

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM CIÊNCIA DO SOLO**

**METAIS PESADOS EM SOLO E PLANTAS EM ÁREA
COM HISTÓRICO DE APLICAÇÕES DE FONTES
ORGÂNICAS E MINERAL DE NUTRIENTES**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Jéssica Carolina Faversoni

Santa Maria, RS, Brasil

2015

METAIS PESADOS EM SOLO E PLANTAS EM ÁREA COM HISTÓRICO DE APLICAÇÕES DE FONTES ORGÂNICAS E MINERAL DE NUTRIENTES

Jéssica Carolina Faversoni

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do solo, Área de Concentração em Processos Químicos e Ciclagem de Elementos, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciência do solo.**

Orientador: Prof. Dr. Carlos Alberto Ceretta

Santa Maria, RS, Brasil

2015

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Faversani, Jéssica Carolina
Metais pesados em solo e plantas em área com histórico de aplicações de fontes orgânicas e mineral de nutrientes / Jéssica Carolina Faversani.-2015.
37 p.; 30cm

Orientador: Carlos Alberto Ceretta
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, RS, 2015

1. dejetos de animais 2. fertilizante mineral 3. contaminação ambiental 4. segurança alimentar I. Ceretta, Carlos Alberto II. Título.

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo**

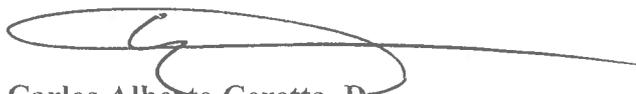
**A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado**

**METAIS PESADOS EM SOLO E PLANTAS EM ÁREA COM
LONGO HISTÓRICO DE APLICAÇÕES DE FONTES
ORGÂNICAS E MINERAL DE NUTRIENTES**

elaborada por
Jéssica Carolina Faversoni

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciência do Solo

COMISSÃO EXAMINADORA:



Carlos Alberto Ceretta, Dr.
(Presidente/Orientador)



Leandro Souza da Silva, Dr. (UFSM)



Eduardo Giroto, Dr. (IFRS- Ubirubá)

Santa Maria, 20 de fevereiro de 2015.

Aos meus pais, José e Marilene

Aos meus irmãos, Maico Diogo e Marcos Rodrigo (in memoriam)

Dedico este trabalho!

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelo dom da vida, por sempre guiar e iluminar meus passos, colocando pessoas especiais em meu caminho.

À Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo (PPGCS) pela oportunidade de realização do Curso de Mestrado.

Aos meus pais José Pedro Faversani e Marilene Faversani que sempre me apoiaram e incentivaram, muitas vezes abrindo mão de várias coisas para possibilitar minha formação. Aos ensinamentos da importância da honestidade, sinceridade e humildade, que possibilitaram a construção dos meus valores como pessoa. Obrigado pelo amor, pela compreensão e confiança em mim depositada.

Ao meu irmão Maico Diogo Faversani, em quem me espelho e admiro muito. Obrigado pelos ensinamentos. A minha cunhada Lidiane Faversani, que é amiga em todos os momentos.

Ao professor Carlos Alberto Ceretta, pela orientação. Obrigado pelos ensinamentos e confiança depositada.

Ao professor Gustavo Brunetto pela orientação, ajuda e disposição em colaborar.

Aos Pós-Doutorandos Paulo Avelar Ferreira e Rafael Couto pela orientação colaboração na execução de todas as etapas deste trabalho.

Aos Doutorandos (as), Tadeu Luís Tiecher, Marlise Nara Ciotta, Alessandra Bacca, Nathália Riveros Ciancio, Lessandro de Conti e José Augusto Castro Lima pelo convívio e conhecimentos compartilhados.

Aos Mestrandos (as), Cesar Cella, Max Dantas, Pedro Paulo Ramos Nascimento Rogério Piccin, Gilmar Luiz Schaefer, Gerson Drescher e Elci Gubiani pelo convívio e conhecimentos compartilhados.

Aos bolsistas de iniciação científica Dênis Eduardo Shapanski, Renan Vidal, Lincon Stefanello Silva, Adriana Cancian, Carina Marchezan, Mylena Anchieta, Adriéli Tassinari, Daniéla Facco, Luiza Somavilla, Matheus Kulmann e Rodrigo Kneviz pelo auxílio na execução das coletas e análises laboratoriais.

Aos demais colegas da Pós-Graduação pelas conversas e parceria.

Ao Luiz Francisco Finamor, sempre bem humorado, pela ajuda.

Aos professores do Departamento de Solos, João Kaminski, Danilo Rheinheimer dos Santos, Celso Aita, Leandro Sousa da Silva, Sandro Giacomini, José Miguel Reichert, Dalvan José Reinert, Paulo Ivonir Gubiani, Ricardo Simão Dalmolin, Zaida Inês Antonioli, Fabrício Pedron, Jean Minella e Rodrigo Jacques, pelas conversas e pelo aprendizado durante o Curso de Mestrado.

Ao Héverton, secretário do PPG em Ciência do Solo, pela dedicação e competência.

Aos meus queridos amigos (as) Gener Augusto Penso, Gabrielli Dedordi, Paula Dalla Vecchia e Evandro Minato pelas conversas, que mesmo distantes nunca me abandonaram, obrigada pelo carinho.

À todos aqueles que contribuíram na condução do experimento de longa duração, que possibilitou a realização deste estudo.

À todos aqueles que não foram nomeados, mas que tiveram participação na minha formação pessoal.

À CAPES pela concessão da bolsa de estudo.

Ao CNPq e Fapergs, pelo auxílio financeiro.

*“O tempo é algo que não volta atrás.
Por isso plante seu jardim e decore sua alma, Ao
invés de esperar que alguém lhe traga flores...”*

William Shakespeare

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria

METAIS PESADOS EM SOLO E PLANTAS EM ÁREA COM LONGO HISTÓRICO DE APLICAÇÕES DE FONTES ORGÂNICAS E MINERAL DE NUTRIENTES

AUTOR: JÉSSICA CAROLINA FAVERSANI

ORIENTADOR: CARLOS ALBERTO CERETTA

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 20 de fevereiro de 2015

Aplicação de fertilizantes orgânicos e minerais em áreas agrícolas, especialmente, sob plantio direto e ao longo de anos, pode promover o aumento dos teores e metais pesados, como arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo (Cr), cobre (Cu), zinco (Zn) e níquel (Ni) no solo, que podem ser contaminantes do solo e águas, mas também podem ser absorvidos e acumulados em plantas, e até exportados pelos grãos, ingressando na cadeia alimentar. O objetivo do trabalho foi o de avaliar como as alterações nos os teores de arsênio, cádmio, chumbo, níquel, cromo, zinco e cobre no solo, motivadas pelo uso por vários anos de fontes orgânicas e mineral, podem se refletir no seu conteúdo na parte aérea de plantas de aveia preta, milho e trigo, e nos grãos de milho e trigo. O trabalho foi realizado na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), em Santa Maria, Rio Grande do Sul (RS). O experimento foi instalado no ano de 2004 e os tratamentos foram dejetos líquidos de suínos (DLS) e de bovinos (DLB), cama sobreposta de suínos (CSS), adubação mineral (uréia + superfosfato triplo + cloreto de potássio) e testemunha (sem a aplicação de nutrientes). Em agosto de 2014 foram coletadas amostras de solo, dejetos e parte aérea e grãos de aveia-preta (*Avena strigosa*) (inverno de 2013), milho (*Zea mays*) (safra 2013/14) e trigo (*Triticum aestivum*) (inverno de 2014). Foram analisados os elementos As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn e constatou-se que houve acréscimo de seus teores no solo com as frequentes aplicações de fertilizantes orgânicos e mineral sem, contudo, ultrapassarem os valores máximos estabelecidos pelo CONAMA 420. As culturas de aveia preta, milho e trigo mostraram acréscimo de Cr, Cu, Ni e Zn no tecido vegetal, mas os teores destes elementos nos grãos de milho e trigo sugerem que o uso das fontes orgânicas não representam potencial risco para o consumo de grãos destas culturas comerciais

Palavras-chave: dejetos de animais; fertilizante mineral; contaminação ambiental; segurança alimentar.

ABSTRACT

Master Dissertation
Graduate Program in Soil Science
Federal University of Santa Maria

HEAVY METALS IN SOIL AND PLANTS IN SOIL WITH LONG HISTORY OF FERTILIZATION OF ORGANIC SOURCES AND MINERAL NUTRIENTS.

AUTHOR: JÉSSICA CAROLINA FAVERSANI

ADVISOR: CARLOS ALBERTO CERETTA

Date: Santa Maria, 2015-02-20

The application of organic and mineral fertilizers in agricultural areas, especially, in no-till system and over the years, can promote increased levels of heavy metals and as arsenic (As), cadmium (Cd), lead (Pb), chromium (Cr), copper (Cu), zinc (Zn) and nickel (Ni) in the soil, which may be contaminants and ground water but may also be absorbed and accumulated in plants, and even exported by the grain entering the food chain. The aim of this study was to evaluate how changes of heavy metals in the soil, caused by use of several years of organic and mineral sources, can be reflected in its content in shoots of oat, corn and wheat, and corn and wheat grains. The study was carried in the experimental area of the Department of Soil Science of the Federal University of Santa Maria (UFSM), Santa Maria, Rio Grande do Sul (RS). The experiment was installed in 2004 and the treatments were control (without nutrient application) and application of pig slurry (PS), pig deep-litter (PL), cattle slurry (CS), and mineral fertilizers (NPK). August 2014 soil samples were collected and aerial part of black oats (*Avena strigosa*) (Winter 2013), maize (*Zea mays*) (2013/14 crop) and wheat (*Triticum aestivum*) (Winter 2014) and grains of wheat and maize. The elements analyzed were Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn and found out that there was an increase of their content in the soil with frequent applications of organic and mineral fertilizers, however, without exceed the maximum set by CONAMA 420. The crops of oat, corn and wheat showed addition of Cr, Cu, Ni and Zn in plant tissue, but the contents of these elements in corn and wheat grains suggest that the use of organic sources do not represent potential risk to the consumption of grains these cash crops.

