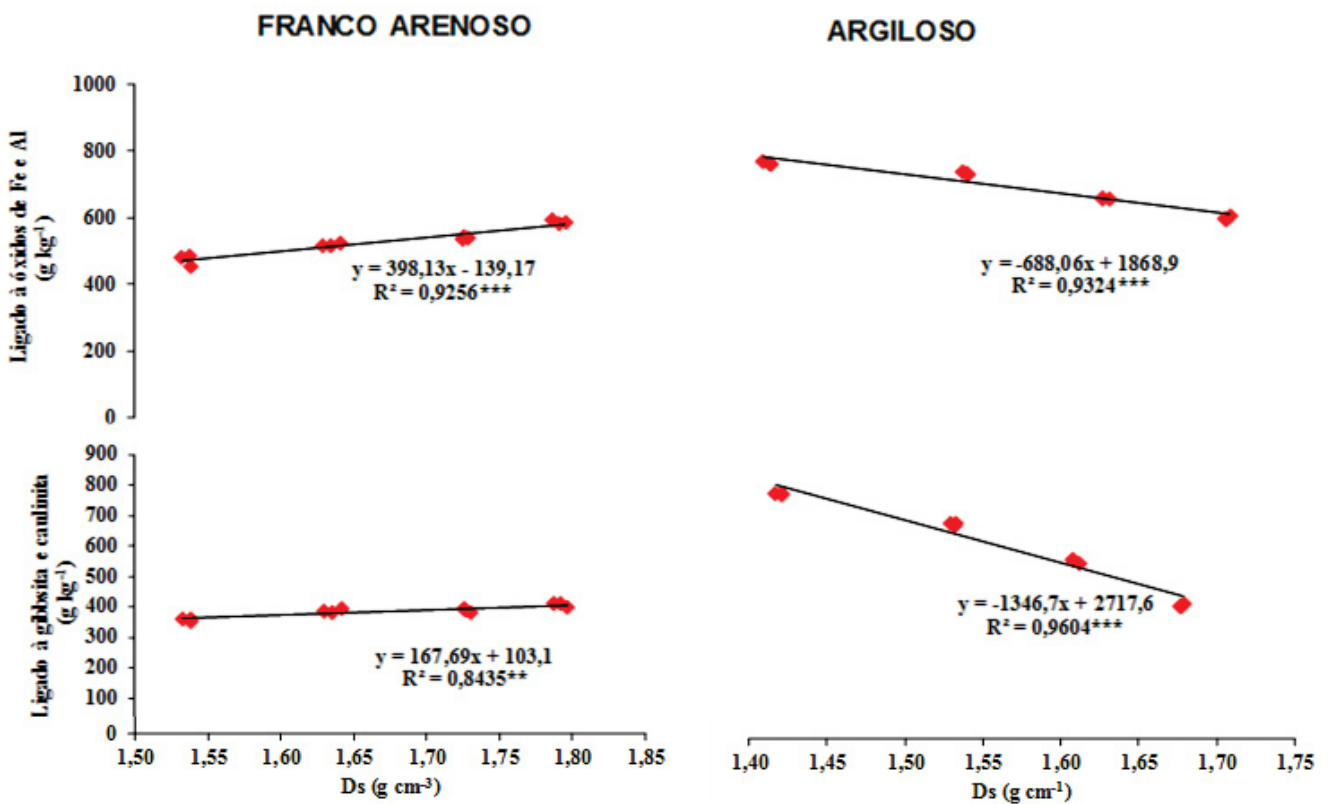
\*p < 0,05; \*\*p < 0,01; \*\*\*p < 0,001. Ds – Densidade do solo.

Em termos práticos, a compactação do solo franco arenoso reduziu as formas mais disponíveis de Pb, o que é desejável em termos ambientais. A forma solúvel está prontamente disponível para absorção pelas plantas e para percolar no perfil do solo, a forma trocável, apesar de não ser diretamente lixiviada, pode ser prontamente trocada por outros cátions, principalmente bi e trivalentes e voltar à solução do solo (Montaheer, 2009). Adicionalmente, como também encontrado por Mossadeghi-Björklund, et al. (2016), a compactação foi ambientalmente favorável, por ter reduzido  $K_{sat}$  (Figura 6), o que restringe a movimentação vertical de  $Pb^{2+}$  em direção ao nível freático. Por outro lado, para o solo argiloso a redução de  $K_{sat}$  foi acompanhada por um aumento das formas solúveis e trocáveis de Pb. No solo argiloso, para saber qual efeito antagônico é mais importante ambientalmente (redução de  $K_{sat}$  ou aumento das formas disponíveis de Pb) deve-se seguir nessa

pesquisa conduzindo experimentos de lixiviação de Pb, crescimento e desenvolvimento de plantas, e absorção pelas mesmas.

