



CIRO AUGUSTO DE SOUZA MAGALHÃES

**EFEITO DO LODO DE ESGOTO
COMPOSTADO NA PRODUTIVIDADE DE
CULTURAS E NA LIXIVIAÇÃO DE NITRATO E
THIAMETHOXAM EM LATOSSOLOS E
ARGISSOLO**

LAVRAS – MG

2011

CIRO AUGUSTO DE SOUZA MAGALHÃES

**EFEITO DO LODO DE ESGOTO COMPOSTADO NA
PRODUTIVIDADE DE CULTURAS E NA LIXIVIAÇÃO DE NITRATO
E THIAMETHOXAM EM LATOSSOLOS E ARGISSOLO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Recursos Ambientais e Uso da Terra, para a obtenção do título de Doutor.

Orientador
Dr. José Maria de Lima

LAVRAS – MG

2011

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca da UFLA**

Magalhães, Ciro Augusto de Souza.

Efeito do lodo de esgoto compostado na produtividade de culturas e na lixiviação de nitrato e thiamethoxam em Latossolos e Argissolo / Ciro Augusto de Souza Magalhães. – Lavras : UFLA, 2011.

97 p. : il.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2011.

Orientador: José Maria de Lima.

Bibliografia.

1. Biossólido. 2. Feijão. 3. Café. 4. Milho. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 631.417

CIRO AUGUSTO DE SOUZA MAGALHÃES

**EFEITO DO LODO DE ESGOTO COMPOSTADO NA
PRODUTIVIDADE DE CULTURAS E NA LIXIVIAÇÃO DE NITRATO
E THIAMETHOXAM EM LATOSSOLOS E ARGISSOLO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Recursos Ambientais e Uso da Terra, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 23 de fevereiro de 2011.

Dr. Wagner Bettiol	EMBRAPA Meio Ambiente
Dr. Julio Cesar Azevedo Nóbrega	UFPI
Dr. Paulo Tácito Gontijo Guimarães	EPAMIG/CTSM
Dr. Carlos Alberto Silva	UFLA

Dr. José Maria de Lima
Orientador

LAVRAS – MG

2011

À minha esposa Isabela, pelo amor, companheirismo e apoio

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida.

À minha esposa Isabela, pelo amor, dedicação, confiança e apoio total em todos os momentos.

Aos meus pais, irmãos, sobrinhos e cunhados, pelos momentos de alegria e incentivo.

Aos sogros Eduardo e Marly e aos cunhados Karina e Paulo, pela confiança e incentivos constantes.

Aos meus “avós” lavrenses (vô Nelson, vó Tetê e vó Dindinha), pela acolhida e momentos de descontração.

Ao Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras, pela oportunidade de realização do curso, à CAPES, pela concessão da bolsa de estudos e a FAPEMIG e CNPq, pelo auxílio financeiro à pesquisa.

Ao professor Dr. José Maria de Lima, pela orientação desde a iniciação científica, amizade, ensinamentos, confiança, ética e incentivos à pesquisa.

Aos membros da banca avaliadora, pelas valiosas sugestões para a melhoria do trabalho.

Ao professor Dr. Carlos Alberto Silva, pela cooperação e ensinamentos transmitidos em todas as fases do curso.

Ao Pesquisador da EPAMIG Dr. Paulo Tácito Gontijo Guimarães, pelos ensinamentos e sugestões.

Aos professores do Departamento de Ciência do Solo, pelos conhecimentos transmitidos ao longo do curso.

Às secretárias do Departamento de Ciência do Solo, Maria Alice, e do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Dirce, pela amizade e valiosas colaborações ao longo do curso.

Aos Doutores Fernando Carvalho Oliveira e Jonas Jacob Chiaradia (Biossolo Agricultura e Ambiente Ltda.) e a Opersan Serviços Ambientais pelo fornecimento do lodo de esgoto utilizado nesse estudo.

Aos funcionários do Departamento de Ciência do Solo, em especial João Gualberto, Roberto, Carlinhos, Dulce e “Pesão”, pelos auxílios prestados ao longo desses anos.

Aos amigos e colegas de Departamento de Ciência do Solo e do Curso de Pós-Graduação (Pessoal da Conservação do Solo e Água, Física do Solo, Geoquímica Ambiental, Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, Microbiologia do Solo).

Aos funcionários da Biblioteca da UFLA, pela presteza nos serviços realizados.

À todos que, de alguma maneira, contribuíram para que mais essa etapa fosse vencida, o meu muito obrigado!

RESUMO

O lodo de esgoto tem potencial para ser utilizado na agricultura, o que reduz o custo com fertilizantes e representa uma boa maneira de se eliminar este produto, uma vez que o mesmo tem sido produzido em grandes quantidades pelas estações de tratamento de esgoto. No entanto, a lixiviação de nitrato para as águas subterrâneas deve ser considerada. Além disso, ao alterar as propriedades do solo, esse material pode modificar a adsorção e lixiviação de pesticidas em solos. Objetivou-se neste trabalho avaliar a produtividade do feijoeiro e milho, bem como a lixiviação de nitrato e do inseticida thiamethoxam, em solos que receberam lodo de esgoto. Foram utilizados lisímetros com material indeformado de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd). O delineamento experimental foi em blocos ao acaso, em esquema fatorial $4 \times 3 + 3$, com quatro doses de lodo (0, 11, 22, 44 Mg ha⁻¹), três solos, mais uma testemunha para cada solo, sem adubação nitrogenada, nos experimentos com o feijoeiro e milho. A sorção de thiamethoxam foi avaliada nesses mesmos solos, porém após outra aplicação de lodo de esgoto, um ano depois, nas doses de 0, 8, 16, 32 Mg ha⁻¹. O experimento foi realizado em triplicata. A aplicação de lodo de esgoto proporciona ganhos de produtividade de grãos de feijão até as doses de 22,8; 18,8 e 17,2 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto, resultando em produtividades máximas de 4118, 5164 e 4058 kg ha⁻¹ de feijão, no LVdf, LVAd e PVAd, respectivamente. O efeito residual do lodo de esgoto foi suficiente para suprir a quantidade de nitrogênio da adubação nitrogenada de cobertura na cultura do milho nos Latossolos. As produtividades máximas foram de 10628, 10907 e 10110 kg ha⁻¹ de grãos de milho, no LVdf, LVAd e PVAd, respectivamente. A aplicação de lodo de esgoto compostado apresenta potencial de contaminação de fontes de água por nitrato, se altas doses desse resíduo forem aplicadas, principalmente naqueles solos menos oxidicos. A sorção do thiamethoxam diminui na maior dose de lodo de esgoto, no LVAd e LVdf. No PVAd, a sorção é maior nas amostras que receberam lodo de esgoto. No início da primeira temporada de chuvas, 150 dias após a aplicação de thiamethoxam, o composto foi detectado no efluente de todos os solos, demonstrando o risco de contaminação de águas subterrâneas. O carbono orgânico dissolvido presente no efluente das colunas não teve efeito sobre a lixiviação do thiamethoxam.

Palavras-chave: Biossólido. Feijão. Milho. Café.