Index terms: organic waste, nutrient release, environmental contamination, no-tillage system, food security.

Lista de Tabelas

- Tabela 1 – Alguns atributos químicos do solo na camada de 0-5 cm após 138 meses de implantação do experimento totalizando 15 aplicações de fertilizantes orgânicos e mineral até o momento da coleta do solo. 20
- Tabela 2 - Teores de metais pesados nos diferentes dejetos de animais e adubação mineral (valores expressos com base na massa seca do material) nas culturas da aveia preta (*Avena strigosa Schreb.*), milho (*Zea mays L.*) e trigo (*Triticum aestivum*). 22
- Tabela 3 - Quantidade de metais pesados adicionada na implantação de cada cultivo, durante a condução do experimento. 23
- Tabela 4 - Teores de metais pesados no solo (na camada de 0 - 5 cm) após 138 meses de implantação do experimento (com histórico de 15 aplicações) com aplicações de fertilizantes orgânicos e mineral. 24
- Tabela 5 - Teores de metais pesados no tecido vegetal das culturas da aveia preta (*Avena strigosa Schreb.*), milho (*Zea mays L.*) e trigo (*Triticum aestivum*). 25
- Tabela 6 - Teores de metais pesados nos grãos das culturas do milho (*Zea mays L.*) e trigo (*Triticum aestivum*). 27
- Tabela 7 - Fator de bioacumulação de metais pesados no tecido vegetal das culturas da aveia preta, milho e trigo e nos grãos de milho e trigo. 29

Sumário

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	13
2 ARTIGO I- METAIS PESADOS EM SOLO E PLANTAS EM ÁREA COM HISTÓRICO DE APLICAÇÕES DE FONTES ORGÂNICAS E MINERAL DE NUTRIENTES.....	16
2.1 Introdução	16
2.2 Material e Métodos	17
2.2.1 Caracterização da área experimental e dos dejetos aplicados	18
2.2.2 Preparo das amostras.....	19
2.2.3 Análises químicas	20
2.2.4 Fator de bioacumulação	21
2.3 Resultados e Discussões	21
2.3.1 Metais pesados nos dejetos e adubo mineral	21
2.3.2 Metais pesados no solo	23
2.3.3 Metais pesados no tecido vegetal e grãos das culturas	24
2.4 Conclusões	29
3 CONSIDERAÇÕES FINAIS	31
4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	32

1 INTRODUÇÃO GERAL

A suinocultura e a bovinocultura leiteira são atividades de grande importância econômica e social tanto à agricultura familiar, quanto de grandes empreendimentos. Neste contexto, a região Sul do Brasil se destaca na produção de carne suína e na produção leiteira, onde se concentram 54,2% da produção nacional de suínos, que é de, aproximadamente, 41,3 milhões de cabeças (ABIEPCS, 2012) e 31,3% do volume de leite produzidos no país, com um rebanho de 14,5 milhões de cabeças (IBGE, 2011). Esta produção concentra-se nas pequenas propriedades rurais e tem como consequência a geração e concentração de um grande volume de dejetos líquidos de suínos (DLS), a partir da lavagem de baias com água ou na forma sólida sobre uma camada de material orgânico, normalmente maravalha ou palhada de culturas (cama sobreposta de suínos – CSS); e dejetos líquidos de bovinos (DLB), obtidos a partir da lavagem dos locais onde os animais são ordenhados. Os dejetos gerados podem ser aplicados em solos como fonte de nutrientes, entre eles, nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e alguns micronutrientes (Fe, Zn, Cu e Mn) às culturas anuais, perenes e pastagens, aumentando a ciclagem de nutrientes no interior das propriedades e reduzindo o gasto com a aquisição de fertilizantes industrializados (CERETTA et al., 2005; JUNIOR et al., 2007; ASSMANN et al., 2009; SEIDEL et al., 2010).

Os dejetos líquidos e sólidos de suínos e bovinos possuem composição química variável, especialmente, por causa da alimentação dos animais (MATIAS, 2006). Ao longo do ciclo dos animais, metais pesados como Zn, Cu, Mn e Fe, que são micronutrientes, são adicionados nas rações em elevadas doses, para facilitar a absorção pelo organismo (NICHOLSON et al., 1999; WANG et al., 2013). Nas rações dos suínos e bovinos são encontrados em maior quantidade Ca, Cl, Cu, I, Fe, Mg, Mn, P, K, Se, Na, S e Zn (NICHOLSON et al., 1999; MATIAS, 2006; WANG et al., 2013). Mas, recentemente para os suínos, o Cr foi reconhecido como mineral essencial, porém não são suficientemente claras as quantidades requeridas pelos animais (NRC, 1998). O Co é adicionado para a síntese da vitamina B12. Outros elementos são adicionados e requeridos pelos animais em menores quantidades, como As, B, Br, F, Mo, Ni, Si, Tin e V. Eles exercem algum tipo de função fisiológica na maioria das espécies animais, porém, para estes elementos, não há ainda uma comprovação de sua essencialidade (NRC, 1998).

Devido a baixa taxa de assimilação destes nutrientes contidos nas rações utilizadas na alimentação de suínos e bovinos, grande parte deles são eliminados nas fezes e urina dos animais.

Em média, os teores de Cu, Zn, Mn, Ni e Pb nos dejetos de suíno podem variar de 413 a 697, 759 a 2584, 285 a 377, 6 a 9 e 4 a 7 mg kg⁻¹, respectivamente, dependendo do manejo adotado durante a criação dos animais (MATIAS, 2006). Já para os dejetos de bovinos, a concentração de Cu, Zn, Fe e Mn pode variar de 31 a 117, 15 a 129, 1.120 a 4.587 e 23 a 245 mg kg⁻¹, respectivamente (JUNIOR et al., 2007). Em média a taxa de metais excretadas nos dejetos de suínos e bovinos é de 70 a 95 % da quantidade ingerida (MATIAS, 2006; JUNIOR et al., 2007).

Alguns trabalhos já avaliaram o acúmulo de metais pesados em solos de áreas com histórico de aplicação de dejetos no Mundo (AZEEZ et al., 2009; BELON et al., 2012), mas também no Sul do Brasil (MATIAS, 2006; BASSO et al., 2012; TIECHER, et al., 2013). Entre eles, se pode destacar alguns como o de Girotto et al. (2010), que avaliaram os efeitos de sucessivas aplicações das doses de 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de DLS em um Argissolo Vermelho no Sul do Brasil e observaram incrementos nos teores totais de Cu e Zn até a camada de 10 cm de profundidade. Matias et al., (2010) relataram o acúmulo de Cu, Zn e Mn em solos sob sucessivas aplicações de dejetos de suínos, em duas regiões produtoras de suínos nas microbacias do Rio Coruja/Bonito e Lageado Fragosos em SC. Da mesma forma Basso et al. (2012), relatam o acúmulo de Zn, Cu, Cr, Ni, Mn e Cd em áreas com histórico de aplicação de dejetos no Oeste de SC, bem como em um solo coletado em experimento de longa duração com aplicação de dejetos de animais em Paraíso do Sul (RS).

Alguns nutrientes com funções biológicas conhecidas, como Cu, Mn, Fe, Zn e Ni podem ser tóxicos às plantas quando presentes em altos teores no solo (KABATA-PENDIAS, 2011). Mas, outros elementos não apresentam função biológica, como As, Cd e Pb, e, por isso, quando presentes em plantas, podem causar efeitos deletérios. Na maioria das vezes, a presença desses elementos no solo ocorre em concentrações ou formas que não oferecem riscos ao ambiente. Porém, atividades antrópicas promovem também o aumento da concentração desses elementos no ambiente (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). Esses metais pesados podem expressar seu potencial poluente por meio da disponibilidade às plantas em níveis fitotóxicos e da possibilidade de transferência para a cadeia alimentar, por meio das próprias plantas (SOARES et al., 2005). O consumo de vegetais e cereais é a principal fonte de ingestão de metais pesados por humanos (KABATA-PENDIAS; MUKHERJEE, 2007).

Para garantir a segurança e a qualidade alimentar, foi criado pela FAO, juntamente com a WHO, o *Codex Alimentarius*, um organismo internacional de gerenciamento de risco que estabelece normas alimentares e recomendações para proteger a saúde dos consumidores e assegurar práticas corretas no comércio de alimentos (FAO, 2006). Assim, havendo translocação

de metais pesados contaminantes para partes comestíveis, espera-se que suas concentrações não ultrapassem aquelas estabelecidas pelo *Codex Alimentarius*. Entretanto, metais pesados não essenciais nos solos, quando em teores elevados, podem trazer consequências negativas ao ambiente e à saúde humana (MORAES, 2008). Dentre estes elementos potenciais contaminantes estão arsênio (As), chumbo (Pb) e cádmio (Cd), os quais encontram-se na lista de poluentes prioritários na 1ª, 2ª e 8ª colocação, respectivamente (ATSDR, 2007a). A exposição de seres humanos ao As pode provocar doenças hepáticas, falência renal, cardiomiopatias e tumores, entre outros (ATSDR, 2007b), enquanto a exposição ao Pb pode causar alterações do sistema nervoso, causando perdas de funções neurológicas (ATSDR, 2007c). A ingestão elevada de Cd, por meio de alimentos ou água contaminados, pode causar irritação do estômago, provocando vômitos e diarreia e a sua ingestão de baixos níveis por longo período pode causar doenças renais e fragilidade óssea (ATSDR, 2008).

No Departamento de Solos da UFSM existem pesquisadores que, com seus orientados, atuam há anos avaliando resíduos orgânicos, especialmente quanto ao acúmulo de elementos químicos no solo, nas plantas, suas transferências para águas superficiais e subsuperficiais, bem como sua relação com emissão de gases de efeito estufa. Este trabalho representa um novo direcionamento nestas pesquisas, porque amplia o número de elementos químicos avaliados, bem como procura verificar até que ponto o acúmulo de metais pesados no solo pode representar um risco para o consumo de grãos de trigo e milho, alimentos de extrema importância na dieta humana e animal.