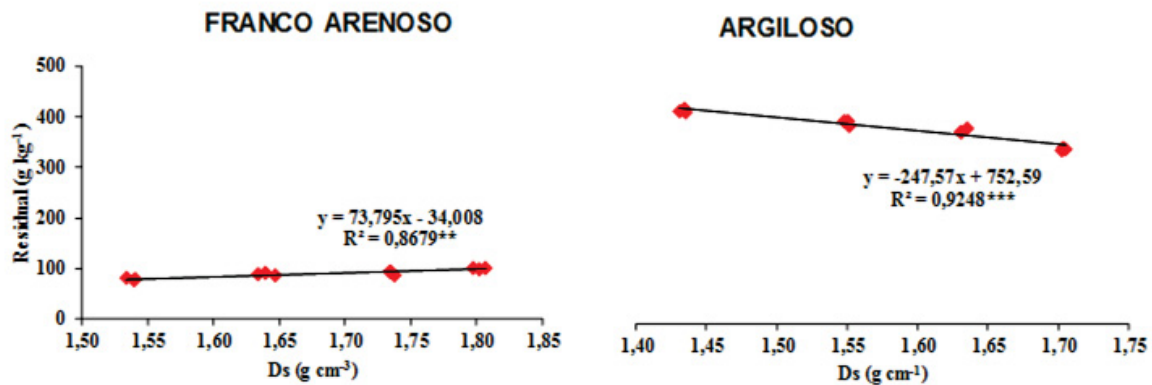
As formas solúveis e trocáveis de Pb no solo franco arenoso com a compactação foram transferidas e estabilizadas em formas ligadas especificamente aos óxidos de Fe e Al e caulinita e em formas ainda de maior energia de ligação (fração residual) aos colóides do solo.

FIGURA 6 (A) – REGRESSÕES LINEARES ENTRE A DENSIDADE DO SOLO E AS FORMAS NÃO DISPONÍVEIS DE Pb NOS SOLOS FRANCO ARENOSO E ARGILOSO



\*p < 0,05; \*\*p < 0,01; \*\*\*p < 0,001. Ds – Densidade do solo.

FIGURA 6 (B) – REGRESSÕES LINEARES ENTRE A DENSIDADE DO SOLO E AS FORMAS NÃO DISPONÍVEIS DE Pb NOS SOLOS FRANCO ARENOSO E ARGILOSO



\*p < 0,05; \*\*p < 0,01; \*\*\*p < 0,001. Ds – Densidade do solo.

A redução da macroporosidade do solo aproximou as partículas coloidais e reduziu o volume de vazios ocupado pela solução do solo (Mazurana et al., 2013). Essa maior aproximação viabilizou o contato e a ligação do Pb aos óxidos de Fe e Al e à caulinita e gibbsita no solo franco arenoso. Ao entrar na camada hidratada mais próxima aos minerais da fração argila (camada Stern) o Pb promove a troca de ligantes nos grupos ferrol (-FeOH) e aluminol (-AlOH) ( $H^+$  por  $Pb(OH)^+$  e  $2H^+$  por  $Pb^{2+}$ ), perde sua água de hidratação e forma uma ligação de forte caráter covalente (adsorção específica) e de maior estabilidade ambiental (Elzinga et al., 2001; Pontoni, 2016). O aumento das formas residuais de Pb no solo franco arenoso é mais uma evidência da forte interação do metal aos colóides com a compactação.

Para o solo argiloso a transferência do Pb seguiu caminho contrário: formas mais estáveis (adsorção específica) para formas disponíveis (solúvel e trocável). Na condição sem compactação, o alto teor de argila desse solo ( $588 \text{ g kg}^{-1}$ ) favoreceu a adsorção específica de Pb aos óxidos de Fe e Al e à caulinita e gibbsita, de acordo (Mendes, 2016) com a adsorção de Pb em solos intemperizados é muito intensa, devido aos óxidos de Fe e Al manifestam fortes interações com diversos metais pesados, inclusive Pb. A adsorção específica ocorreu devido à elevada afinidade entre a superfície dos minerais e os cátions  $Pb^{2+}$  livres em solução, o que resulta na complexação dos íons pelas superfícies dos colóides (Freitas et al., 2010).

O aumento da compactação e redução da macroporosidade pode ter contribuído para a criação de microambientes de maior atividade de elétrons em solos argilosos (menor potencial redox) pela menor difusão de  $O_2$  (Rocha et al., 2007). Alta concentração de  $CO_2$  dissolvido na solução do solo pode ter acidificado-o, resultando na alteração de formas estáveis em formas disponíveis de Pb (Rocca e Steinmetz, 2001; Fayiga e Saha, 2016), a elevada acidez do solo também evita a precipitação de íons  $Pb^{2+}$  e posterior formação complexos com  $OH^-$ , assim convertendo o metal para sua forma disponível (Essington, 2011; Rao et al., 2015). Segundo Martins e Figueiredo (2014) em meio ácido os metais tendem a apresentar maior disponibilidade devido à maior concentração de íons  $H^+$  competindo com outros cátions nos sítios disponíveis dos minerais do solo e liberando os metais para a solução.