ABSTRACT

Sewage sludge has the potential of being used in agriculture, which can reduce cost with fertilizers and be a good way of disposing this product, since it has been produced in large amounts by sewage treatment plants. However, leaching of nitrate into groundwater must be considered. Furthermore, by changing soil properties, this material can modify the sorption and leaching of pesticides in soils. The objective of this work was to evaluate the productivity of beans and maize, as well as leaching of nitrate and thiamethoxam in soils that were amended with sewage sludge. It was used lysimeters with undisturbed soil material of dystrophic Red-Yellow Latosol (LVAd), dystroferric Red Latosol (LVdf), and dystrophic Red-Yellow Argisol (PVAd). The experimental design was casualized blocks, in a factorial design $4 \times 3 + 3$, with four sewage-sludge doses (0; 11; 22; 44 Mg ha⁻¹), three soils, plus a control treatment for each soil, without N fertilization. Sorption of thiamethoxam was evaluated in these soils, however, after another application of sewage sludge, one year later, at the doses of 0, 8, 16, 32 Mg ha⁻¹. The experiment was done in triplicate. Sewage sludge increase the bean yield until 22.8; 18.8 e 17.2 Mg ha⁻¹ resulting in yield grains of 4118; 5164 and 4058 kg ha⁻¹ in LVdf, LVAd and PVAd, respectively. The residual effect of sewage sludge can supply the nitrogen of cover fertilization in Oxisols. High doses of sewage sludge can contaminate groundwater with nitrate, mainly in less weathered soils, such as the PVAd. Sorption of thiamethoxam decreased at higher dose of sewage sludge in LVAd and LVdf. In the PVAd soil, sorption is higher in samples from the columns that received sewage sludge. At the beginning of the first rainy season, 150 days after applying thiamethoxam, the compound was detected in the effluent from all the soils. Dissolved organic carbon had no effect on the leaching of thiamethoxam in these soils.

Keywords: Biosolid. Common bean. Maize. Coffee.

SUMÁRIO

	CAPÍTULO 1 Introdução Geral	10
1	INTRODUÇÃO	11
2	REFERENCIAL TEÓRICO	13
2.1	Utilização de lodo de esgoto na agricultura	13
2.2	Sorção de agrotóxicos em solos	17
2.3	Matéria orgânica e agrotóxicos	19
2.4	O inseticida thiamethoxam	21
2.5	Efeitos do lodo de esgoto no comportamento de agrotóxicos em solos	23
3	CONSIDERAÇÕES GERAIS	24
	REFERÊNCIAS	25
	CAPÍTULO 2 Produtividade do feijoeiro e milho e lixiviação de nitrato em solos sob efeito de doses de lodo de esgoto	34
1	INTRODUÇÃO	37
2	MATERIAL E MÉTODOS	39
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
4	CONCLUSÃO	60
	REFERÊNCIAS	61
	CAPÍTULO 3 Sorção e lixiviação de thiamethoxam em solos tratados com lodo de esgoto e cultivados com café	65
1	INTRODUÇÃO	68
2	MATERIAL E MÉTODOS	71
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	77
4	CONCLUSÃO	89
	REFERÊNCIAS	90
	ANEXOS	93

CAPÍTULO 1

Introdução Geral

1 INTRODUÇÃO

O Conselho Nacional do Meio Ambiente considerou que a disposição agrícola do lodo de esgoto enquadra-se nos princípios de reutilização de resíduos de forma ambientalmente segura e estabeleceu, em 2006, critérios e procedimentos para sua utilização, visando benefícios à agricultura, evitando riscos à saúde pública e ao ambiente (BRASIL, 2006). Porém, para terem aplicação agrícola, os lodos gerados em sistemas de tratamento de esgoto devem atender a limites máximos de presença de metais pesados e patógenos. As áreas que venham a receber aplicações de lodo de esgoto devem ser monitoradas periodicamente, com a frequência do monitoramento estabelecida em função da quantidade aplicada ao solo. Para quantidades inferiores a $60 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o monitoramento deve ser anual.

A adição de lodo de esgoto ao solo pode promover uma série de alterações físicas, químicas e biológicas no ambiente edáfico, refletindo-se em características ambientais, como redução da qualidade de águas superficiais e subterrâneas e também no ecossistema, devido ao risco de exposição de organismos aos eventuais contaminantes presentes no lodo. Uma possível consequência da adição de lodo de esgoto no solo é o facilitamento do transporte de agrotóxicos ao longo do perfil de solo, caso ocorra um aumento da matéria orgânica solúvel em água. A intensidade desse efeito está relacionada à mineralogia, textura e estrutura do solo, às características das moléculas dos agrotóxicos, além da composição química do lodo de esgoto. As práticas de manejo e preparo do solo também podem contribuir para aumentar ou reduzir os riscos de contaminação do ambiente.

Portanto, o lodo de esgoto é um resíduo rico em nutrientes e matéria orgânica, que pode ser usado na agricultura, desde que respeitados critérios técnicos (SILVA, 2008). Pesquisas ainda precisam ser feitas no sentido de se

definir doses e possíveis impactos desse resíduo em áreas agrícolas. A possibilidade de cultivos em sucessão, aproveitando o efeito residual do lodo de esgoto no solo, também deve fazer parte de pesquisas para se determinar as potencialidades e as limitações desse resíduo na agricultura, bem como o impacto de aplicações sucessivas em uma mesma área, principalmente relacionado com o risco de lixiviação de nitrato.

Sobre a interação do lodo de esgoto com agrotóxicos, as informações são incipientes, principalmente no tocante à sua sorção em solos tropicais. Os lodos são resíduos mais estabilizados, que sofreram transformações químicas ao longo do processo de tratamento do esgoto, e que podem ter efeitos desconhecidos no solo quanto à sorção de moléculas orgânicas.

Esta tese, dividida em três capítulos, tem como objetivo geral avaliar a viabilidade e o impacto da utilização de lodo de esgoto nas culturas do feijão, milho e café, pois várias estações de tratamento de esgotos foram projetadas e implantadas nas principais cidades do sul de Minas Gerais. Assim, o destino mais viável para o lodo que será gerado é sua disposição em solos como fonte de nutrientes para as plantas. Os objetivos específicos são: a) avaliar o potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes, principalmente nitrogênio, para as culturas do feijoeiro e do milho, além do potencial de lixiviação de nitrato; b) avaliar a sorção e a lixiviação do inseticida thiamethoxam, muito utilizado na cultura do café, em função de doses de lodo de esgoto. Os experimentos foram instalados em macro colunas de lisímetros contendo amostras indeformadas de dois Latossolos e um Argissolo da região de Lavras, MG.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Utilização de lodo de esgoto na agricultura

Os sistemas de tratamento de esgoto e seus respectivos estágios geram lodos com características e quantidades variáveis. De forma geral, os decantadores primários produzem de 2500 a 3500 litros de lodo por milhão de litros de esgoto tratado, com 3 a 7% de sólidos, e contendo 60 a 80% de matéria orgânica. Os tratamentos secundários promovem o incremento da atividade microbiana, convertendo os sólidos dissolvidos em sólidos suspensos (biomassa microbiana) e reduzindo o conteúdo de matéria orgânica. Posteriormente, a biomassa microbiana é precipitada junto com outras partículas produzindo o lodo secundário. Os processos aeróbios produzem de 15 a 20 mil litros de lodo por milhão de litros de esgoto tratado, com 0,5 a 2% de sólidos, contendo 50 a 60% de matéria orgânica. Os processos anaeróbios, em geral, produzem quantidades menores de lodo (ANDREOLI; FERNANDES; DOMASZAK, 1999).

Os teores de nitrogênio, fósforo e enxofre nesses materiais são relativamente altos, além da possibilidade de conterem altas concentrações de micronutrientes e metais pesados (TEDESCO et al., 2008). O uso agrícola é a alternativa mais econômica de disposição final desse resíduo, pois recicla os nutrientes nele contidos e colabora com o aumento do teor de matéria orgânica do solo (RICCI; PADOVANI; PAULA JÚNIOR, 2010).

O aumento do teor de matéria orgânica do solo, promovido pela aplicação de lodo de esgoto, é um efeito positivo, devido à influência em inúmeros atributos do solo, como a capacidade de troca de cátions (MELO et al., 2004). A contribuição da matéria orgânica na capacidade de troca de cátions dos solos é tanto maior quanto menor for a contribuição da fração mineral; por isso é

tão importante na fertilidade dos solos sob clima tropical (CANELLAS et al., 2008).