O objetivo geral do presente trabalho foi avaliar como as alterações nos teores de arsênio, cádmio, chumbo, níquel, cromo, zinco e cobre no solo, motivadas pelo uso por vários anos de fontes orgânicas e mineral, podem se refletir no seu conteúdo na parte aérea de plantas de aveia preta, milho e trigo, e nos grãos de milho e trigo.

2 ARTIGO I- METAIS PESADOS EM SOLO E PLANTAS EM ÁREA COM HISTÓRICO DE APLICAÇÕES DE FONTES ORGÂNICAS E MINERAL DE NUTRIENTES.

2.1 Introdução

Na região Sul do Brasil, normalmente suínos e bovinos de leite são criados em sistema confinado. No Rio Grande do Sul (RS) são produzidos diariamente, aproximadamente, 38.000 m³ de dejetos líquidos de suínos (DLS) (FEPAM, 2008) e 1.185 m³ de dejetos líquidos de bovinos (DLB) (IBGE, 2011). Os dejetos líquidos e sólidos de suínos e bovinos podem ser aplicados no solo como fonte única ou complementar de nutrientes, entre eles, N, P, K, Ca e Mg às plantas (CASSOL et al., 2012; LOURENZI et al., 2014; CIANCIO et al., 2014). Mas, os dejetos na sua composição também possuem metais pesados, como Cu, Zn, Mn, As, Cd, Pb, Cr e Ni (L'HERROUX et al., 1997; JONDREVILLE et al., 2003; MANTOVANI et al., 2003; GRÄBER et al., 2005). Com isso, solos submetidos a aplicações sucessivas de dejetos ao longo dos anos podem apresentar acúmulo destes metais pesados no solo.

Devido a baixa taxa de assimilação de nutrientes, tais como Cu, Zn, Ni, Fe, Mn e Pb contidos nas rações utilizadas na alimentação de suínos e bovinos, grande parte dos mesmos são eliminados nas fezes e urina dos animais. Em média, os teores de Cu, Zn, Mn, Ni e Pb nos dejetos de suínos podem variar de 413 a 697, 759 a 2.584, 285 a 377, 6 a 9 e 4 a 7 mg kg⁻¹, respectivamente, dependendo do manejo adotado durante a criação dos animais (MATIAS, 2006). Já para os dejetos de bovinos, a concentração de Cu, Zn, Fe e Mn pode variar de 31 a 117, 15 a 129, 1.120 a 4.587 e 23 a 245 mg kg⁻¹, respectivamente (JUNIOR et al., 2007). Em média a taxa de metais excretadas nos dejetos de suínos e bovinos é de 70 a 95% da quantidade ingerida (MATTIAS, 2006; JUNIOR et al., 2007).

Os metais pesados (Cu, Zn, Cd, Pb, Ni, Cr e As) no solo são retidos por ligações físico-químicas e sua labilidade é dependente do ligante, especialmente do conteúdo e do tipo de argilominerais, óxidos e hidróxidos de ferro (Fe), alumínio (Al) e manganês (Mn), carbonatos e matéria orgânica (MCBRIDE, 1994; BRADL, 2004), mas também do valor de pH do solo (CHAIGNON et al., 2003; BRADL, 2004), da capacidade de troca de cátions (CTC) e a da qualidade da matéria orgânica. Portanto, especialmente estes fatores definem a adsorção destes metais pesados no solo e, por isso, são encontrados em diferentes frações no solo, já que, naturalmente, eles são adsorvidos em diferentes graus de energia (CASALI et al., 2008;

GIROTTO et al., 2010). Porém, o aumento dos teores destes metais no solo por causa de aplicações frequentes de dejetos de animais, entre eles, dejetos líquidos de suínos (DLS) e cama sobreposta de suínos (CSS) ou mesmo dejetos líquidos de bovinos (DLB) pode interferir na distribuição das suas frações no solo. Normalmente, a adsorção destes metais pesados no solo ocorre primeiramente nos sítios de ligação mais ávidos e, em seguida, a porção remanescente é redistribuída em frações que são retidas com menor energia, conseqüentemente, de maior disponibilidade e mobilidade. Assim, as aplicações frequentes de dejetos de animais podem aumentar a quantidade de frações solúveis e trocáveis dos metais pesados no solo, potencializando a toxidez às plantas (MCBRIDE, 1994; GUILHERME et al., 2005), mas também a transferência pela solução escoada na superfície do solo e percolada no perfil, potencializando a contaminação de águas (CERETTA et al., 2010).

No Brasil, a Resolução CONAMA 420/2009 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2009) regula o nível máximo de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. De acordo com o nível de contaminação, esta sinaliza a necessidade de realizar práticas preventivas, a fim de garantir a manutenção da funcionalidade do solo ou a implementação de medidas corretivas destinadas a restabelecer a qualidade do solo e promover a sustentabilidade de forma compatível com os usos pretendidos (CONAMA 420/2009).

A maioria das espécies vegetais crescendo em solos contaminados por metais pesados não consegue evitar a absorção desses elementos, mas somente limitar sua translocação das raízes para a parte aérea das plantas (BAKER, 1981). Os metais absorvidos sofrem um transporte radial na raiz e seguem essencialmente via xilema para a parte aérea das plantas, especialmente até folhas ou grãos (CORGUINHA, 2011). Estes metais pesados, essenciais ou não, quando ingeridos por meio de alimentos contaminados, por exemplo, derivados do processamento de grãos, exercem importante papel na saúde e no desenvolvimento normal dos organismos. Entretanto, o excesso de tais elementos ou a deficiência daqueles essenciais podem causar efeitos deletérios à saúde humana e à dos animais (KABATA-PENDIAS; MUKHERJEE, 2007). O trabalho objetivou avaliar os teores de As, Cd, Pb, Ni, Cr, Zn e Cu no solo, na parte aérea de plantas de aveia preta, milho e trigo, e nos grãos de milho e trigo

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Caracterização da área experimental e dos dejetos aplicados

O experimento foi conduzido na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria/UFSM (latitude de 29° 42' S, longitude 53°42' W e altitude de 89 m), em Santa Maria/RS, região da Depressão Central do Rio Grande do Sul (RS). O clima da região é subtropical úmido, tipo Cfa, conforme classificação de Köppen, com médias anuais de temperatura de 19,2°C, precipitação de 1708 mm e umidade relativa do ar média de 82%. O solo foi um Argissolo Vermelho distrófico arênico (EMBRAPA, 2013), com as seguintes características na camada de 0-10 cm antes da implantação do experimento: 55,6 g kg⁻¹ de argila 316,49 g kg⁻¹ de silte; 627,91 g kg⁻¹ de areia; 22 g kg⁻¹ de matéria orgânica; pH em água de 4,65; 18,52 mg kg⁻¹ de P e 47,3 mg kg⁻¹ de K (ambos extraídos por Mehlich-1); 0,3 cmol_c dm⁻³ de Al, 0,65 cmol_c dm⁻³ de Ca e 0,38 cmol_c dm⁻³ de Mg (ambos extraídos por KCl 1 mol L⁻¹); 2,72 cmol_c kg⁻¹ de H+Al; 1,45 cmol_c kg⁻¹ de Capacidade de Troca de Cátions (CTC_{efetiva}); 3,87 cmol_c kg⁻¹ de CTC_{pH 7,0}; saturação por Al de 20,68% e saturação por bases 29,71%.

O experimento foi instalado no ano de 2004 em área sob sistema de plantio direto. O delineamento experimental utilizado foi de blocos ao acaso com quatro repetições e parcelas com dimensões de 5 x 5 m (25 m²). Os tratamentos foram a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) e de bovinos (DLB), cama sobreposta de suínos (CSS), adubação mineral (uréia + superfosfato triplo + cloreto de potássio) e um tratamento testemunha, sem a aplicação de nutrientes. A sucessão de culturas utilizada foi aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.) no inverno e milho (*Zea mays* L.) no verão, sendo que no último inverno (safra 2014) foi cultivado trigo (*Triticum aestivum*). Os tratamentos foram aplicados, anualmente, na superfície do solo e sem incorporação, antecedendo a implantação da cultura do milho. A partir de 2010, optou-se por realizar duas aplicações, antecedendo as culturas da sucessão. Isso ocorreu porque representaria melhor as aplicações realizadas pelos produtores da região.

O DLS aplicado foi proveniente de reservatórios anaeróbicos de propriedades suinícolas próximas a UFSM, sendo composto por fezes, urina, restos alimentares e água de lavagem das instalações. A CSS foi adquirida no setor de suinocultura da UFSM, sendo composta por resíduos de beneficiamento de arroz, fezes, urina e restos alimentares. O DLB foi derivado de reservatórios anaeróbicos do setor de bovinocultura da UFSM, sendo composto por fezes, urina, restos alimentares e água de lavagem das instalações. Para a análise da composição do DLS, CSS e DLB foi coletada uma amostra de cada dejetos em cada momento de aplicação a campo.

A dose de dejetos aplicada antes da implantação de cada cultura foi determinada com base na exigência de N pela cultura. Para isso, foi analisada cada fonte de nutriente a fim de quantificar

os teores de N presente em cada dejetos. Os teores de N, P e K nos dejetos foram determinados em base úmida, segundo metodologia proposta por Tedesco et al. (1995). Amostras de dejetos foram secas em estufa com ar forçado a 65°C até a massa da matéria seca (MS) manter-se constante.

Após a quantificação do N nas amostras de dejetos, calculou-se a quantidade de dejetos a ser aplicada para suprir a demanda de N pelas culturas, considerando o índice de eficiência de cada material orgânico. Dessa forma, as quantidades de N aplicadas antes da implantação de cada cultura, de acordo com a recomendação proposta pela CQFS-RS/SC (2004) foram de 30 kg de N ha⁻¹ na aveia preta (expectativa de produção de matéria seca de 2.000 kg ha⁻¹), 105 kg de N ha⁻¹ no milho (expectativa de produção de grãos de 5.000 kg ha⁻¹) e de 110 kg de N ha⁻¹ no trigo (expectativa de produção de grãos de 4.000 kg ha⁻¹).