Devido a menor oxigenação do solo, condições redutoras são proporcionadas. Com menor potencial redox oferecido proporcionado ocorre redução do  $Mn^{4+}$  para  $Mn^{2+}$  e de  $Fe^{3+}$  para  $Fe^{2+}$  na superfície dos minerais, o que resulta na liberação do Pb adsorvido especificamente nesses grupos (Oliveira et al., 2001; Essington, 2004). Segundo Oliveira e Marins (2011) os íons liberados provenientes do rompimento da adsorção específica à superfície dos minerais ficaram disponíveis na solução do solo e então são atraídos pelos sítios de troca nas interfaces coloidais.

#### **4. CONCLUSÕES**

A hipótese deste estudo foi parcialmente aceita, uma vez que os solos tiveram comportamentos contrários quanto às formas disponíveis de Pb.

O aumento da compactação do solo argiloso proporcionou maiores quantidades de Pb nas formas disponíveis, contrariando o esperado.

O efeito da compactação no solo franco arenoso foi benéfico tanto no sentido de diminuir a condutividade hidráulica saturada, e conseqüentemente, a provável lixiviação do elemento, quanto diminuiu também as formas solúvel e trocável de Pb.

A compactação teve influência oposta analisando os solos de diferentes texturas, sobre as formas de Pb no solo. Desta forma estudos futuros sobre o uso da compactação na remediação de formas de Pb são pertinentes, reforçando a

necessidade de mais pesquisas na interação entre a compactação e sua influência nos atributos físicos e as formas de Pb e sua mobilidade no solo.

## REFERÊNCIAS

- ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; ANDRADE, J. C. Distribuição de chumbo no perfil de solo avaliada pelas soluções de DTPA e Mehlich-3. **Bragantia**. V 57. n1 (1998).
- ABREU, C. A.; LOPES, A. S.; SANTOS, G. **Micronutrientes**. In: R.F. NOVAIS et al. Fertilidade do Solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (2007) 1017.
- ALIU, M.; SAJN, R.; STAFILOV, T. Spatial distribution of lead in soils of Pb-Zn mining and smelting are a of the Mitrovica Region, Republic of Kosovo. **Journal of Environmental science and health**. V 51. 7ed. (2008) 588–595.
- ALVES, M. C.; SUZUKI, L. E. A. S.; HIPÓLITO, J. L.; CASTILHO, S. R. Propriedades físicas e infiltração de água de um Latossolo Vermelho Amarelo (Oxisol) do noroeste do estado de São Paulo, Brasil, sob três condições de uso e manejo. **Cadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe**, V 30 (2005) 167-180.
- ANGELOTTI NETO, A.; FERNANDES, E. D. Condutividade hidráulica de um Latossolo Vermelho em pousio e cultivo intensivo. **Pesquisa agropecuária brasileira**. V 40. n8 (2005) 797–802.
- ARAÚJO, W. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N.; GOMES, P. C. Relação entre adsorção de metais pesados e atributos químicos e físicos de classes de solo do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. V 26. n 1 (2002) 17-27.
- ARAÚJO, M. A.; TORMENA, C. A.; SILVA, A. P. Propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distrófico cultivado e sob mata nativa. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n 28 (2004) 337-345.
- BATISTA, A. H. **Geoquímica de elementos-traço em solos de área rica em galena e arsenopirita no sul do Brasil**. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná (2016).
- BELTRAME, L. F. S.; TAYLOR, J. C. Causas e efeitos da compactação do solo. **Lavoura Arrozeira**. V 33 (1980) 59–62.

BELTRAME, L. F.; GOLDIN, L. A. R.; TAYLOR, J. C. Estrutura e compactação na permeabilidade de solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas (1981) 145–149.

BERTOLI, A. C.; CARVALHO, R.; CANNATA, M. G.; BASTOS, A. R. R.; AUGUSTO, A. S. Toxidez do chumbo no teor e translocação de nutrientes em tomateiro. **Biotemas**. V 24. n 4 (2011) 7–15.

BERTON, R. S. **Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados**. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, A. C. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente (2000) 259-268.

BOLLMANN, A.; CONRAD, R. Influence of O<sub>2</sub> availability on NO and N<sub>2</sub>O release by nitrification and denitrification in soils. **Global Change Biology**. V 4 (1998) 387–396.

BOSSO, S. T.; ENZWEILER, J. Ensaios para determinar a (Bio) disponibilidade de Pb em solos contaminados. **Química Nova**, V 31. n2 (2008) 394–400.

BRADY, N. C. **Natureza e Propriedades dos Solos**. Biblioteca Universitária Freitas Bastos. 6ed (1983).

CAMPOS, M. C. C. Atributos do solo e risco de lixiviação de metais pesados em solos tropicais. **Ambiência**, V 6. n3 (2010) 547–565.

CARVALHO, A. V. S.; CARVALHO, R.; ABREU, C. M. P. Produção de matéria seca e de grãos por plantas de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivadas em solos tratados com metais pesados. **Química Nova**, V 31. n5 (2008) 959–955.