A fração mais prontamente disponível da matéria orgânica do solo é o carbono orgânico dissolvido (SILVEIRA, 2005), que compreende uma variedade de moléculas orgânicas de baixo peso molecular, dissolvidas na solução do solo (MEURER; ANGHINONI, 2006). Entretanto, o carbono orgânico dissolvido também engloba moléculas de alto peso molecular, suspensas como colóides em meio aquoso, resultantes da atividade bioquímica de organismos vivos, incluindo exsudatos das plantas, e dos produtos da decomposição microbiana da matéria orgânica (MEURER; ANGHINONI, 2006). Essas moléculas de elevado peso molecular constituem as substâncias húmicas (humina, ácidos húmicos e ácidos fúlvicos), que também apresentam alta complexidade química e estrutural; por isso, sua fórmula molecular ainda não é bem definida. Esses compostos, em razão da sua grande reatividade, são as frações envolvidas na maioria das reações químicas do solo, como a troca e a complexação iônica (CAMARGO; ALLEONI; CASAGRANDE, 2001).

Existem vários estudos na literatura que avaliaram a aplicação de lodo de esgoto em várias culturas (ANJOS; MATTIAZZO, 2000; CHIARADIA, 2005; MARTINS; CAMARGO; BATAGLIA, 2005; OLIVEIRA et al., 1995; OLIVEIRA et al., 2001), com relatos de melhorias nos atributos químicos e físicos do solo (AGGELIDES; LONDRA, 2000; DEBOSZ et al., 2002; NASCIMENTO et al., 2004; PAGLIAI et al., 1981).

Gomes, Nascimento e Biondi (2007) relataram ganhos na produtividade de grãos de milho até a dose de 26 Mg ha⁻¹, em um Argissolo Amarelo com 761 g kg⁻¹ de areia. Os autores apontam o lodo de esgoto como uma alternativa para diminuir os custos de produção do milho em áreas próximas a grandes centros urbanos, já que o custo desse resíduo é determinado pelo seu transporte.

Vieira, Tsai e Teixeira (2004) avaliaram a produtividade de matéria seca de vagens de feijão e a fixação simbiótica de nitrogênio sob três doses de lodo de esgoto, e concluíram que o lodo de esgoto pode substituir o adubo nitrogenado mineral, além de estimular a nodulação e a fixação simbiótica de N₂ pelas estirpes nativas de rizóbio.

Na lavoura cafeeira, a utilização de lodo de esgoto é favorecida pelo fato dela ser exigente em nutrientes, a parte colhida ser o fruto, em que o acúmulo de metais pesados é baixo em relação às outras partes da planta, e a facilidade de sua aplicação mecanizada, devido ao espaçamento entre plantas (GONÇALVES, 2005). Martins, Camargo e Bataglia (2005) aplicaram diferentes quantidades de lodo de esgoto em cafezais formados e verificaram que a qualidade do grão e da bebida não foram alteradas pela aplicação do resíduo. Ferreira (2005) verificou que a aplicação de 36 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto em base seca no sulco de plantio de mudas de café, em um Latossolo Vermelho distrófico de textura média, alterou o desenvolvimento das raízes e o crescimento das mudas no campo, resultando na paralisação do crescimento e na morte das mudas nessa dose.

Os efeitos da aplicação de lodo de esgoto no solo, observados em muitos estudos, resultaram em normas restritivas para seu aproveitamento na agricultura. Altas concentrações de metais pesados é a principal razão dessas restrições (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). A concentração desses elementos é governada pelo tipo e intensidade de atividade industrial da região de onde o esgoto é coletado e tratado, bem como no processo empregado durante o tratamento (MATTIGOD; PAGE, 1983).

Dependendo das condições ambientais e da taxa de aplicação no solo, esses elementos podem ser lixiviados no perfil do solo e, conseqüentemente, contaminar águas subterrâneas (OLIVEIRA et al., 2010). Antoniadis e Alloway (2003) estudaram solos que receberam altas doses de lodo de esgoto e

concluíram que o movimento de elementos traço abaixo de 0,8 m de profundidade foi significativo, evidenciando os riscos da utilização desse resíduo em relação à contaminação por esses elementos. Porém, Silveira, Alleoni e Guilherme (2003) comentam que o lodo de esgoto possui, em função de sua natureza, materiais com alta capacidade adsorptiva de metais, como a matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos. Assim, os riscos referentes à contaminação de águas subterrâneas ou toxidez para as plantas por esses elementos são considerados apenas em locais que têm histórico de uso contínuo de lodo de esgoto.

Rangel et al. (2006) estudaram a aplicação de altas doses de lodo de esgoto em três cultivos sucessivos de milho e encontraram teores elevados de Mn e Zn nas folhas e grãos, alertando para o risco de transferência desses elementos para a cadeia alimentar, no caso de consumo das folhas por animais. Já os teores de metais pesados no grão não inviabilizaram seu consumo humano.

A aplicação de altas doses de lodo de esgoto no solo pode resultar em quantidades excessivas de nutrientes, principalmente nitrogênio, agrotóxicos e também de microrganismos patogênicos (BARRY et al., 1995). Desse modo, o risco de contaminação do solo e da água deve ser considerado quando o lodo de esgoto for aplicado. O entendimento do comportamento dos constituintes desses compostos no solo é essencial para avaliações de riscos quando incorporados em sistemas agrícolas.

A definição da quantidade de lodo a ser aplicada no solo é calculada em função do teor de nitrogênio, para se evitar a lixiviação de nitrato além da zona de exploração das raízes e contaminação de águas subterrâneas, ou da concentração de metais pesados, devendo ser utilizada a mais restritiva.

Segundo Pozza et al. (2007), a adsorção de nitrato em solos de carga variável tende a aumentar em profundidade; esse fenômeno está associado a maior quantidade de cargas elétricas positivas nas camadas subsuperficiais

desses solos (DYNIA; SOUZA; BOEIRA, 2006), o que dificulta a lixiviação desse oxianion (ARAÚJO et al., 2004). Porém, Oliveira et al. (2001) relataram perdas acima de $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de nitrato por lixiviação em um Latossolo Amarelo que recebeu lodo de esgoto sob cultivo de cultura da cana-de-açúcar. Além disso, aplicações sucessivas de lodo de esgoto podem originar um processo cumulativo de nitrogênio orgânico no solo, aumentando ainda mais o risco de lixiviação de nitrato (BOEIRA; MAXIMILIANO, 2009).

2.2 Sorção de agrotóxicos em solos

O mercado brasileiro de agrotóxicos é o maior do mundo e representa 16% do mercado mundial. Em 2009, foram vendidas mais de 335 mil toneladas de princípios ativos no Brasil (MOLINA, 2010). Os herbicidas representaram 59% das vendas, seguidos pelos inseticidas (19%), fungicidas (12%), acaricidas (1,7%) e outros (7,7%) (FERREIRA; VEGRO; CAMARGO, 2010).

A persistência e degradação dos agrotóxicos estão diretamente relacionadas com a estrutura química do composto e com as condições ambientais (COSTA et al., 2006). O destino dos agrotóxicos no ambiente é governado por processos de retenção (adsorção, absorção), de transformação (decomposição, degradação) e de transporte (deriva, volatilização, lixiviação, escoamento superficial), além das interações desses processos (SPADOTTO, 2002).

A sorção reduz parte da ação e o potencial de movimentação dos agrotóxicos, resultando ainda em menor disponibilidade biológica, menor velocidade de degradação química e também retardamento do movimento por lixiviação (ARANTES, 2005). Agrotóxicos adsorvidos às partículas de solo podem ser removidos do local de aplicação, juntamente com sedimentos de erosão (KOSKINEN; HARPER, 1990). Os mecanismos de sorção são

caracterizados pelas diferentes forças intermoleculares que podem atrair moléculas para a interface entre a solução aquosa e superfície sólida e, então, retê-las nessa última. A extensão da adsorção depende do tipo de interação entre o adsorbato e o adsorvente, podendo ser classificada em adsorção física, química e partição hidrofóbica (KOSKINEN; HARPER, 1990).