Para o tratamento NPK foram aplicados 30, 105 e 110 kg ha⁻¹ de N (fonte uréia), sendo que foram aplicados 30 kg ha⁻¹ na sementeira e o restante em cobertura; 30, 60, 60 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (fonte superfosfato triplo) e 20, 70, e 40 kg ha⁻¹ de K₂O (fonte cloreto de K) para a aveia preta, milho e trigo, respectivamente.

No presente trabalho serão apresentados os resultados obtidos na cultura de aveia-preta (inverno de 2013), milho (safra 2013/14) e trigo (inverno de 2014).

2.2.2 Preparo das amostras

Na reaplicação das fontes de nutrientes (orgânicas e mineral) foram amostradas as fontes orgânicas e armazenadas em frascos com aproximadamente 0,5 L em refrigerador. Posteriormente, as amostras foram secas em estufa com circulação de ar forçado a 65°C até massa constante. Em seguida, determinou-se a matéria seca e o resíduo foi armazenado em frascos de acrílico com volume de 50 mL. O fertilizante mineral (NPK) foi coletado e armazenado apenas na cultura do trigo, pois foram utilizadas as mesmas fontes para todos os cultivos.

Em agosto de 2014, 138 meses após a implantação do experimento e no pleno florescimento da cultura do trigo foram coletadas as amostras de solo no centro das quatro repetições, na camada de 0-5 cm, com auxílio de uma espátula. O solo foi seco ao ar, passado em peneira de malha de 2 mm, realizada a caracterização química e posteriormente armazenado para as demais análises (Tabela 1).

Aos 131 meses após a implantação do experimento, no pleno florescimento do milho, cinco plantas foram coletadas na linha central de cada parcela. Aos 125 e 138 meses após a

implantação do experimento, no cultivo de aveia preta e trigo, respectivamente, foram coletadas plantas em uma área útil de 0,25 m² na área central das parcelas. As plantas foram secas em estufa com circulação de ar forçada a 65°C até massa constante e em seguida o material foi pesado. Posteriormente o tecido foi moído em moinho e reservado para as análises.

A colheita do trigo e do milho foi realizada em uma área útil de 3,0 m², na maturação fisiológica. As espigas foram debulhadas e os grãos foram secos em estufa com ar forçada a 65°C até massa constante e em seguida o material foi pesado. Na sequência foram moídas e reservadas.

As amostras das fontes de nutrientes (orgânicos e mineral), solo, parte aérea e grãos das culturas foram maceradas em gral de ágata e, em seguida, foram passadas em peneiras com abertura de malha de 150 micras (μ), para padronização das partículas e, logo depois, reservadas. Para determinação das fontes, biomassa e grão foram unidas as quatro sub-amostras das repetições de campo, gerando uma única amostra composta.

Tabela 1 – Alguns atributos químicos do solo na camada de 0-5 cm, após 138 meses de implantação do experimento totalizando 15 aplicações de fertilizantes orgânicos e mineral até o momento da coleta do solo.

Tratamentos	pH	MO ⁽⁵⁾	P ⁽⁶⁾	K ⁽⁷⁾	Ca ⁽⁸⁾	Mg ⁽⁹⁾
		----g kg ⁻¹ ----	-----mg dm ⁻³ -----		-----Cmol _c dm ⁻³ -----	
DLS ¹	4,69	17,8	156	136	0,74	0,83
DLB ²	4,74	25,5	108	124	1,05	0,88
CSS ³	5,17	32,8	278	144	1,76	0,98
NPK ⁴	4,06	18,0	143	70	0,26	0,35
CONTROLE	4,66	12,0	14	24	0,52	0,72

⁽¹⁾ Dejeito líquido de suínos; ⁽²⁾ Dejeito líquido de bovinos; ⁽³⁾ Cama sobreposta de suínos; ⁽⁴⁾ Adubação mineral; ⁽⁵⁾ Matéria orgânica do solo determinada pelo método Walkey- Black; ⁽⁶⁾ Fósforo extraído por Melich 1 ⁽⁷⁾ Potássio extraído por Melich 1; ⁽⁸⁾ Cálcio extraído por KCl; ⁽⁹⁾ Magnésio extraído por KCl.

2.2.3 Análises químicas

As amostras das fontes de nutrientes (orgânicos e mineral), solo, parte aérea e grãos das culturas, foram decompostas por digestão de via úmida, assistida por radiação micro-ondas (MAWD), método EPA 3051A (USEPA, 2007). Para isso, foram pesados cerca de 500 mg de amostra em triplicatas adicionadas em frascos de digestão de teflon de 15 mL. Adicionou-se 10 mL de HNO₃ concentrado e, em seguida, as amostras foram aquecidas em micro-ondas por quatro minutos e meio, em temperatura de no máximo 175°C. Posteriormente, as soluções foram transferidas para os frascos volumétricos e aferidas a 25 mL com água deionizada. Os teores de As, Cd, Pb, Cr, Ni, Cu e Zn foram determinadas por espectrometria de emissão óptica com plasma

indutivamente acoplado (ICP OES). Os limites de detecção (LD) de cada elemento foram obtidos pela equação 1:

$$LD = X + (3 * S) \quad \text{Equação 1}$$

Onde: X= média do teor do elemento nas amostras em branco; S= desvio padrão do teor do elemento nas amostras em branco.

2.2.4 Fator de bioacumulação

Para comparar o acúmulo de metais pesados no tecido vegetal e grãos das culturas foi utilizado o fator de bioacumulação (FBA), descrito por Li et al. (2009). O FBA foi calculado de acordo com a equação 2:

$$FBA = \frac{[M \text{ tecido vegetal ou } M \text{ grãos}]}{[M \text{ solo}]} \quad \text{Equação 2}$$

Onde: [M tecido vegetal ou M grãos] = concentração de metal pesado no tecido vegetal e nos grãos; [M solo] = é a concentração do metal pesado no solo.

2.3 Resultados e Discussões

2.3.1 Metais pesados nos dejetos e adubo mineral

Os teores dos metais pesados determinados nos diferentes fertilizantes orgânicos e mineral adicionados no cultivo da aveia preta, milho e trigo variaram de 0,3 a 605 mg kg⁻¹ (Tabela 2). No cultivo da aveia preta a ordem decrescente dos teores de metais pesados encontrados na CSS foi Zn>Cu>Cr>Pb>As>Ni>Cd. Nas diferentes fontes orgânicas adicionadas ao solo, os maiores teores observados foram para os metais pesados Zn e Cu. Já, o NPK, apresentou maiores teores de Zn e Cr em sua composição. No cultivo do milho os teores de Zn no DLS, DLB e CSS foram de 215, 271 e 216 mg kg⁻¹, respectivamente, sendo o metal pesado que apresentou as maiores concentrações nessas fontes orgânicas. Na CSS o teor de Zn foi de 16 e 35 vezes maiores que os teores de Pb e As, respectivamente. Já, para o cultivo do trigo, a sequência decrescente de metais pesados observados no DLS foi Zn>Cu>Ni>Cr>Pb>As>Cd. Independente do dejetos utilizados, sempre foi observado maiores teores de Zn e Cu em sua composição, em relação aos teores de As, Cd, Cr, Ni e Pb.

Os maiores teores de Cu e Zn nos dejetos, quando comparado aos teores de As, Cd, Cr, Ni e Pb eram esperados em função das altas quantidades de Cu e Zn adicionadas de forma intencional nas rações dos suínos. Isso porque os criadores de suínos adicionam esses elementos em elevadas quantidades em função da baixa assimilação desses elementos pelo metabolismo dos animais (Nicholson et. al., 2003). As principais fontes de Cu fornecidas aos suínos são as formas de carbonato, cloreto, sulfato e óxido (ANDRIGUETTO et al., 1981). Assim, a adsorção ou complexação do Cu aos compostos orgânicos nos dejetos deve ocorrer no trato digestivo dos suínos ou durante o período de estabilização dos dejetos, antes de sua aplicação ao solo. Já, o Zn fornecido via rações é derivado de óxidos com baixa solubilidade (ANDRIGUETTO et al., 1981) e pouco assimilado no trato digestivo (JONDREVILLE et al., 2003). Como consequência nos dejetos de suínos o Zn é encontrado, sendo que as principais formas de Zn predominante ligada à fração mineral (GIROTTTO et al., 2010).

Tabela 2 - Teores de metais pesados em dejetos de animais e adubação mineral (valores expressos com base na massa seca do material), usados nas culturas da aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.), milho (*Zea mays* L.) e trigo (*Triticum aestivum*).