CAVALIERI, K. M. V. **Aspectos metodológicos da pesquisa sobre compactação e qualidade física do solo**. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (2007) 40.

COLETI, J. T.; DEMATTE, J. L. I. Compactação artificial em solos. Experiências e dados informativos. **Álcool e Açúcar**, São Paulo (1982) 34–38.

CURI, N.; LARAC H.; KAMPF, N.; MONIZ, A. C.; FONTES, L. E. F. **Vocabulário da ciência do solo**. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (1993) 90.

DEGRYSE, F. E.; SMOLDERS, E. Mobility of Cd and Zn in polluted and unpolluted Spodosols. **European Journal of Soil Science**, V 57 (2006) 122–133.

DIAS JUNIOR, M. S.; MIRANDA, E. E. V. Comportamento da curva de compactação de cinco solos da região de lavras (MG). *Ciência e Agrotecnologia*. V 24, n 2, abr/jun. (2000) 337–346.

DUARTE, A. P. A.; MELO, V. F.; PAULETTI, V.; BROWN G. B. **Changes in forms of Lead and Manganese with passage through the intestinal tract of *Pontoscolex corethrurus (Oligochaeta: Annelida)***. 9th International Symposium on Earthworm ecology. Xalapa: ISE, V 1 (2010) 249–249.

EKLUND, M. Cadmium and lead deposition around a swedish battery plant as recorded in Oak tree rings. **Journal of Environmental Quality**, Madison, 24 (1995) 126-131.

ELZINGA, C. L.; SALZER, D. W.; WILLOUGHBY, J. W.; GIBBS, J. P. Monitoring Plant and Animal Populations. **Blackwell Science, Inc.**, Great Britain (2001) 360.

ERNANI, P. R. **Disponibilidade de nitrogênio e adubação nitrogenada para a macieira**. UDESC (2003) 76.

ESSINGTON, M. E. **Soil and water chemistry: an integrative approach**. Boca Raton: CRC (2011) 534.

FAYIGA A. O.; SAHA, U. K. Soil pollution at outdoor shooting ranges: Health effects, bioavailability and best management practices. **Environmental Pollution**. n 206 (2016) 135–145.

FREITAS, I. C. V.; MALDONADO, A. C. D.; ALAVARENGA, C. B. Adsorção e dessorção de metais no solo e coeficientes de isoterma de freundlich e langmuir. **Agropecuária Técnica**, V 31, n 2 (2010).

GEE, G. W.; BAUDER, J. W. **Particle-size analysis**, In KLUTE, A. Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods. 2 ed. Madison: American Society of Agronomy (1986) 383–409.

GERHARDT, K. E.; XIAO-DONG, H.; GLICK B. R.; GREENBERG, B. M. Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: potential and challenges. **Plant Science**. V 176 (2009) 20-30.

GUBIANI, P. I.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. Método alternativo para a determinação da densidade de partículas do solo – exatidão, precisão e tempo de processamento. **Ciência Rural**. V 36. n2 (2006) 664–668.

HE, Z. L.; ZHANG, M. K.; CALVERT, D. V.; STOFFELA, P. J.; YANG, X. E.; YU, S. Transport of heavy metals in surface runoff from vegetable and citrus fields in Florida, USA. **Soil Science Society of America Journal, Madison**, V 68. n5 (2005) 1662–1669.

HEJCMAN M.; KLAUDISOVÁ M.; SCHELLBERG J.; HONSOVÁ D. The Rengen Grassland Experiment: Plant species composition after 64 years of fertilizer application. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. V 122 (2007) 259–266.

HOLTZ, et al. In **Introduction to Geotechnical Engineering**. 2ed. Prentice Hall. (2010) 174.

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

KELLER, T.; Lamandé, M.; PETH, S.; BERLI, M.; DELLENE, J. Y.; BAUMGARTEN, W.; RABELL, W.; RADJAI, F.; RAJCHENBACJ, J.; SELVADURAI, A. P. S.; OR, D. An interdisciplinary approach towards improved understanding of soil deformation during compaction. *Soil Till*. V 128 (2013) 61–80.

KLEIN, V. A.; LIBARDI, P. L. Densidade e distribuição do diâmetro dos poros de um Latossolo vermelho sob diferentes sistemas de uso e manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. V 26 (2002) 857–867.

KNOP, A. 2007. Estudo do comportamento de Liners atacado por ácido sulfúrico. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 230.

KORF, E. P.; MELO, E. F. R. Q.; THOMÉ, A.; ESCOSTEGUY, P. A. V. Retenção de metais em solo da antiga área de deposição de resíduos sólidos urbanos de Passo Fundo – RS. *Revista de Ciências Ambientais, Canoas*. V 2, n 2 (2008) 43-60.

KRISTENSEN, L J.; TAYLOR, M. P.; EVANS, A. J. Tracing changes in atmospheric sources of lead contamination using lead isotopic compositions in Australian red wine. V 154 (2016) 40–47.