A sorção de moléculas de agrotóxicos em solos pode ser expressa na forma do coeficiente de distribuição simples (K_d). Esse coeficiente representa a relação quantidade adsorvida às partículas do solo e aquela remanescente na solução do solo, determinado a partir de misturas de solução aquosa do composto com amostra de solo, após o equilíbrio ter sido atingido (BRIGGS, 1981). Quanto menor o valor de K_d , maior a proporção do composto na solução do solo e, portanto, maior a sua possibilidade de degradação e lixiviação (SCHWARZENBACH; GSCHWEND; IMBODEN, 1993). Devido à maior interação com as moléculas de água, compostos polares apresentam valores de K_d mais baixos, o que resulta em menor afinidade desses compostos com a matéria orgânica do solo, que é de natureza lipofílica (KOSKINEN; HARPER, 1990). Porém, o parâmetro K_d muitas vezes não é suficiente para descrever a adsorção de um dado agrotóxico em uma faixa ampla de concentração. Por esse motivo, a sorção em solos tem sido descrita, também, a partir de isotermas (KOSKINEN; HARPER, 1990).

A isoterma de adsorção representa a relação entre a quantidade do composto adsorvido, a partir de soluções a várias concentrações, e a quantidade remanescente do produto nessas soluções, depois de determinado tempo de equilíbrio, em um dado solo à temperatura constante. Já a isoterma de dessorção representa a relação entre a quantidade do composto ainda remanescente no solo e a quantidade liberada para a solução aquosa, originalmente sem o composto, após o processo de dessorção em condição de equilíbrio a uma dada temperatura também constante (SCHWARZENBACH; GSCHWEND; IMBODEN, 1993).

A isoterma de Freundlich (equação 1) tem sido a mais utilizada para estudos de sorção de moléculas orgânicas no solo, onde:

$$S = K_f C_e^{1/n} \quad (1)$$

em que: S é a concentração de equilíbrio do pesticida na fase sólida do solo (mg kg^{-1}); K_f é a constante de Freundlich [$(\text{mg kg}^{-1}) (\text{L mg}^{-1})^{1/n}$]; C_e é a concentração de equilíbrio em solução (mg L^{-1}) e $1/n$ é a constante que expressa a linearidade da equação (GREEN; KARICKHOFF, 1990).

Valores de $1/n > 1$ representam uma situação em que moléculas previamente sorvidas levam a uma modificação na superfície que favorece a sorção de mais moléculas. Quando $1/n < 1$, quanto maiores as concentrações do adsorbato, mais difícil se torna a sorção ou o acesso e disponibilidade de sítios para a sorção de moléculas adicionais. De acordo com Chen e Wagenet (1997), isso pode refletir forte sorção a baixas concentrações. No caso de $1/n = 1$, tem-se a situação em que a atratividade das moléculas pela superfície adsorvente permanece a mesma para qualquer concentração, sendo, nesse o caso, a isoterma linear (SCHWARZENBACH; GSCHWEND; IMBODEN, 1993) e a constante de Freundlich torna-se igual à constante de distribuição K_d , em que a quantidade sorvida é diretamente proporcional à adicionada, sem limite de disponibilidade de sítios, podendo indicar partição na matéria orgânica amorfa do solo.

2.3 Matéria orgânica e agrotóxicos

A sorção de agrotóxicos não iônicos em solos ocorre principalmente na matéria orgânica presente nos mesmos (BRIGGS, 1981; CANELLAS et al., 2008; CHIOU, 1990). O termo partição hidrofóbica refere-se à interação de moléculas orgânicas com a matéria orgânica do solo, sendo essas moléculas

distribuídas de forma homogênea na matéria orgânica. Essa interação está relacionada à polaridade da molécula (KOSKINEN; HARPER, 1990). Solos com baixos teores de matéria orgânica possuem baixa capacidade de adsorção, favorecendo as perdas de agrotóxicos por lixiviação (KRUGER et al., 1993). Dependendo do mecanismo de ligação e da força de retenção dos agrotóxicos na matéria orgânica, esses compostos podem ter a sua persistência prolongada, à medida que a molécula torna-se inacessível à ação de microrganismos (CASTRO, 2005).

A matéria orgânica do solo afeta significativamente o destino dos agrotóxicos no ambiente, pois influencia a bioatividade, a persistência, a biodegradação e a volatilidade da molécula. O estágio de decomposição e a interação com a fração mineral do solo têm efeito direto na sorção de agrotóxicos no solo (STEVENSON, 1994).

A adição de matéria orgânica aos solos pode ser uma forma de se controlar o impacto ambiental dos agrotóxicos no solo (BENOIT; PRESTON, 2000). O aumento da sorção de agrotóxicos no solo em que é adicionada a matéria orgânica pode resultar em uma proteção temporária ao ataque microbiano. Porém, a adição de material orgânico prontamente disponível pode estimular a biodegradação pelo aumento da atividade microbiana (TOPP; TESSIER; GREGORICK, 1996). Urzedo et al. (2006) relataram que a qualidade da matéria orgânica e a fração mineral do solo podem influenciar nesse processo, já que a matéria orgânica pode interagir com a fração argila de solos intemperizados, por conter altos teores de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, e assim reduzir a sorção de agrotóxicos, aumentando o risco de lixiviação e contaminação de fontes de água.

A matéria orgânica tem efeitos indiretos na movimentação de água no solo, por melhorar a agregação e aumentar a porosidade (METZGER; YARON, 1987). Assim, é de se esperar que, em solos que receberam altas doses de

resíduos orgânicos, a infiltração de água seja maior, o que pode facilitar o transporte de agrotóxicos no perfil do solo, notadamente aqueles mais solúveis em água. A permeabilidade do solo pode, portanto, ser preponderante no transporte de agrotóxicos, pois uma maior permeabilidade resulta em menor tempo de contato do produto com os constituintes do solo, não permitindo equilíbrio necessário para maior sorção. Nessa mesma linha, vários autores apontam o fluxo preferencial de água no solo como um mecanismo significativo na mobilidade de agrotóxicos em solos (FLURY, 1996; JARVIS; BERGSTRÖM; BROWN, 1995; JOHNSON; BETTINSON; WILLIAMS, 1999). Castro (2005) relata que a ocorrência de transporte preferencial aumenta o risco de contaminação de águas subterrâneas, pois esse transporte na camada superficial, notadamente mais efetiva no processo de sorção desses compostos, diminui a interação entre suas moléculas e os colóides do solo. Alguns trabalhos têm concluído que, devido ao aumento na permeabilidade do solo em função da melhor estruturação promovida por sistemas de manejo conservacionistas ou ainda pela aplicação de resíduos orgânicos ao solo, o transporte preferencial de agrotóxicos pode elevar a maior lixiviação desses compostos (ARANTES, 2005; LIMA, 2004).

De acordo com Castro (2005), a detecção de muitos agrotóxicos em águas subterrâneas pode ser resultado de interação incompleta entre os pesticidas e a matéria orgânica e constituintes minerais do solo ou, ainda, devido à formação de complexos solúveis com componentes da solução do solo, como a matéria orgânica dissolvida.

2.4 O inseticida thiamethoxam

O inseticida thiamethoxam pertence à classe dos neonicotinoides e foi introduzido no Brasil em 1999, para uso em várias culturas. Sua aplicação no

solo visa o controle de insetos-praga da parte aérea das plantas, como é o caso do bicho-mineiro em folhas de cafeeiro. O uso desse inseticida nas regiões cafeeiras vem aumentando rapidamente; com isso, aumenta-se o risco de contaminação de água superficial e subterrânea, pois sua molécula é polar, com baixa retenção pelas partículas do solo (CASTRO, 2005).