Tratamento	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Aveia preta							
-----mg kg ⁻¹ -----							
DLS ⁽¹⁾	0,8 ± 0,14	0,4 ± 0,01	2,6 ± 0,02	453,4 ± 11,80	5,0 ± 0,00	2,8 ± 0,13	605,8 ± 15,68
DLB ⁽²⁾	1,3 ± 0,08	2,3 ± 0,00	4,1 ± 0,02	76,6 ± 0,10	4,2 ± 0,11	8,2 ± 0,02	162,0 ± 1,70
CSS ⁽³⁾	5,2 ± 0,18	1,8 ± 0,01	13,9 ± 0,40	57,7 ± 0,68	4,5 ± 0,09	12,1 ± 0,20	191,8 ± 1,42
NPK ⁽⁴⁾	8,2 ± 0,07	8,5 ± 0,09	123,9 ± 1,18	29,3 ± 0,18	21,0 ± 0,23	1,1 ± 0,01	158,5 ± 1,83
Milho							
DLS	0,4 ± 0,05	0,4 ± 0,01	1,3 ± 0,04	150,6 ± 0,38	4,6 ± 0,02	1,0 ± 0,17	215,0 ± 0,79
DLB	2,7 ± 0,12	1,5 ± 0,13	6,1 ± 0,04	72,5 ± 2,11	3,7 ± 0,06	8,4 ± 0,10	271,4 ± 15,25
CSS	6,1 ± 0,34	2,1 ± 0,07	13,3 ± 0,43	77,6 ± 3,22	5,3 ± 0,12	13,6 ± 0,02	216,3 ± 5,60
NPK	8,2 ± 0,07	8,5 ± 0,09	123,9 ± 1,18	29,3 ± 0,18	21,0 ± 0,23	1,1 ± 0,01	158,5 ± 1,83
Trigo							
DLS	0,7 ± 0,18	0,3 ± 0,01	2,2 ± 0,05	253,3 ± 1,42	6,3 ± 0,10	1,5 ± 0,01	546,1 ± 2,48
DLB	2,7 ± 0,19	1,6 ± 0,01	8,0 ± 0,25	77,0 ± 1,07	4,2 ± 0,01	8,4 ± 0,02	238,3 ± 0,59
CSS	5,4 ± 0,12	1,9 ± 0,02	23,5 ± 0,05	63,6 ± 1,49	9,3 ± 0,05	15,3 ± 0,10	208,2 ± 1,58
NPK	8,2 ± 0,07	8,5 ± 0,09	123,9 ± 1,18	29,3 ± 0,18	21,0 ± 0,23	1,1 ± 0,01	158,5 ± 1,83
Padrões de referências							
Dejetos ⁽⁵⁾	41	39	1000	1500	420	300	2800
Adubos ⁽⁶⁾	10	20	200	*	*	100	*

Médias ± desvio padrão; teores determinados em base seca; ⁽¹⁾ Dejeito líquido de suínos; ⁽²⁾ Dejeito líquido de bovinos; ⁽³⁾ Cama sobreposta de suínos; ⁽⁴⁾ Adubação mineral; ⁽⁵⁾ Resolução do CONAMA 375; ⁽⁶⁾ Legislação brasileira de contaminantes em fertilizantes minerais (MAPA); * Sem padrões de referência.

Observa-se que as concentrações de metais pesados nas amostras de dejetos não atingiram os níveis críticos correspondentes a faixa de concentração estabelecida pela resolução do

CONAMA 375, para metais pesados, embora citada para o caso de lodo de esgoto (Tabela 2). Mas, os teores de As no fertilizante mineral estão próximos do estabelecido pela Legislação brasileira de contaminantes em fertilizantes minerais (BRASIL, 2006). Esse metal pesado é encontrado naturalmente em rochas fosfatadas e são levados ao produto final, nos fertilizantes por meio do processo industrial, como impureza (IFA, 2000b; GUILHERME; MARCHI, 2007).

Na média dos três cultivos, as quantidades de As adicionadas no solo com a aplicação de DLS, DLB e CSS foram de 0,53; 9,7 e 61 g ha⁻¹, respectivamente. A aplicação de CSS nos três cultivos adicionou, em média, no solo 21, 189, 60 e 152 g ha⁻¹ de Cd, Cr, Ni e Pb, respectivamente. Os metais pesados adicionados em maiores quantidades no solo nos três cultivos, independente da fonte orgânica utilizada foram o Zn e Cu. As quantidades totais de Zn e Cu adicionadas no solo com as três aplicações de CSS, totalizaram 2,24 kg ha⁻¹ de Zn e 0,74 kg ha⁻¹ de Cu, sendo aplicado em média 1,49 kg ha⁻¹ de Zn e 0,49 kg ha⁻¹ de Cu por ano agrícola. Considerando a resolução número 375 do CONAMA (CONAMA, 2006), que preconiza a aplicação máxima de 137 kg ha⁻¹ de Cu, o tempo máximo de aplicação de CSS seria limitado por 91 anos, levando em consideração duas aplicações por ano.

Tabela 3 - Quantidade de metais pesados adicionada na implantação de cada cultivo, durante a condução do experimento.

Tratamento	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Aveia preta							
-----g ha ⁻¹ -----							
DLS ⁽¹⁾	0,2 ± 0,02	0,1 ± 0,00	0,6 ± 0,00	111,2 ± 2,05	1,2 ± 0,00	0,7 ± 0,02	148,6 ± 2,72
DLB ⁽²⁾	1,6 ± 0,07	2,9 ± 0,00	5,1 ± 0,01	95,9 ± 0,09	5,2 ± 0,09	10,3 ± 0,02	203,0 ± 1,50
CSS ⁽³⁾	11,9 ± 0,29	4,1 ± 0,02	32,0 ± 0,65	133,0 ± 1,12	10,5 ± 0,09	27,9 ± 0,32	442,3 ± 2,31
Milho							
DLS	0,7 ± 0,06	0,5 ± 0,01	2,0 ± 0,04	227,7 ± 0,41	6,9 ± 0,02	1,5 ± 0,18	324,9 ± 0,85
DLB	13,6 ± 0,42	7,7 ± 0,47	31,1 ± 0,17	368,6 ± 7,47	19,1 ± 0,20	42,9 ± 0,35	1379,8 ± 54,41
CSS	94,0 ± 0,00	33,1 ± 0,77	205,4 ± 4,68	1196,9 ± 35,15	81,6 ± 1,35	210,5 ± 0,26	3336,8 ± 61,09
Trigo							
DLS	0,7 ± 0,13	0,3 ± 0,00	2,2 ± 0,04	256,3 ± 1,02	9,4 ± 0,00	1,5 ± 0,01	552,7 ± 1,77
DLB	13,9 ± 0,67	8,0 ± 0,04	40,8 ± 0,91	391,5 ± 3,87	21,3 ± 0,05	42,9 ± 0,09	1212,3 ± 2,12
CSS	76,4 ± 2,66	26,8 ± 0,24	330,9 ± 0,54	895,6 ± 14,84	88,7 ± 1,01	215,7 ± 1,02	2931,4 ± 15,69

Médias ± desvio padrão; teores determinados em base seca; ⁽¹⁾ Dejeito líquido de suínos; ⁽²⁾ Dejeito líquido de bovinos; ⁽³⁾ Cama sobreposta de suínos.

2.3.2 Metais pesados no solo

Os teores de As, Cd, Cr, Ni e Pb no solo, após os 138 meses de uso das diferentes fontes orgânicas e mineral, estão bem abaixo dos estabelecidos pela resolução do CONAMA 420 (Tabela 4). Considerando a resolução do CONAMA 375, que é desenvolvida para lodo de esgoto, o tempo

máximo de aplicação de CSS com base na concentração média anual de As, Cd, Cr, Ni e Pb seria de 750, 286, 1.222, 1850 e 406 anos, respectivamente. Portanto, no cenário explorado nesses estudo as quantidades aplicadas desses elementos via CSS são baixas e não causariam poluição do solo em um curto período de utilização. Após 138 meses de condução do experimento, os teores de Cu e Zn no solo do tratamento que recebeu adição de CSS foram de 47,8 e 90,9 mg kg⁻¹, respectivamente. A aplicação de CSS não aumentou os teores desses metais pesados no solo para níveis que atingissem o patamar de prevenção estabelecido pela resolução do CONAMA 420, ou seja, o teor acima do qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo, e sujeitando a interrupção das atividades até nova avaliação dos riscos. Estes valores estabelecidos pela legislação são a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado (CONAMA, 2009).

Tabela 4 - Teores de metais pesados na camada de 0-5 cm do solo, após 138 meses da instalação do experimento (com histórico de 15 aplicações), com aplicações de fertilizantes orgânicos e mineral.

Tratamento	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	-----mg kg ⁻¹ -----						
DLS ⁽¹⁾	3,4 ± 0,04	1,3 ± 0,01	12,6 ± 0,24	34,5 ± 0,35	3,5 ± 0,05	12,4 ± 0,26	59,5 ± 0,30
DLB ⁽²⁾	3,1 ± 0,09	1,3 ± 0,01	11,1 ± 0,15	14,3 ± 0,18	3,3 ± 0,03	11,8 ± 0,22	38,9 ± 0,49
CSS ⁽³⁾	3,7 ± 0,13	1,4 ± 0,01	11,4 ± 0,12	47,8 ± 1,40	3,9 ± 0,04	12,6 ± 0,08	90,9 ± 0,34
NPK ⁽⁴⁾	3,5 ± 0,02	1,3 ± 0,04	13,5 ± 1,01	7,5 ± 0,09	3,6 ± 0,40	12,1 ± 0,13	18,3 ± 0,27
CONTROLE	3,3 ± 0,13	1,3 ± 0,01	12,2 ± 0,01	7,4 ± 0,16	3,3 ± 0,06	12,0 ± 0,17	19,4 ± 0,44
	Padrões de referências						
SOLO ⁽⁵⁾	35	3	150	200	70	180	450
CARGA MÁXIMA ⁽⁶⁾	30	4	154	137	74	41	445

Médias ± desvio padrão; teores determinados em base seca ⁽¹⁾ Dejeito líquido de suínos; ⁽²⁾ Dejeito líquido de bovinos; ⁽³⁾ Cama sobreposta de suínos; ⁽⁴⁾ Adubação mineral; ⁽⁵⁾ Valores orientadores para solo em nível de investigação agrícola (mg kg⁻¹) (CONAMA 420). ⁽⁶⁾ Carga máxima permitida no solo pela aplicação de lodo kg ha⁻¹ (CONAMA, 375).