LANDEFELD, L.; BRANDHUBER, R.; FENNER, S.; KOCH, H. J.; STOCKFISCH, N. Effects of agricultural machinery with high axle load on soil properties of normally managed fields. *Soil Till. Res* (2004) 75–86.

LARINI, L.; SALGADO, P. E. T.; LEPERA, J. S. Metais. In: LARINI, L.. *Toxicologia*. 3 ed. São Paulo: Manole (1997) 131–135.

LEMO, R. C.; SANTOS, R. D. Manual de descrição e coleta de solo no campo. 2.ed. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; Embrapa-SNLCS (1984) 46.

LEPSCH, I F. Formação e Conservação Dos Solos. *Oficina de Textos*. São Paulo. 2002.

LI, P.; LIN, C.; CHENG, H.; DUAN, X.; LEI, K. Contamination and health risks of soil heavy metals around a lead/zinc smelter in southwestern China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. V 113 (2015) 391–399.

LI, Z.; ZHOU, L. Cadmium transport mediated by soil colloid and dissolved organic matter: A field study. *Journal of Environmental Sciences*. V 22. n1. (2010) 106–115.

LIMA, V. F.; MERÇON, F. Metais Pesados no Ensino de Química. *Química Nova na Escola*. V 33, n 4. (2011) 199–205.

LIMA, J. R. S.; SOUZA, E. S.; ANTONINO, C. D.; SILVA, I. F.; CORRÊA, M. M.; LIRA, C. A. B. O. Atributos físico-hídricos de um Latossolo Amarelo cultivado e sob mata nativa no Brejo Paraibano. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*. V 9, n 4. Recife (2014) 599-605.

LIMA, A. S. F.; GONÇALVES, J. L. M.; ROMANINI, J. R.; GONÇALVES, A. N. Efeitos da fertilização nos teores de micronutrientes em eucalipto em segunda rotação. *Revista Ciência, Tecnologia e Ambiente*. V 5, n 1 (2017) 8–14.

LINDSAY, W. L. *Chemical equilibria in soils*. New York, John Wiley & Sons (1979) 32-36.

MACEDO, R. L. G.; VALE, A. B.; VENTURIN, N. Eucalipto em sistemas agroflorestais. Lavras, Ed. da UFLA (2010) 331.

MALLMANN, F. J. K. Simulação do transporte vertical de zinco, chumbo e cobre em solos contaminados. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria (2009).

MARTINS, J.; FIGUEIREDO, B. R. Testes de mobilidade de chumbo e arsênio em solo contaminado em Apiaí (SP). *Geochimica Brasiliensis*, 28 (2014) 189-200.

MAZURAMA, M.; FINK, J. R.; SILVEIRA, V. H.; LEIVEN, R.; ZULPO, L.; BREZOLIN, D. Propriedades físicas do solo e crescimento de raízes de milho em um Argissolo Vermelho sob tráfego controlado de máquinas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37 (2013) 1185–1195.

MATOS, A. T. Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão do zinco, cádmio, cobre e chumbo em solos do município de Viçosa. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa (1995) 25.

MELO, E. E. C.; NASCIMENTO, C. W. A.; SANTOS, A. C. Q. Solubilidade, fracionamento e fitoextração de metais pesados após aplicação de agentes quelantes. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, V 30 (2006) 1051–1060.

MELO, V. F.; FONTES, M. P. F.; NOVAIS, R. F.; SINGH, B. SCHAEFER, C. E. G. R. Características dos óxidos de ferro e de alumínio de diferentes classes de solos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. V 25 (2001) 19–32.

MENON, M.; JIA, X.; LAIR, G. J.; FARAJ, P. H.; BLAUD, A. Analysing the impact of compaction of soil aggregates using X-ray microtomography and water flow simulations. *Soil & Tillage Research*. V 150 (2015) 147–157.

MICHELON, C. J.; CARLESSO, R.; PETRY, M. T.; MELO, G. L.; SPOHR, R. B.; DE ANDREDA, J. G. Physical quality of irrigated soils in some regions of Central Brazil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13 (2009) 39–46.

MILLAN, E. R.; RUIZ, H. A. FERNANDES, R. B. A.; COSTA, L. M. Condutividade hidráulica, porosidade, resistência mecânica e intervalo hídrico ótimo em Latossolos artificialmente compactados. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. V 18, n 10 (2014) 1003–1009.

MILLER, W. P.; McFEE, W. W. Distribution of cadmium, zinc, copper, and lead in soils of industrial Northwestern Indiana. *Journal of Environmental Quality*, Madison, 12 (1983) 29–33.

MONTAHER, S. F. Utilização da biomassa de bagaço de laranja como material sorvente de íons metálicos presentes em soluções aquosas. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá (2009) 65–69.