O thiamethoxam é considerado um composto de baixa toxicidade aguda para mamíferos, apresentando uma DL_{50} oral (24 h) para ratos de 1563 mg kg^{-1} de peso corpóreo. Por outro lado, estudos sobre sua toxicidade crônica em ratos revelaram efeitos tóxicos quando doses diárias muito inferiores a essa foram administradas aos animais. Em vista disso, a ingestão diária aceitável (IDA) do thiamethoxam, ou seja, a quantidade que, de acordo com o conjunto de dados toxicológicos conhecidos, pode ser ingerida diariamente por seres humanos, sem riscos apreciáveis à saúde, foi estabelecida em $0,02 \text{ mg kg}^{-1}$ de peso corpóreo (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2010).

Em um estudo pioneiro sobre a sorção e degradação do thiamethoxam em solos brasileiros, Urzedo (2004) observou que o composto foi fracamente adsorvido nos solos, que houve uma elevada correlação entre o coeficiente de sorção (K_d) do inseticida e o teor de matéria orgânica do solo e que a sua sorção em componentes da fração mineral de solos foi negligível. Com relação à degradação do thiamethoxam, a autora observou que essa seguiu uma cinética de primeira ordem, com valores de meia-vida de 117 a 301 dias nos solos estudados, em condições de laboratório, e que a atividade microbiana foi um importante fator para determinar a taxa de degradação do composto, nesses solos.

Castro (2005) demonstrou que a degradação do thiamethoxam foi maior em amostras da camada superficial de Latossolo Vermelho distroférico e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, em função do maior teor de matéria orgânica em comparação às camadas mais profundas do solo (horizonte B).

Nesse mesmo estudo, o autor classificou o composto como de persistência média a alta no solo, levando-o a concluir que o composto apresenta alto potencial de lixiviação e, conseqüentemente, contaminação de recursos hídricos.

2.5 Efeitos do lodo de esgoto no comportamento de agrotóxicos em solos

A adição de fontes de carbono orgânico solúvel e insolúvel ao solo por meio de práticas de manejo, como a aplicação de lodo de esgoto, pode alterar significativamente os processos de sorção e dessorção de agrotóxicos no solo (CELLS; BARRIUSO; HOUOT, 1998a). As implicações decorrentes da adição de lodo de esgoto ao solo, sobre o comportamento dos agrotóxicos, ainda são pouco conhecidas, principalmente no Brasil.

Cells, Barriuso e Houot (1998b) aplicaram lodo de esgoto no solo e concluíram que a fração insolúvel da matéria orgânica contribuiu para o aumento da sorção do herbicida atrazina, porém a fração solúvel da matéria orgânica favoreceu a lixiviação e assim aumenta o risco de contaminação de águas subterrâneas.

Damin (2005) avaliou a sorção e dessorção do herbicida diuron, e concluiu que nas amostras de solo que receberam lodo, a sorção foi maior e a biodegradação menor, o que pode reduzir a eficiência agrônômica do composto e aumentar sua persistência no ambiente.

Marchese (2007) avaliou a sorção e a lixiviação do herbicida ametrina em solos canavieiros tratados com dois tipos de lodo de esgoto: um menos estabilizado, originário de Ribeirão Preto, SP, e outro mais estabilizado, de Jundiaí, SP. A autora relatou tendência do lodo menos estabilizado diminuir a sorção do herbicida, enquanto o lodo mais estabilizado, aplicado em solo mais arenoso e com menor teor de matéria orgânica, causou aumento na sorção.

3 CONSIDERAÇÕES GERAIS

As diferenças entre solos, tipos de lodo de esgoto e as características de cada agrotóxico resultam em diferentes cenários, no que se refere a efeitos nutricionais das culturas, sorção e lixiviação de constituintes do próprio lodo e de outros produtos aplicados ao solo. Essas diferenças dificultam a adoção de medidas que tenham como objetivo minimizar os riscos que a aplicação conjunta desses produtos no solo podem representar para o ambiente. Por isso, estudos dessa natureza são necessários. Quando houver um banco de dados representativo das principais situações e condições de uso e manejo dos solos brasileiros e as respectivas respostas à aplicação de lodo de esgoto, produtores e técnicos poderão ser melhor orientados quanto aos potenciais e riscos e eventuais benefícios da utilização de lodo de esgoto, na agricultura.

As hipóteses deste trabalho são: a) o lodo de esgoto pode ser um complemento para a nutrição de plantas, mas o risco de lixiviação de nitrato é alto quando altas doses são aplicadas; b) a aplicação de lodo de esgoto irá promover alterações em atributos do solo que resultarão em menor sorção e maior potencial de lixiviação do inseticida thiamethoxam em solos cultivados com café.

REFERÊNCIAS

AGGELIDES, S. M.; LONDRA, P. A. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and clay soil. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 71, n. 3, p. 253-259, Feb. 2000.

ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F.; DOMASZAK, S. C. **Reciclagem agrícola do lodo de esgoto**: estudo preliminar para definição de critérios para uso agrônômico e de parâmetros para normatização ambiental e sanitária. Curitiba: SANEPAR, 1999. 84 p.

ANJOS, A. R. M.; MATTIAZZO, M. E. Metais pesados em plantas de milho cultivadas em Latossolos repetidamente tratados com biossólido. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 57, n. 4, p. 769-776, out./dez. 2000.

ANTONIADIS, V.; ALLOWAY, B. J. Evidence of heavy metal movement down the profile of a heavily-sludged soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 34, n. 9, p. 1225-1231, May 2003.

ARANTES, S. A. C. M. **Sorção de atrazina em solos da bacia do Rio das Mortes e seu movimento em Latossolo Vermelho distroférico sob plantio direto e convencional**. 2005. 78 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2005.

ARAÚJO, A. R. et al. Movimentação de nitrato e amônio em colunas de solo. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 28, n. 3, p. 541-545, maio/jun. 2004.

AUSTRALIAN GOVERNMENT. **Acceptable daily intakes for agricultural and veterinary chemicals**, 2010. Disponível em:
<[http://www.health.gov.au/internet/main/publishing.nsf/content/E8F4D2F95D616584CA2573D700770C2A/\\$File/ADI-report-sept10.pdf](http://www.health.gov.au/internet/main/publishing.nsf/content/E8F4D2F95D616584CA2573D700770C2A/$File/ADI-report-sept10.pdf)>. Acesso em: 05 fev. 2011.

BARRY, G. A. et al. Estimating sludge application rates to land based on heavy metal and phosphorus sorption characteristics of soil. **Water Research**, New York, v. 29, n. 9, p. 2031-2034, Sept. 1995.

BENOIT, P.; PRESTON, C. M. Transformation and binding of ^{13}C and ^{14}C -labelled atrazine in relation to straw decomposition in soil. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 51, n. 1, p. 43-54, Mar. 2000.

BOEIRA, R. C.; MAXIMILIANO, V. C. B. Mineralização de compostos nitrogenados após aplicações de lodos de esgoto em quatro cultivos de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, n. 1, p. 207-218, jan./fev. 2009.

BRASIL. Resolução Conama n. 359, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, n. 167, p. 141-146, 30 ago. 2006. Seção 1.

BRIGGS, G. G. Theoretical and experimental relationship between soil adsorption, octanol-water partition coefficients, water solubilities, bioconcentration factors, and the parachor. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Washington, v. 29, n. 5, p. 1050-1059, Sept./Oct. 1981.

CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE, J. C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo. In: FERREIRA, M. E. et al. (Ed.). **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq, 2001. p. 89-124.