2.3.3 Metais pesados no tecido vegetal e grãos das culturas

As concentrações de As, Cd e Pb na parte aérea das plantas foram abaixo do limite de detecção do instrumento analítico utilizado às determinações. Um dos possíveis motivos é que as raízes são capazes de acumular quantidades significativas desses metais e, simultaneamente, restringir sua translocação para a parte aérea (KABATA-PENDIAS; MUKHERJEE, 2007). O Pb, em baixas concentrações no solo, move-se na raiz, predominantemente via apoplasto através do

córtex e acumula-se próximo da endoderme (VERMA; DUBEY, 2003). A endoderme age como uma barreira parcial para translocação do Pb das raízes para a parte aérea (SEREGIN; IVANOV, 1997), justificando a não detecção dos metais pesados na parte aérea das plantas cultivadas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

Com exceção do Cr, todos os metais pesados determinados na parte aérea de aveia preta, milho e trigo são nutrientes essenciais as plantas (Tabela 4). Os teores de Cr no tecido das plantas de aveia preta variaram de 0,4 a 0,7 mg kg⁻¹, no tecido da cultura do milho de 2,4 a 5,8 mg kg⁻¹ e na cultura do trigo de 0,8 a 3,0 mg kg⁻¹. Os maiores teores de Cr na parte aérea das culturas foram observados no solo com adição de CSS, o que pode ser atribuído ao maior valor de pH no solo (Tabela 1). As mudanças no pH do solo alteram facilmente as espécies iônicas de Cr, sendo que em faixas de pH acima ou próximo de 5,0, tem-se uma maior mobilidade e biodisponibilidade desse metal pesado às plantas (ADRIANO, 2001; KABATA-PENDIAS; MUKHERJEE, 2007). Nas plantas, a absorção e translocação de Cr variam de acordo com a espécie. Devido a sua afinidade por cargas negativas, ele é imobilizado, principalmente, no interior das raízes e não na superfície radicular (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2011).

Tabela 5 - Teores de metais pesados no tecido vegetal das culturas da aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.), milho (*Zea mays* L.) e trigo (*Triticum aestivum*).

Tratamento	Cr	Ni	Cu	Zn
Aveia preta				
-----mg kg ⁻¹ -----				
DLS ¹	0,7 ± 0,08 (2,0)	1,2 ± 0,07 (3,4)	5,3 ± 0,01 (15,7)	28,2 ± 0,08 (85,0)
DLB ²	0,4 ± 0,02 (0,8)	0,8 ± 0,04 (1,5)	5,2 ± 0,01 (9,8)	28,1 ± 0,58 (53,2)
CSS ³	0,5 ± 0,02 (1,1)	0,7 ± 0,04 (1,3)	5,0 ± 0,10 (10,0)	27,5 ± 0,23 (55,0)
NPK ⁴	0,4 ± 0,00 (0,5)	1,2 ± 0,07 (1,7)	5,6 ± 0,03 (8,0)	22,5 ± 0,83 (32,0)
CONTROLE	0,5 ± 0,00 (0,4)	0,8 ± 0,01 (0,7)	4,9 ± 0,12 (4,3)	25,5 ± 0,57 (22,4)
Milho				
DLS	2,4 ± 0,01 (27,6)	1,0 ± 0,00 (11,1)	8,6 ± 0,02 (97,1)	44,7 ± 0,41 (507,1)
DLB	6,2 ± 0,24 (74,6)	2,6 ± 0,11 (31,1)	8,1 ± 0,11 (98,1)	31,3 ± 1,21 (378,6)
CSS	5,8 ± 0,07 (50,1)	2,4 ± 0,05 (20,3)	7,0 ± 0,06 (60,2)	41,8 ± 0,33 (358,5)
NPK	3,4 ± 0,02 (26,2)	1,3 ± 0,06 (10,0)	17,2 ± 0,07 (133,5)	30,1 ± 0,37 (234,2)
CONTROLE	2,9 ± 0,46 (15,7)	1,2 ± 0,25 (6,5)	6,9 ± 0,52 (37,1)	29,8 ± 3,50 (159,8)
Trigo				
DLS	2,1 ± 0,03 (7,1)	1,1 ± 0,02 (3,8)	4,6 ± 0,06 (15,4)	62,0 ± 1,63 (206,4)
DLB	2,3 ± 0,05 (9,1)	1,1 ± 0,08 (4,6)	4,7 ± 0,05 (18,5)	57,7 ± 0,75 (230,3)
CSS	3,0 ± 0,08 (11,1)	1,5 ± 0,04 (5,6)	4,0 ± 0,01 (15,3)	49,6 ± 0,66 (185,8)
NPK	1,4 ± 0,01 (7,6)	0,8 ± 0,13 (4,1)	4,5 ± 0,02 (24,4)	24,2 ± 0,13 (131,2)
CONTROLE	0,8 ± 0,00 (1,8)	0,7 ± 0,03 (1,5)	4,6 ± 0,136 (10,0)	26,5 ± 1,62 (57,2)

Médias ± desvio padrão; os teores de As, Cd e Pb ficaram abaixo dos limites de detecção do aparelho (0,381; 0,093; 0,232); ⁽¹⁾ Dejeito líquido de suínos; ⁽²⁾ Dejeito líquido de bovinos; ⁽³⁾ Cama sobreposta de suínos; ⁽⁴⁾ Adubação mineral; ⁽⁵⁾ acúmulo de metais pesados no tecido vegetal (g ha⁻¹).

No cultivo da aveia preta, milho e trigo os teores de Ni na parte aérea variaram de 0,7 a 2,6 mg kg⁻¹. A adição de CSS ao solo favoreceu as maiores taxas de absorção desse elemento pelas culturas. O teor de Ni na matéria seca de plantas varia de 0,1 a 5 mg kg⁻¹, dependendo da espécie, parte da planta, estágio fenológico (ADRIANO, 1986). Diversos fatores podem afetar os teores de Ni disponíveis no solo, como classe textural, matéria orgânica do solo (MOS), óxidos de ferro e manganês, pH, reações de complexação e competições pelos sítios de adsorção (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2011). O pH do solo influencia na disponibilidade de Ni, sendo inversamente proporcional Siebielec e Chaney, (2006) demonstraram claramente uma redução na disponibilidade de Ni em pH acima de 6,5. De maneira geral, os horizontes superficiais do solo apresentam maior disponibilidade de Ni, fato que ocorre, em parte, devido a presença de MOS, a qual forma complexos estáveis e solúveis com o Ni (UREN, 1992).

Com relação aos teores de Cu e Zn na parte aérea das plantas, esses se encontraram dentro da faixa de concentração adequada, e que variou de 5,0 - 8,6 mg kg⁻¹ para o Cu e 22,5 - 62,0 mg kg⁻¹ para o Zn. As aplicações de DLS e CSS na superfície do solo ao longo do período de 2004 até 2014 parecem ter aumentado os teores de Cu, mas especialmente de Zn, em frações solúveis, mas em maior quantidade em frações trocáveis, de forma um pouco mais destacada nas camadas mais superficiais do solo, como 0-2,5 e 2,5-5,0 cm, como observado por Giroto et al., (2010) e Tiecher et al., (2013) em condições semelhantes de aplicações de dejetos de animais como fonte de nutrientes às culturas. Com a decomposição mais facilitada do material orgânico aplicado via DLS e um pouco mais lenta de CSS, os nutrientes contidos neles, entre eles, o Cu e o Zn, tendem a ser liberados para ao solo, incrementando a fração dos metais pesados na fração trocável, que está em rápido equilíbrio com a fração do elemento na solução (SPOSITO, 1989). Convém relatar que o Cu e o Zn em solução se movem em função e na direção do fluxo de água, podendo, por exemplo, ser transportados até a superfície de raízes das plantas e, em seguida, podem ser absorvidos (MARSCHNER, 1995). Na solução do solo, as concentrações adequadas de metais pesados podem suprir a demanda das plantas pelos elementos, mas se as concentrações forem elevadas ou mesmo crescentes ao longo do tempo, podem potencializar a toxidez dos metais pesados no caso do Cu e Zn as plantas, mas também aos microrganismos. Esta situação pode ocorrer, principalmente em solos que recebem frequentes aplicações de CSS (URIBE; STARK, 1982; PANOU-FILOTHEOU et al., 2001; SHAH et al., 2009; RENELLA et al., 2005; FERREIRA et al., 2012).

Os teores de As, Cd e Pb nos grãos das culturas do milho e trigo apresentaram valores abaixo do limite de detecção (LD) (LD As: 0,381 mg kg⁻¹, Cd: 0,093 mg kg⁻¹ e Pb: 0,04 mg kg⁻¹)

do aparelho utilizado para leitura, indicando não haver contaminação por estes elementos nos produtos avaliados (Tabela 6). Huang et al. (2008), avaliando os teores de diversos metais pesados em grãos de trigo cultivado em diferentes áreas da cidade de Kunshan, China, encontraram teor de As variando de 0,029-0,086 mg kg⁻¹ PS. Um estudo avaliando os teores de Cd e Pb em diversos produtos agrícolas dos Estados Unidos, realizado por Wolnik et al. (1983) mostrou um teor médio de Cd de 0,043 mg kg⁻¹ em grãos de trigo, enquanto o teor médio encontrado por Liu et al. (2009) variou de 0,018 a 0,023 mg kg⁻¹.

Na cultura do milho os teores de Cr nos grãos ficaram abaixo do limite de detecção do aparelho (LD) (Cr: 0,034 mg kg⁻¹) e em alguns tratamentos como no DLB e NPK os teores de Ni também estavam a baixo do limite de detecção (Ni: 0,083 mg kg⁻¹). Já, para os tratamentos DLS, CSS e controle os teores de Ni foram de 0,2; 1,0 e 0,1 mg kg⁻¹ nos grãos da cultura do milho, respectivamente. Adriano (2001) relata que os teores de Ni em partes comestíveis de culturas cultivadas pode variar de 0,06 a 1,3 mg kg⁻¹. Os teores de Cu nos grãos da cultura do milho foram menores que os teores de Zn, variando de 1,2 a 2,7 mg kg⁻¹ de Cu.

Tabela 6 - Teores de metais pesados nos grãos das culturas do milho (*Zea mays* L.) e trigo (*Triticum aestivum*).