MORAES, S. O.; MESQUITA, M. G. B. F. The dependence of the saturated hydraulic conductivity on physical soil properties. *Ciência Rural*. V 34. n3 (2004) 963–969

MOREIRA, A.; CARVALHO, J. G.; EVANGELISTA, A. R. Influência da relação cálcio:magnésio do corretivo na nodulação, produção e composição mineral da alfafa. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. V 34 n2 (1999) 249–255.

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu significado para a saúde. *Pan American Journal of Public Health* (2004) 119.

MOSSADEGHI-BJORKLUND, M.; KELLER, J. A.; KOESTEL, J.; LAMANDÉ, M.; LARSBO, M.; JARVIS, N. Effects of subsoil compaction on hydraulic properties and preferential flow in a Swedish clay soil. *Soil and Tillage Research*. V 156 (2016) 91–98.

NASCENTES, R. Estudo da mobilidade de metais pesados em um solo residual compactado. Tese de doutorado – Universidade Federal de Viçosa (2006).

OHU, J. O.; AYOTAMUNO, M. B.; FOLORUNSO, O. A. Compaction characteristics of prominent agricultural soil in Borno State of Nigeria. *Am. Soc. Agric. Eng.*, 30 (1987) 1575–1577.

OLIVEIRA, F. C.; MATIAZZO, M. E. Metais pesados em Latossolo tratado com lodo de esgoto e em plantas de cana-de-açúcar. *Scientia Agricola*. V 58 (2001) 581–593.

OLIVEIRA, J. C.; PRIM, E. C. C.; JUNIOR, A. B. C. Estudo da retenção de poluentes veiculados por lixiviados de aterros sanitários em solos argilosos. In: JUNIOR, A. B. C. et al. (Org.). *Alternativas para disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades: coletânea de trabalhos técnicos*. Florianópolis: PROSAB (2002) 13-17.

OLIVEIRA, I. P.; COSTA, K. A.; SANTOS K. J.; MOREIRA, F. P.; Considerações sobre a acidez dos solos de cerrado. *Revista Eletrônica Faculdade Montes Belos*, V 1, n1, (2005) 01-12.

OLIVEIRA, R. C. B.; MARINS, R. V. Dinâmica de metaistraço em solo e ambiente sedimentar estuarino como um fator determinante no aporte desses contaminantes para o ambiente aquático: revisão. *Virtual Química*. V 3, n 2 (2011) 88-102.

PANAYIOTOPOULOS, K. P.; MULLINS, C. E. Packing of sands. *J. Soil Science*, 36 (1985) 129-139.

PASSE, J. J. Teores naturais de metais nos solos das bacias sedimentares do Recôncavo e do Tucano do Sul, como subsídio ao estabelecimento de valores de referência de qualidade. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (2015).

PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N. SILVA, M. L. N.; OLEIVEIRA, L. R. LIMA, J. M. Teor total e capacidade máxima de adsorção de chumbo em Latossolos brasileiros. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. V 25 (2001) 279–288.

PONTONI, D. R. Estabilização de Pb via aplicação de P em solos texturais contrastantes. *Tese de Doutorado*. Universidade Federal do Paraná (2016) 58-60.

QUITÉRIO, S. L.; MOREIRA, F. R.; SILVA, C. R. S.; ARBILLA, G.; ARAÚJO, U. C.; MATTOS, R. C. O. C. Avaliação da poluição ambiental causada por particulado de chumbo emitido por uma reformadora de baterias na cidade do Rio de Janeiro, Brasil. *Caderno Saúde Pública* (2006) 1817-1823.

RAFIQUE, N.; TARIQ, S. R. Distribution and source apportionment studies of heavy metals in soil of cotton/wheat fields. *Environ Monit Assess.* n 188 (2016) 309.

RAVINA, I.; MAGIER, J. Hydraulic conductivity and water retention of clay soils containing coarse fragments. *Soil Science Society of America Journal*, V 48 (1984) 736-740.

JAWOSKA, R. S.; MATUSZCZAK, H.; NOWAK, K.; HAERDY, A. J. Impact of highway traffic and the acoustic screen on the content and spatial distribution of heavy metals in soils. *Environ Sci Pollut Res* (2017).

REES, A. B.; TURNER, A.; COMBER, S. Metal contamination of sediment by paint peeling from abandoned boats, with particular reference to lead. *Science of The Total Environment*. V 494-495 (2014) 313–319.

RICHART, A.; TAVARES FILHO, J.; BRITO, O. R.; LLANILLO, R. F.; FERREIRA, R. Compactação do solo: Causas e efeitos. *Semina* (2005) 321-344.

REICHERDT, K.; TIMM, L. C.; Solo, Planta e Atmosfera: conceitos, processos e aplicações. São Paulo: Editora Manole (2004) 478.

REYNOLDS, W. D.; ELRICK, D. E.; YANGS, E. G.; AMOOZEGAR, A.; BOOLTINK, H. W. G.; BOUMA, J. Saturated and Field-Saturated Water Flow Parameters. In: *Methods of Soil Analyses, Part 4, Physical Methods, Book Series 5, Soil Science Society of America, Madison, WI* (2002) 694-700.