CANELLAS, L. P. et al. Reações da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A. et al. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 45-63.

CASTRO, N. R. A. **Sorção, degradação e lixiviação do inseticida thiamethoxam em Latossolo e Argissolo**. 2005. 161 p. Tese (Doutorado em Entomologia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2005.

CELLS, R.; BARRIUSO, E.; HOUOT, S. Effect of liquid sewage sludge addition on atrazine sorption and desorption by soil. **Chemosphere**, Oxford, v. 37, n. 6, p. 1091-1107, Sept. 1998a.

CELLS, R.; BARRIUSO, E.; HOUOT, S. Sorption and desorption of atrazine by sludge-amended soil: dissolved organic matter effect. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, n. 6, p. 1348-1356, Nov./Dec. 1998b.

CHEN, W.; WAGENET, R. J. Description of atrazine transport in soil with heterogeneous nonequilibrium sorption. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 61, n. 2, p. 360-371, Mar./Apr. 1997.

CHIARADIA, J. J. **Avaliação agrônômica e fluxo de gases do efeito estufa a partir de solo tratado com resíduos e cultivado com mamona (*Ricinus Communis* L.) em área de reforma de canavial**. 2005. 108 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2005.

CHIOU, C. T. Roles of organic matter, minerals, and moisture in sorption nonionic compounds and pesticides by soil. In: MACCARTHY, P. et al. (Ed.). **Humic substances in soil and crop sciences: selected readings**. Madison: Soil Science Society of America, 1990. p. 111-160.

COSTA, C. N. et al. Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente. In: MEURER, E. J. (Ed.). **Fundamentos de química do solo**. 3. ed. Porto Alegre: Evangraf, 2006. p. 213-250.

DAMIN, V. **Biodegradação, sorção e dessorção do herbicida ¹⁴C-Diuron em dois latossolos tratados com lodo de esgoto**. 2005. 71 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2005.

DEBOSZ, K. et al. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. **Applied and Soil and Ecology**, Amsterdam, v. 19, n. 3, p. 237-248, Mar. 2002.

DYNIA, J. F.; SOUZA, M. D.; BOEIRA, R. C. Lixiviação de nitrato em Latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 5, p. 855-862, maio 2006.

FERREIRA, C. R. R. P. T.; VEGRO, C. L. R.; CAMARGO, M. L. B. **Defensivos Agrícolas: expectativas de aumento nas vendas em 2010**, 2010. Disponível em: <http://www.infobibos.com/Artigos/2010_3/DefensivosAgricolas/Index.htm>. Acesso em: 20 jan. 2011.

FERREIRA, T. L. **Utilização de lodo de esgoto na implantação de cafezal em Latossolo Vermelho distrófico**. 2005. 106 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, SP, 2005.

FLURY, M. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils: a review. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 25, n. 1, p. 25-45, Jan./Feb. 1996.

GOMES, S. B. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M. Produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 5, p. 459-465, set./out. 2007.

GONÇALVES, F. T. A. **Dinâmica do nitrogênio em solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com café**. 2005. 65 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, SP, 2005.

GREEN, R. E.; KARICKHOFF, S. W. Sorption estimates for modeling. In: CHENG, H. H. et al. (Ed.). **Pesticides in the soil environment**: processes, impacts and modeling. Madison: Soil Science Society of America, 1990. p. 79-101.

JARVIS, N. J.; BERGSTRÖM, L. F.; BROWN, C. D. Pesticide leaching models and their use for management purposes. In: ROBERTS, T. R.; KEARNEY, P. C. (Ed.). **Environmental behaviour of agrochemicals**. New York: John Wiley & Sons, 1995. p. 185-220.

JOHNSON, A. C.; BETTINSON, R. J.; WILLIAMS, R. J. Differentiating between physical and chemical constraints on pesticide and water movement into and out of soil aggregates. **Pesticide Science**, Oxford, v. 55, n. 5, p. 524-530, May 1999.

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

KOSKINEN, W. C.; HARPER, S. S. The retention process: mechanisms. In: CHENG, H. H. et al. (Ed.). **Pesticides in the soil environment**: processes, impacts and modeling. Madison: Soil Science Society of America, 1990. p. 51-77.

KRUGER, E. L. et al. Persistence and degradation of [¹⁴C]atrazine and [¹⁴C]deisopropylatrazine as affected by soil depth and moisture conditions. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v. 12, n. 11, p. 1959-1967, Nov. 1993.

LIMA, D. M. **Sorção e deslocamento miscível da atrazina em amostras de Latossolos**. 2004. 66 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

MARCHESE, L. **Sorção/dessorção e lixiviação do herbicida ametrina em solos canavieiros tratados com lodo de esgoto**. 2007. 81 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear da Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

MARTINS, D. R.; CAMARGO, O. A.; BATAGLIA, O. C. Qualidade do grão e da bebida em cafeeiros tratados com lodo de esgoto. **Bragantia**, Campinas, SP, v. 64, n. 1, p. 115-126, jan./mar. 2005.

MATTIGOD, S. V.; PAGE, A. L. Assessment of metal pollution in soil. In: THORNTON, I. (Ed.). **Applied environmental geochemistry**. London: Academic Press, 1983. p. 355-394.

MELO, W. J. et al. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre as frações da matéria orgânica e CTC de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 18, n. 3, p. 449-455, mar./abr. 1994.

METZGER, L.; YARON, B. Influence of sludge organic matter on soil physical properties. In: STEWART, B. A. (Ed.). **Advances in soil science**. Boca Raton: CRC Press, 1987. p. 141-163.

MEURER, E. J.; ANGHINONI, I. A solução do solo. In: MEURER, E. J. (Ed.). **Fundamentos de química do solo**. 3. ed. Porto Alegre: Evangraf, 2006. p. 91-115.

MOLINA, D. **Estudo traça perfil do mercado de agrotóxicos no Brasil**, 2010. Disponível em: < <http://www.ecodebate.com.br/2010/03/29/estudo-traca-perfil-do-mercado-de-agrotoxicos-no-brasil/>>. Acesso em: 20 set. 2010.

NASCIMENTO, C. W. A. et al. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 2, p. 385-392, mar./abr. 2004.

OLIVEIRA, F. C. et al. Lodo de esgoto como fonte de macronutrientes para a cultura do sorgo granífero. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 52, n. 2, p. 360-367, maio/ago. 1995.

OLIVEIRA, F. C. et al. Lixiviação de nitrato em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 58, n. 1, p. 171-180, jan./mar. 2001.

OLIVEIRA, L. F. C. et al. Isotermas de sorção de metais pesados em solos do cerrado de Goiás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 7, p. 776-782, jul. 2010.

PAGLIAI, M. et al. Effects of sewage sludge and composts on soil porosity and aggregation. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 10, n. 4, p. 556-561, Oct./Dec. 1981.

POZZA, A. A. A. et al. Retenção e dessorção competitivas de ânions inorgânicos em gibbsita natural de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 11, p. 1627-1633, nov. 2007.

RANGEL, O. J. P. et al. Efeito de aplicações de lodos de esgoto sobre os teores de metais pesados em folhas e grãos de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, n. 3, p. 583-594, maio/jun. 2006.

RICCI, A. B.; PADOVANI, V. C. R.; PAULA JÚNIOR, D. R. Uso de lodo de esgoto estabilizado em um solo decapitado: II - atributos químicos e revegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, n. 2, p. 543-551, mar./abr. 2010.

SCHWARZENBACH, R. P.; GSCHWEND, P. M.; IMBODEN, D. M. **Environmental organic chemistry**. New York: John Wiley & Sons, 1993. 681 p.

SILVA, C. A. Uso de resíduos orgânicos na agricultura. In: SANTOS, G. A. et al. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 597-624.