Tratamento	Cr	Ni	Cu	Zn
Milho				
-----mg kg ⁻¹ -----				
DLS ¹	<LD	0,2 ± 0,06 (3,8)	2,2 ± 0,24 (40,3)	30,4 ± 0,27 (553,8)
DLB ²	<LD	<LD	1,8 ± 0,06 (21,2)	22,7 ± 0,51 (263,3)
CSS ³	<LD	1,0 ± 0,12 (11,5)	2,7 ± 0,16 (31,0)	26,1 ± 0,01 (300,0)
NPK ⁴	<LD	<LD	1,8 ± 0,20 (22,7)	19,5 ± 0,21 (241,4)
CONTROLE	<LD	0,1 ± 0,04 (0,8)	1,2 ± 0,04 (6,3)	20,5 ± 0,98 (107,0)
Trigo				
DLS	1,0 ± 0,08 (1,6)	0,6 ± 0,09 (0,1)	5,7 ± 0,14 (9,2)	96,7 ± 2,55 (156,8)
DLB	1,9 ± 0,07 (3,4)	0,9 ± 0,07 (1,7)	5,7 ± 0,35 (10,3)	95,5 ± 7,68 (172,9)
CSS	2,1 ± 0,22 (3,3)	1,1 ± 0,07 (2,0)	4,5 ± 0,01 (8,4)	84,5 ± 0,53 (159,3)
NPK	3,5 ± 0,34 (7,4)	1,8 ± 0,21 (3,7)	4,0 ± 0,02 (8,4)	38,9 ± 0,33 (208,4)
CONTROLE	1,6 ± 0,15 (1,2)	1,5 ± 0,32 (1,2)	4,0 ± 0,06 (3,1)	36,1 ± 4,71 (27,8)

Médias ± desvio padrão; <LD amostras abaixo do limite de detecção do aparelho, As, Cd, Pb, Cr e Ni (0,381; 0,093; 0,232; 0,034 e 0,083); ⁽¹⁾ Dejeito líquido de suínos; ⁽²⁾ Dejeito líquido de bovinos; ⁽³⁾ Cama sobreposta de suínos; ⁽⁴⁾ Adubação mineral; ⁽⁵⁾ acúmulo de metais pesados no tecido vegetal (g ha⁻¹).

Na cultura do trigo os teores de Cr, Cu, Ni e Zn nos grãos de trigo variaram de 1,0 a 3,5; 4,0 a 5,7; 0,6 a 1,8 e 36,1 a 96,7 mg kg⁻¹, respectivamente. O Codex Alimentarius e a Anvisa não apresentam valores máximos de Cr, Cu, Ni e Zn para cereais ou produtos relacionados (FAO/WHO, 1995; ANVISA, 1998; EUROPEAN COMMISSION, 2006). Em estudo realizado na Turquia por Avci & Deveci, (2013), avaliando a utilização de água residuária em sistemas de irrigação, observaram que os teores de Cu e Ni estavam todos acima dos valores estabelecidos

pela legislação da FAO/WHO e da WHO/EU. No presente estudo, os teores de Cr, Ni e Cu nos grãos da cultura do trigo onde foram aplicados as fontes orgânicas e mineral estão todos acima dos estabelecidos pela legislação da WHO/EU, a qual não apresenta valores orientadores para o elemento Zn. Com relação a legislação estabelecida pela FAO/WHO, no tratamento com a adição de CSS apresentaram teores de Ni nos grãos de trigo estavam acima dos valores estabelecidos pela legislação.

A capacidade de absorção dos metais pesados pelas plantas foram determinados através do FBA. O FBA do tecido vegetal e grãos apresentaram valores acima de 1,0 apenas para o Zn, nas culturas da aveia preta, milho e trigo (Tabela 7). Esse índice pode variar especificamente quanto ao tipo de planta, partes da planta e o tipo de solo (LI et. al., 2009). O FBA com valores acima de 1,0 demonstra uma maior capacidade das plantas em absorver e acumular maiores concentrações de metais pesados, evidenciando potencial bioacumulador das culturas. O FBA calculado para parte aérea das plantas de aveia preta, milho e trigo e nos grãos da cultura do milho e trigo sempre foi maior para os elementos Cu e Zn.

O Cu e o Zn são micronutrientes às plantas, pois são parte da estrutura de compostos e ativadores enzimáticos (PILON et al., 2006; KABATA-PENDIAS, 2011). O Cu está envolvido em processos metabólicos, como na fotossíntese, na respiração, no metabolismo de carboidratos e reprodução (KABATA-PENDIAS, 2011). O Zn está associado com o metabolismo de carboidratos, regulação da expressão de genes, integridade estrutural do ribossomo e metabolismo de fosfato, além da síntese de enzimas como as desidrogenases, proteinases e peptidases (CHERIF et al., 2011; KABATA-PENDIAS, 2011). Todavia, plantas que crescem em solos que apresentam altas concentrações de Cu e Zn na solução do solo ou mesmo disponíveis (ex: extração por DTPA) podem acumular elevada quantidade destes elementos em seus tecidos (KABATA-PENDIAS, 2011).

Tabela 7 - Fator de bioacumulação de metais pesados no tecido vegetal das culturas da aveia preta, milho e trigo e nos grãos de milho e trigo.

Tratamentos	Cr	Ni	Cu	Zn
Tecido vegetal				
-----Aveia preta-----				
DLS ¹	0,056 ⁵	0,336	0,155	0,486
DLB ²	0,037	0,250	0,363	0,723
CSS ³	0,048	0,171	0,105	0,302
NPK ⁴	0,029	0,338	0,749	1,233
CONTROLE	0,038	0,256	0,660	1,315
-----Milho-----				
DLS	0,193	0,284	0,248	0,751
DLB	0,555	0,778	0,567	0,804
CSS	0,510	0,610	0,147	0,459
NPK	0,250	0,357	2,279	1,650
CONTROLE	0,240	0,373	0,939	1,536
-----Trigo-----				
DLS	0,170	0,330	0,134	1,044
DLB	0,207	0,349	0,327	1,481
CSS	0,259	0,387	0,086	0,546
NPK	0,104	0,212	0,598	1,328
CONTROLE	0,069	0,222	0,630	1,371
Grãos				
-----Milho-----				
DLS	<LD	0,063 ⁵	0,064	0,511
DLB	<LD	<LD	0,128	0,583
CSS	<LD	0,259	0,057	0,287
NPK	<LD	<LD	0,243	1,067
CONTROLE	<LD	0,047	0,163	1,057
-----Trigo-----				
DLS	0,077	0,172	0,165	1,626
DLB	0,169	0,289	0,396	2,452
CSS	0,185	0,281	0,093	0,930
NPK	0,261	0,486	0,529	2,132
CONTROLE	0,129	0,466	0,537	1,864

⁽¹⁾ Dejeito líquido de suínos; ⁽²⁾ Dejeito líquido de bovinos; ⁽³⁾ Cama sobreposta de suínos; ⁽⁴⁾ Adubação mineral; ⁽⁵⁾ índice da concentrações de metais pesados nos grãos/concentração do metal no solo; <LD amostras abaixo do limite de detecção do aparelho.

2.4 Conclusões

A utilização de dejeito líquido de suínos, de cama sobreposta de suínos e de dejeito líquido de bovinos e adubação mineral (NPK) durante 138 meses promoveu incrementos de As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn no solo sem, contudo, ultrapassarem os valores máximos estabelecidos pela legislação brasileira.

As culturas de aveia preta, milho e trigo mostraram acréscimo de Cr, Cu, Ni e Zn no tecido vegetal, mas os teores destes elementos nos grãos de milho e trigo sugerem que o uso das fontes orgânicas não representam potencial risco para o consumo de grãos destas culturas comerciais.

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Há uma enorme preocupação com as sucessivas aplicações de fertilizantes orgânicos e mineral ao longo do tempo. Muitos estudos têm sido realizados na tentativa de avaliar a carga poluente desses resíduos, principalmente no que diz respeito a presença de As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn nos dejetos e no solo. No entanto, pouco se sabe sobre a transferência desses elementos da parte aérea para os grãos. O propósito do trabalho foi determinar os teores de As, Cd, Cr, Cu, Ni e Zn no solo, no tecido vegetal das plantas de aveia preta, milho e trigo e nos grãos de milho e trigo, em áreas com histórico de aplicações de fertilizantes orgânicos e mineral, comparando-os com valores regulatórios nacionais e internacionais.

No estudo realizado evidenciou-se que as plantas possuem baixa capacidade de acumular alguns destes elementos, pois alguns metais pesados como As, Cd e Pb, apresentaram-se abaixo dos limites de detecção do aparelho. Dessa forma, demonstra que as adições de fertilizantes orgânicos e mineral não foram suficientes para incrementar os teores desses metais pesados no solo a ponto destes serem acumulados na parte aérea das plantas e transferidos para os grãos. Esses resultados foram satisfatórios do ponto de vista ambiental, pois esses metais pesados quando presentes na parte aérea de plantas e grãos são uma preocupação por apresentarem potencial carcinogênico e desencadear inúmeros distúrbios e doenças quando esses elementos são ingeridos por humanos e animais.

Em relação ao Cr e Ni esses foram encontrados no tecido vegetal das culturas avaliadas e nos grãos, mas apresentando baixos teores. Contudo, para Cu e Zn na parte aérea das plantas e nos grãos, foram encontrados os maiores teores desses elementos, evidenciando que as aplicações de fertilizantes orgânicos e mineral incrementam os teores de alguns metais pesados nas plantas de aveia preta, milho e trigo e grãos de milho e trigo. Estudos futuros podem ser realizados para tentar compreender o comportamento de As, Cd, Cr, Ni, e Pb, no solo, como são absorvidos pelas plantas e a transferência e acúmulos destes em órgãos de reserva.

4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADRIANO, D. G. **Trace elements in the terrestrial environment**. New York: SpringerVerlag, 1986, 15p.

AGENCIA NACIONAL DE VIGILANCIA SANITÁRIA. **Regulamento técnico “princípios gerais para o estabelecimento de níveis máximos de contaminantes químico em alimentos “ e seu anexo, “limites máximos de tolerância para contaminantes inorgânicos “. Brasília 1998**. Disponível em: <http://e-legis.anvisa.gov.br/leisref/public/showAct.php?id=90>. Acessado em 06 de dezembro de 2014.

ANDRIGUETTO, J.M. et al. **Nutrição animal: As bases e os fundamentos da nutrição animal**. 4.ed. São Paulo, Nobel, 1981. v.1. 394p.

ABIPECS - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA. **Relatório Anual 2012**. Disponível em: <http://www.abipecs.org.br>. Acesso em 06 de janeiro de 2015.