REYNOLDS, W. D.; ELRICK, D. E. Hydraulic Conductivity of Saturated Soils, Constant Head Method. In: *Methods of Soil Analyses, Part 4, Physical Methods, Book Series 5, Soil Science Society of America, Madison, WI* (2002) 694-700.

RIEUWERT J. S.; ASHNORE, M. R.; FARAGO, M. E.; THORNTON, I. The influence of soil characteristics on the extractability of Cd, Pb and Zn in upland and moorland soils. *Science of the total Environment*. V 366 (2006) 64–875.

RIBEIRO, K. D.; MENEZES, S. M.; MESQUITA, M. G. B. F.; SAMPAIO, F. M. T. Soil physical properties, influenced by pores distribution, of six soil classes in the region of Lavras-MG. *Ciência e agrotecnologia*. V 31. n4. (2007) 1167-1175.

ROCCA, E.; STEINMETZ, J. Inhibition of lead corrosion with saturated linear aliphatic chain monocarboxylates of sodium. *Corrosion Science* (2001) 891-902.

ROCHA, E. R.; TZIANABOS, A. O.; SMITH, C. J. Thioredoxin reductase is essential for thiol/disulfide redox control and oxidative stress survival of the anaerobe *Bacteroides fragilis*. *Journal of Bacteriology* (2007) 8015-8023.

ROESE, F. M. Metais em água, solo e hortaliças produzidas na região urbana do município de Campo Grande, MS. Campo Grande. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande (2008).

ROUSE, J. V.; PYRIH, R. Z. Geochemistry. In: DANIEL, D. E. (Org.). *Geotechnical practice for waste disposal*. London: Chapman & Hall (1993) 15-32.

SANDERSON, P.; NAIDU, R.; BOLAN, N. The effect of environmental conditions and soil physicochemistry on phosphate stabilisation of Pb in shooting range soils. *Journal of Environmental Management*. n 170 (2016) 123–130.

SAXTON, K. E.; RAWLS, W. J.; ROMBERGER, J. S.; PAPENDICK, R. I. Estimating generalized soil-water characteristics from texture<sup>1</sup> *Soil Science Society of America Journal*. V 50 (1986) 1031–1036.

SAWICKAL, B.; KALEMBASA, D. Annual Variability of Some Toxic Element Contents (Cd, Cr, Co, Ni, and Pb) and Response of Two Jerusalem Artichoke Varieties to Increasing Nitrogen Fertilizer at Constant PK Levels. *Pol. J. Environ. Stud*. V 22. n3 (2013) 861–871.

SESHADRI, B.; BOLAN, N. S.; CHOPPALA, G.; KUNHIKRISHNAN, A.; SANDERSON, P.; WANG, H.; CURRIE, L. D.; TSANG, C. W.; OK, Y. S.; KIM, G,

Potential value of phosphate compounds in enhancing immobilization and reducing bioavailability of mixed heavy metal contaminants in shooting range soil. *Chemosphere*. n 184 (2017) 197–206.

SHAN, Y.; TYSKLIND, M.; HAO, F.; OUYANG, W.; CHEN, S.; LIN, C. Identification of sources of heavy metals in agricultural soils using multivariate analysis and GIS. *J Soils Sediments*. V 13. (2013) 720–729.

SILVA, M. L. S.; VITTI, G. C. Fracionamento de metais pesados em solo contaminado antes e após cultivo de arroz. *Química Nova*. V 31 n6 (2008) 1385–1391.

SILVA, M. C. A.; D'INCAO, R. B.; LUL, R. M.; RENON, V. P.; MATTOS, A. Z. Manifestações gastrintestinais e diagnóstico de intoxicação por chumbo: relato de dois casos. *Revista Associação Médica do Rio Grande do Sul*. V 57 n1 (2013) 61–63.

SIPOS, P.; NÉMETH, T.; MOHAI, I.; ISTVÁN, D. Effect of soil composition on adsorption of lead as reflected by a study on a natural forest soil profile. *Geoderma*, V 124 (2005) 363–374.

SORACCO C. G.; LOZANO L. A.; BALBUENA R.; RESSIA J. M.; FILGUEIRA R. R. Contribution of macroporosity to water flux of a soil under different tillage systems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, V 36 (2012) 49-55.

SREK, P.; HEJCMAN, M.; KUNZOVÁ, E. Multivariate analysis of relationship between potato (*Solanum tuberosum* L.) yield, amount of applied elements, their concentrations in tubers and uptake in a long-term fertilizer experiment. *Field Crops Research*. V 118 (2010) 183–193.

STERCKEMAN, T.; DOUAY, F.; PROIX, N.; FOURRIER, H. Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in the North of France. *Environment Pollution*. (2000) 377–389.

STRYDOM, C.; ROBINSON, C.; PRETORIUS, E.; WHITCUTT, J. M.; MARXAND, J.; BORNMAN, M. S. The effect of selected metals on the central metabolic pathways in biology: A review. *Water SA*. (2006) 543.