SILVEIRA, M. L. A. Dissolved organic carbon and bioavailability of N and P as indicators of soil quality. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 62, n. 5, p. 502-508, Sept./Oct. 2005.

SILVEIRA, M. L. A.; ALLEONI, L. R. F.; GUILHERME, L. R. G. Biosolids and heavy metals in soils. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 60, n. 4, p. 793-806, Oct./Dec. 2003.

SPADOTTO, C. A. **Herbicidas no meio ambiente: comportamento e destino ambiental de herbicidas**, 2002. Disponível em: <<http://www.cnpma.embrapa.br/herbicidas/docs.php3>>. Acesso em: 25 nov. 2010.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. New York: John Wiley & Sons, 1994. 496 p.

TEDESCO, M. J. et al. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente. In: SANTOS, G. A. et al. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 113-135.

TOPP, E.; TESSIER, L.; GREGORICK, E. G. Dairy manure incorporation stimulates rapid atrazine mineralization in an agricultural soil. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 76, n. 3, p. 403-409, Aug. 1996.

URZEDO, A. P. F. M. **Sorção e degradação do inseticida thiamethoxam em amostras de solos da região de Lavras-MG**. 2004. 50 p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica e Agrobioquímica) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

URZEDO, A. P. F. M. et al. Sorção do inseticida tiametoxam em amostras de solos da região de Lavras-MG. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 16, p. 71-80, 2006.

VIEIRA, R. F.; TSAI, S. M.; TEIXEIRA, M. A. **Efeitos do lodo de esgoto no crescimento e fixação simbiótica do N₂ em feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.)**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2004. 18 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 19).

CAPÍTULO 2

Produtividade do feijoeiro e milho e lixiviação de nitrato em solos sob efeito de doses de lodo de esgoto

RESUMO

Neste capítulo, objetivou-se avaliar a produtividade do feijoeiro e milho e a lixiviação de nitrato em solos sob efeito de doses de lodo de esgoto. Foram utilizadas colunas de lisímetros contendo material com estrutura original de Latossolo Vermelho distroférico (LVdf), Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd). O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso, em esquema fatorial $4 \times 3 + 3$, compreendendo quatro doses de lodo de esgoto (0, 11, 22 e 44 Mg ha^{-1}), proveniente de Jundiaí, SP, três solos distintos mais um tratamento controle para cada solo, sem adubação nitrogenada, com três repetições. A aplicação de lodo de esgoto proporciona ganhos de produtividade de grãos de feijão até as doses de 22,8; 18,8 e $17,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo de esgoto, resultando em produtividades máximas de 4118, 5164 e 4058 kg ha^{-1} , no LVdf, LVAd e PVAd, respectivamente. O efeito residual do lodo de esgoto foi suficiente para suprir a quantidade de nitrogênio da adubação de cobertura na cultura do milho nos Latossolos. As produtividades máximas foram de 10628, 10907 e 10110 kg ha^{-1} de grãos de milho, no LVdf, LVAd e PVAd, respectivamente. A aplicação de lodo de esgoto compostado apresenta potencial de contaminação de fontes de água por nitrato, se altas doses desse resíduo forem aplicadas, principalmente em solos menos oxidicos.

Palavras-chave: Biossólido. Nutrição de Plantas. Lisímetros.

ABSTRACT

In this chapter, it was evaluated the grain yield of common beans and maize, and nitrate leaching in soils under sewage sludge effects. Lysimeters with undisturbed soil material of dystrophic Red-Yellow Latosol (LVAd), dystroferric Red Latosol (LVdf), and dystrophic Red-Yellow Argisol (PVAd) were used. The experimental design was casualized block in a factorial design $4 \times 3 + 3$, with four sewage-sludge doses (0; 11; 22; 44 Mg ha⁻¹), three soils, plus a control treatment for each soil, without N fertilization; the experiment was done in triplicate. Sewage sludge increase the bean yield until 22.8; 18.8 e 17.2 Mg ha⁻¹, resulting in yield grains of 4118; 5164 and 4058 kg ha⁻¹ in LVdf, LVAd and PVAd, respectively. The residual effect of sewage sludge was enough to supply nitrogen of cover fertilization in Oxisols. Sewage sludge has potential to contaminate groundwater with nitrate, if high doses are applied, mainly in less weathered soils.

Keywords: Biosolid. Plant Nutrition. Lysimeters.

1 INTRODUÇÃO

A utilização de resíduos e subprodutos de processos agroindustriais aumentou nos últimos anos, pela possibilidade de fornecerem nutrientes às plantas. Isso representa uma forma mais racional de disposição final desses materiais. No processo de tratamento de esgotos, há produção de um resíduo rico em nutrientes e matéria orgânica, denominado lodo de esgoto ou biossólido, e uma das alternativas mais viáveis para a disposição final é o uso na agricultura (BETTIOL; CAMARGO, 2000), desde que respeitados critérios técnicos e legais (SILVA, 2008). No lodo de esgoto, os teores de nitrogênio, fósforo e enxofre são relativamente altos. Esse material também pode conter micronutrientes e metais pesados em concentrações elevadas (TEDESCO et al., 2008).

A aplicação de lodo de esgoto no solo também resulta em aumento nos teores de matéria orgânica (RICCI; PADOVANI; PAULA JÚNIOR, 2010), o que é considerado como um efeito positivo devido aos atributos do solo que são influenciados pela matéria orgânica, especialmente a capacidade de troca de cátions e estrutura (MELO et al., 1994). Alguns estudos mostraram que o lodo de esgoto pode elevar a produtividade das culturas a patamares superiores aos obtidos com fertilização mineral. Gomes, Nascimento e Biondi (2007) observaram expressivos ganhos na produtividade de grãos de milho com aplicação de lodo de esgoto, sendo que a dose que resultou em máxima eficiência agrônômica foi de 26 Mg ha⁻¹, com produção de 6,1 Mg ha⁻¹ de grãos.

A quantidade de lodo a ser aplicada no solo é geralmente calculada em função do teor de nitrogênio, para evitar a ocorrência de lixiviação de nitrato além da zona de exploração das raízes e a conseqüente contaminação de águas subterrâneas. Aplicações sucessivas desse resíduo podem originar um processo cumulativo de nitrogênio orgânico no solo, aumentando o risco de lixiviação de

nitrate (BOEIRA; MAXIMILIANO, 2009). Oliveira et al. (2001) observed losses above $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ of nitrate in a Latosolo Amarelo dystrophic under application of sewage sludge or even nitrogen fertilization conventional for the culture of sugarcane.

There are various studies regarding the application of sewage sludge in various crops, such as sorghum (OLIVEIRA et al., 1995), corn (ANJOS; MATTIAZZO, 2000), sugarcane (OLIVEIRA et al., 2001), castor (CHIARADIA, 2005) and coffee (MARTINS; CAMARGO; BATAGLIA, 2005). Therefore, sewage sludge can be a source of nutrients, primarily nitrogen, for plants, reducing costs with mineral fertilizers. However, the application of high doses or successive annual applications of this material can contaminate water sources with nitrate. Thus, it becomes important to carry out studies that focus on the possibility of successive crops after the application of sewage sludge, aiming to determine ideal doses, which associate nutrition adequate for plants with the minimum environmental impact. The objective of the present study was to evaluate the productivity of beans and corn grains and the nitrate leaching under the effect of doses of sewage sludge, in two Latosolos and one Argissolo from the Lavras region, MG.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi instalado em uma bateria de lisímetros do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras. Foram utilizadas colunas de 0,9 m de profundidade e 1,0 m de diâmetro, contendo material com estrutura original de três solos de ocorrência na região de Lavras, Minas Gerais (Latosolo Vermelho distroférico - LVdf, Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico - LVAd e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico - PVAd).