ASSMANNI J. M. et. al. Produção de matéria seca de forragem e acúmulo de nutrientes em pastagem anual de inverno tratada com esterco líquido de suínos. **Ciência Rural** 39: 2408-2416, 2009.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Toxicological Profile for Lead**. 2007c, ATSDR, Atlanta, Georgia, pp. 528. Disponível em <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.pdf>. Acessado em 05 de janeiro de 2015.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Case studies in environmental medicine: arsenic toxicity**. 2007a. Atlanta, Georgia,. Disponível em: <http://www.atsdr.cdc.gov/cercla/97list.html>. Acessado em 05 de janeiro de 2015

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Toxicological Profile for arsenic: draft for public comment**. ATSDR, Atlanta, 2007b. Disponível em: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.html>. Acessado em 05 de janeiro de 2015.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Toxicological Profile for cadmium: draft for public comment**. ATSDR, Atlanta, 2008b. Disponível em: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp5.html>. Acessado em 05 de janeiro de 2015.

AVCI, H.; DEVECI, T. Assessment of trace element concentrations in soil and plants from cropland irrigated with wastewater. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 98, p. 283–291, 2013.

AZEEZ, J.O. et al. Effect of nine years of animal waste deposition on profile distribution of heavy metals in Abeokuta, south-western Nigeria and its implication for environmental quality. **Waste Management**. v. 29, p. 2582–2586, 2009.

BAKER A.J.M. Accumulators and excluders - strategies in the response of plants to heavy metals. **Journal of Plant Nutrition**. v. 3, p. 643- 654, 1981.

BASSO, C. J. et al. Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, p. 653-659, 2012.

BASSO, C.J. et al. Dejetos líquidos de suínos: II - Perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**. v. 35, p. 1305-1312, 2005.

BELON, E. et al. An inventory of trace elements inputs to French agricultural soils. **Science of the Total Environment**, v. 439, p. 87–95, 2012.

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

BRASIL. **Instrução normativa nº 27, de 5 de junho de 2006. Dispõe fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes para serem, importados ou comercializados, deverão atender os limites estabelecidos nos Anexos I, II, III, IV e V desta instrução normativa no que se refere as concentrações máximas adquiridas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados, pragas e ervas daninhas.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, n 110, p. 15, 9 de junho de 2006. Seção 1. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/vegetal/sanidade-vegetal/legislacao>. Acessado em 07 de janeiro de 2015

CASALI, C.A. et al. Formas e dessorção de cobre em solos cultivados com videira na Serra Gaúcha do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira Ciência do Solo**. v, 32, p. 1479-1487, 2008.

CASSOL, P.C. et al. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em Latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, p. 1911-1923, 2012.

CERETTA, C.A. et al. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v. 139, p. 689-699, 2010b.

CERETTA, C. A. et al. Produtividade de grãos de milho, produção de MS e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência rural**, Santa Maria, RS, v. 35, n. 6, p. 1287 – 1295, 2005a.

CIANCIO, N. R. et al. Crop response to organic fertilization with supplementary mineral nitrogen. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 38, n. 3, p. 912-922, 2014.

CHAIGNON, V. et al. Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing area. **Environmental Pollution**. v. 123, p. 229-238, 2003.

CHERIF J. et al. Interactions of zinc and cadmium toxicity in their effects on growth and in antioxidative systems in tomato plants (*Solanum lycopersicum*). **Journal Environmental Sciencia**. v. 23 n. 5, p. 837-844, 2011.

CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução no 420, de 28 de dezembro de 2009. "Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas."**, Diário Oficial [da República Federativa do Brasil]. Brasília, DF, nº 249, de 30/12/2009, págs. 81-84. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res09/res42009.pdf>. Acessado em 10 de outubro de 2013.

CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 375, de 2006. Gestão de resíduos e produtos perigosos- uso.** Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>. Acessado em 10 outubro de 2013.

CORGUINHA, A. P. B. **Elementos- traços em partes comestíveis de produtos agrícolas.** 2011. 94 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do solo). Universidade Federal de Lavras, Lavras 2011.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** 3 ed. Brasília, 2013. 353p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Codex stan 193-1995: general standard for contaminants and toxins in food and feed.** Rome, 1995, 44p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Understanding Codex Alimentarius.** Rome, 2006. 47p.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTA - FEPAM. **Fepam em revista.** Porto Alegre, v.2, n.1, p. 4-10, 2008.

GIROTTO, E. et al. 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, p. 955-965, 2010.

GRÄBER, I. et al. Accumulation of copper and zinc in danish agricultural soils in intensive pig production areas. **Danish J. Geogrphy**, v. 105, p. 15-22, 2005.

GUILHERME, L. R. G; MARCHI, G. **Metais em fertilizantes inorgânicos: avaliação de risco à saúde após a aplicação.** São Paulo: ANDA. v 1, 154p, 2007.

GUILHERME, L. R. G. et al. **Elementos- traço em solos e sistemas aquáticos.** In: TORRADO-VIDAL, P. ET AL. (Ed). Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 4, p. 345-390, 2005.

INTERNACIONAL FERTILIZER INDUSTRY ASSOCIATION. **O uso de fertilizantes e o meio ambiente.** Rome: ANDA, 2000b. 63p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Indicadores IBGE – Estatística da Produção Pecuária. Rio de Janeiro, 2011. 24p.

JONDREVILLE, C.; REVY, P.S.; DOURMAD, J.Y. Dietary means to better control the environmental impact of copper and zinc by pigs from weaning to slaughter. *Livestock Product. Science*. v. 84, p. 147-156, 2003.

L'HERROUX, L. et al. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). *Environmental Pollution*. v. 97, p. 119-130, 1997.

LI, N.Y. et al. Cadmium uptake from soil by maize with intercrops. *Water, Air, Soil Pollution*, v. 199, p. 45-56, 2009.

LOURENZI, C.R. et al. Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 38, p. 949-958, 2014b.

KABATA-PENDIAS A. **Trace elements in soils and plants**. CRC Press, Boca Ratón, Florida, 2011. 561p.

KABATA-PENDIAS, A., MUKHERJEE, A.B. **Trace Elements from Soil to Human**. 1st ed. New York, Springer, 2007.

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

MANTOVANI, J. R. et al. Calagem e adubação com vermicomposto de lixo urbanoma produção e nos teores de metais pesados em alface. *Horticultura. Brasileira*. v. 21, p. 494-500, 2003.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2.ed. London, Academic Press, 1995. 889 p.

MATTIAS, J.L. et al. Copper, zinc and manganese in soils of two watersheds in Santa Catarina with intensive use of pig slurry. *Revista Brasileira de Ciências dos Solos*, v.34, p.445-454, 2010.

MATIAS, J. L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de santa catarina**. 2006. 164 f. Tese (Doutorado em Ciência do solo). Universidade Federal de SantaMaria, Santa Maria, 2006.

McBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soils**. New York, Oxford University Press, 1994. 406p.

MORAES, M. F. **Relação entre nutrição de plantas, qualidade de produtos agrícolas e a saúde humana**. Piracicaba: Potafos, 200. 23p. (Encarte técnico, 123).

NICHOLSON, F. A. et al. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Sciencia of the Total Environment*. v. 311, p. 205–19, 2003.

- NICHOLSON, F. A. et al. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. **Bioresource Technological**. v. 70, p. 23–31, 1999.
- PANOUE-FILOTHEOU, H.; BOSABALIDIS, A.M.; KARATAGLIS, S. Effects of copper toxicity on leaves of oregano (*Origanum vulgare* subsp. *hirtum*). **Annals of Botany**. v. 88, p. 207-214, 2001.
- PILON M. et al. Copper cofactor delivery in plant cells. **Current Opinion Plant Biology**. v. 9, p. 256-263, 2006.
- RENELLA, G. et al. Functional activity and microbial community structure in soils amended with bimetallic sludges. **Soil Biology Biochemistry**. v. 37, p. 1498–1506, 2005.
- SEIDEL, E.P. et al. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. **Revista Acta Scientiarum Technology**. Maringá, v.32, n.2, p. 113-117, 2010.
- SEREGIN, I. V.; IVANIOV, V. B.; Plasmolysis as a tool to reveal lead localization in the apoplast of root cells. **Russian Journal of Plant physiology**, New York, v. 49, p. 283 -285, 2002.
- SHAH, S.B. et al. Leaching of Nutrients and Trace Elements from Stockpiled Turkey Litter into Soil. **Journal of Environmental Quality**, v. 38, p. 1-13, 2009.
- SIEBIELEC, G.; CHANEY, R. L.; Manganese fertilizer requirement to prevent manganese deficiency when liming to remediate Ni- phytotoxic soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. v. 37, p. 1-17, 2006.
- SOARES, C. R. S. et al. Fitotoxidez de cádmio para *Eucalyptus maculata* e *E. urophylla* em solução nutritiva. **Revista Arvore**, Viçosa, MG, v 29, p. 175-183, 2005.
- SPOSITO, G. The chemistry of soils. New York, Oxford University Press, 1989. 268 p.
- TEDESCO, M.J. et al. **Análise de solos, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.
- TIECHER, T.L. et al. 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, p. 812-824, 2013.
- UREN, N. C. **Forms, reaction and availability of nickel in soils**. **Advances in Agronomy**. v. 48, p. 141-203, 1992.
- URIBE, E.G.; STARK, B. Inhibition of photosynthetic energy conversion by cupric ion. **Plant Physiological**.v. 69, p. 1040-1045, 1982.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency, **Method 3051A: Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils, and Oils**. 2 ed. USEPA. Washington DC, 1988.

VERMA, S.; DUBEY, R. S.; Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants. **Plant Science**, Watsonville, v. 164, p. 645- 655, 2003.

WANG, H. et al. Changes in heavy metal contents in animal feeds and manures in an intensive animal production region of China. **Journal of Environmental Sciences**. v. 25, p. 2435–2442, 2013.

WOLNIK, K. A. et al. Elements in major raw agricultural crops in the United States. 1. Cadmium and lead in lettuce, peanuts, potatoes, sweet corn and wheat. **Journal. Agricultural. Food Chemistry**. v. 31, p. 1240-1244, 1983.