RAO, S. M.; GAURAVE, K.; SARVANAN, A. Lead Retention by Soils at Field Moisture Contents. *Soil and Sediment Contamination*. n 22 (2013) 208–222.

REICHERT, J. M.; KAISER, D. R.; REINERT, D. J.; RIQUELME, F. B. Variação temporal de propriedades físicas do solo e crescimento radicular de feijoeiro em quatro sistemas de manejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, n 44 (2009) 310-319.

SCHMITZ, T.; KREUTZ, O. C.; BIANCHIN, L.; SUYENAGA, E. S.; MOURA, A. B. D. Dejetos suíno e extrato pirolenhoso – influência na retenção/lixiviação de metais no solo. *Revista Liberato, Novo Hamburgo*. V 18, n 29 (2017) 130–133.

TACKETT, S L. Lead in the environment: effects of human exposure. *American Laboratory, Shelton*, 19 (1987) 32–41.

TAVARES, T. M.; CARVALHO, F. M. Avaliação da exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: Exemplos no Recôncavo Baiano. *Química Nova*. V 5 n2 (1992) 147–153.

TESSIER, A.; CAMPBELL, P. G. C.; BISSON, M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytic Chemistry*, n 51 (1979) 844–851.

THOUIN, H.; FORESTIER, L. L.; GAURTRET, P.; HUBE, D.; LAPERCHE, V.; DUPRAZ, S. Battaglia-Brunet, F. Characterization and mobility of arsenic and heavy metals in soils polluted by the destruction of arsenic-containing shells from the Great War. *Science of the Total Environment*. V 550 (2016) 658–669.

TOGORO, A. H. Uso do extrato pirolenhoso: efeito no solo e nas plantas de tomate. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, São Paulo (2012) 28.

VITORINO, L. B.; SILVA, A. A.; LANA, R. M. Q. Influência da adubação com dejetos orgânicos e adubo mineral sobre o teor de metais pesados no solo e na cana de açúcar. *Bioscience Journal*. V 28 (2012) 72–82.

- WARD, R. C.; ROBINSON, M. Principles of hidrology. 3 ed. McGraw Hill. (1990) 365.
- WEDEPOHL, K. H. The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. V 59 (1995) 1217–1232.
- WUANA, R. A.; OKIEIMEN, F. E. Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *Ecology*. V 11 (2011) 20.
- YONG, R. N.; MOHAMED, A. M. O.; WARKENTIN, B. P. Principles of contaminant transport in soils. Amsterdam: Elsevier (1992) 327.
- ZHANG R.; NIU Y.; LI Y.; ZHAO C.; SONG B.; LI Y.; ZHOU Y. Acute toxicity study of the interaction between titanium dioxide nanoparticles and lead acetate in mice. *Environ Toxicol Pharmacol*. V 30 (2010) 53–60.

## APÊNDICES

APÊNDICE 1 – COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE OS ATRIBUTOS DO SOLO E AS DIFERENTES FORMAS DE Pb NOS SOLOS FRANCO ARENOSO E ARGILOSO

| Atributo                   | Solúvel   | Trocável  | Ligados à<br>Matéria<br>orgânica | Ligados<br>aos<br>Óxidos de<br>Fe e Al | Ligados à<br>gibbsita e<br>caulinita | Residual  |
|----------------------------|-----------|-----------|----------------------------------|--|--------------------------------------|-----------|
| ----- Franco arenoso ----- |           |           |                                  |  |                                      |           |
|                            |           |           | ---                              |  |                                      |           |
| Pt                         | 0,99***   | 0,99***   | 0,13*                            | - 0,97***                              | - 0,93***                            | - 0,95*** |
| Mac                        | 0,94***   | 0,94***   | - 0,03*                          | - 0,96***                              | - 0,96***                            | - 0,98*** |
| Mic                        | 0,97***   | 0,97***   | 0,22*                            | - 0,93***                              | - 0,86**                             | - 0,88**  |
| Ksat                       | 0,98***   | 0,99***   | 0,14*                            | - 0,91***                              | - 0,91***                            | - 0,90*** |
| ----- Argiloso -----       |           |           |                                  |  |                                      |           |
|                            |           |           | -                                |  |                                      |           |
| Pt                         | - 0,96*** | - 0,93*** | - 0,31*                          | 0,96***                                | 0,98***                              | 0,98***   |
| Mac                        | - 0,89*** | - 0,84**  | - 0,13*                          | 0,91***                                | 0,95***                              | 0,95***   |
| Mic                        | - 0,94*** | - 0,92*** | - 0,46*                          | 0,93***                                | 0,94***                              | 0,94***   |
| Ksat                       | - 0,93*** | - 0,93*** | - 0,53*                          | 0,93***                                | 0,94***                              | 0,91***   |

\*p < 0,05; \*\*p < 0,01; \*\*\*p < 0,001 Pt – Porosidade total, Mac – Macroporosidade, Mic – Microporosidade, Ksat – Condutividade hidráulica saturada.