Antes da aplicação do lodo de esgoto, foram coletadas amostras de solo na camada de 0-0,2 m e do horizonte B diagnóstico para a realização de análises físicas e químicas (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA, 1997). Baseada nos resultados da análise química (Tabela 1) foi realizada calagem (em 8 de abril de 2009) e fosfatagem corretiva (em 15 de maio de 2009), em todos os lisímetros. A quantidade de calcário foi calculada pelo método de saturação por bases, visando elevá-la a 70%. Assim, as quantidades adicionadas de calcário (36% de CaO; 14% de MgO e PRNT igual a 95%) foram 1,6; 2,6 e 5,7 Mg ha⁻¹ para o LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente. Já a quantidade de fósforo adicionada correspondeu a 2000 kg ha⁻¹ de P₂O₅, via superfosfato simples, em todos os solos.

O delineamento experimental foi em blocos ao acaso, com um esquema fatorial de 4x3 + 3, compreendendo quatro doses de lodo de esgoto (0, 11, 22 e 44 Mg ha⁻¹), três solos (LVAd, LVdf e PVAd) mais um tratamento controle em cada solo, sem adubação nitrogenada, com três repetições.

O lodo de esgoto utilizado no experimento é originário da estação de tratamento de esgotos em Jundiaí, São Paulo, onde esgotos predominantemente domésticos são tratados. Esse material passou por um processo de compostagem, com aproximadamente 100 dias de duração e apresenta teores de N = 22,3; P = 4,0; K = 4,0; Ca = 23,4; Mg = 1,9; S = 6,2; Na = 2,0 e Fe = 11,1 g

kg⁻¹; B = 4,3; Cu = 175; Mn = 247 e Zn = 1285 mg kg⁻¹, com relação C/N = 16, conforme análises realizadas por Higashikawa, Silva e Bettioli (2010).

Tabela 1 Atributos químicos e físicos da camada de 0-0,2 m e do horizonte B diagnóstico das amostras de solo do experimento

Atributo	LVAd ¹	LVdf ²	PVAd ³	LVAd ¹	LVdf ²	PVAd ³
	0-20 cm			Horizonte B diagnóstico		
pH H ₂ O	5,5	5,5	4,8	5,6	5,2	4,5
N total (g kg ⁻¹)	1,4	1,4	1,5	0,8	1,3	1,2
P (mg dm ⁻³)	0,8	2,2	1,1	0,7	0,6	0,9
K ⁺ (mg dm ⁻³)	70	43	23	44	12	16
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	1,8	1,3	0,2	1,2	0,1	0,1
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,3	0,3	0,1	0,2	0,1	0,1
t (cmol _c dm ⁻³)	2,5	1,8	1,5	1,9	0,7	1,5
T (cmol _c dm ⁻³)	5,5	6,0	8,3	4,2	5,8	7,7
V (%)	41,8	28,8	4,8	36,6	3,4	2,6
CO (g kg ⁻¹)	10,2	11,6	11,6	5,8	10,7	8,7
B (mg dm ⁻³)	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2
Cu (mg dm ⁻³)	1,5	2,7	0,7	1,6	3,3	0,7
Fe (mg dm ⁻³)	96,0	47,0	72,0	102	38,9	72,4
Mn (mg dm ⁻³)	24,0	9,6	7,6	13,9	2,6	5,2
Zn (mg dm ⁻³)	4,0	4,8	4,2	0,7	0,7	1,7
Areia (g kg ⁻¹)	360	232	467	320	146	307
Silte (g kg ⁻¹)	48	91	203	48	93	177
Argila (g kg ⁻¹)	592	677	330	632	760	516
SiO ₂ (g kg ⁻¹)	171	167	195	197	169	238
Al ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	233	268	175	270	274	247
Fe ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	82	263	59	95	285	76
Ki ⁴	1,25	1,06	1,89	1,24	1,05	1,64
Kr ⁵	1,04	0,65	1,56	1,01	0,63	1,37

¹LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; ²LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; ³PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico; ⁴Ki: $1,7(\%SiO_2)/(\%Al_2O_3)$; ⁵Kr: $1,7(\%SiO_2)/[\%Al_2O_3 + 0,64(\%Fe_2O_3)]$

O lodo de esgoto foi aplicado em área total e incorporado até 0,2 m de profundidade, em 15 de maio de 2009. Considerando-se o teor de N do lodo e 28% de taxa de mineralização de N no primeiro ano após a aplicação (CHIARADIA, 2005), a quantidade de N potencialmente mineralizável em um ano equivale a 0, 69, 137 e 275 kg ha⁻¹, nas doses 0, 11, 22 e 44 Mg ha⁻¹, respectivamente.

A semeadura do feijoeiro ocorreu em 20 de julho de 2009, utilizando-se a cultivar BRS MG Talismã, que possui grãos do tipo carioca. Cada lisímetro continha 16 plantas de feijoeiro, distribuídas em formato circular, com 0,5 m de diâmetro. Foi adicionado nitrogênio na semeadura, na forma de sulfato de amônio, na dose de 40 kg ha⁻¹ de N em todos os tratamentos, exceto o controle. O potássio também foi adicionado na semeadura, nas seguintes doses: controle e dose 0 = 100 kg ha⁻¹ de K₂O, dose 11 Mg ha⁻¹ = 75 kg ha⁻¹ de K₂O, dose 22 Mg ha⁻¹ = 50 kg ha⁻¹ de K₂O e na dose 44 Mg ha⁻¹ não houve aplicação de potássio via fertilizante mineral.

No início do florescimento do feijoeiro, foi realizada a coleta de folhas para a análise foliar. As folhas foram lavadas em água corrente e água destilada e foram secas em estufa (65 °C) com circulação forçada de ar até a obtenção de massa constante. As folhas secas foram moídas e acondicionadas em recipientes plásticos. Esse material foi submetido à digestão sulfúrica para determinação dos teores de nitrogênio total, e digestão nitroperclórica para a determinação dos teores de potássio, em fotômetro de chama e dos micronutrientes catiônicos, em espectrômetro de absorção atômica com chama de ar-acetileno. Após a colheita das vagens, essas foram secas e debulhadas; foi então determinada a produtividade de grãos de feijão, para cada parcela experimental, corrigindo-se a umidade para 13%.

A semeadura do milho foi realizada em 21 de novembro de 2009, utilizando-se sementes de um híbrido comercial (Pioneer 30F53). Cada lisímetro

continha seis plantas de milho, em duas linhas espaçadas de 50 cm entre si, com espaçamento de 30 cm entre plantas. Na semeadura, foram aplicados 20 kg ha⁻¹ de N na forma de sulfato de amônio e 40 kg ha⁻¹ de K₂O, na forma de cloreto de potássio, em todos os lisímetros. Aos 20 dias após a germinação, realizou-se uma adubação nitrogenada de cobertura, em função das doses de lodo aplicadas na cultura do feijoeiro, sendo 120; 90; 30 e 0 kg ha⁻¹ de N para as doses 0, 11, 22 e 44 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto, respectivamente. Para a realização da análise foliar e mensuração da produtividade de grãos, adotou-se procedimento semelhante ao realizado na cultura do feijoeiro.

O excesso de água que percolou nos lisímetros, durante o ciclo da cultura, foi quantificado e uma amostra coletada, filtrada em filtro de membrana PTFE 0,45 µm e armazenada em câmara fria (4 °C) para posterior análise em cromatografia iônica, para a quantificação do nitrato.

No local foi também instalada uma estação meteorológica automática para registrar e armazenar dados de precipitação pluvial e temperatura, dentre outros. Esses dados climáticos são apresentados no Gráfico 1, juntamente com os valores semanais de percolação média nas colunas, para o período compreendido entre a aplicação do lodo de esgoto e o final do ciclo da cultura do milho (15 de maio de 2009 a 31 de março de 2010).

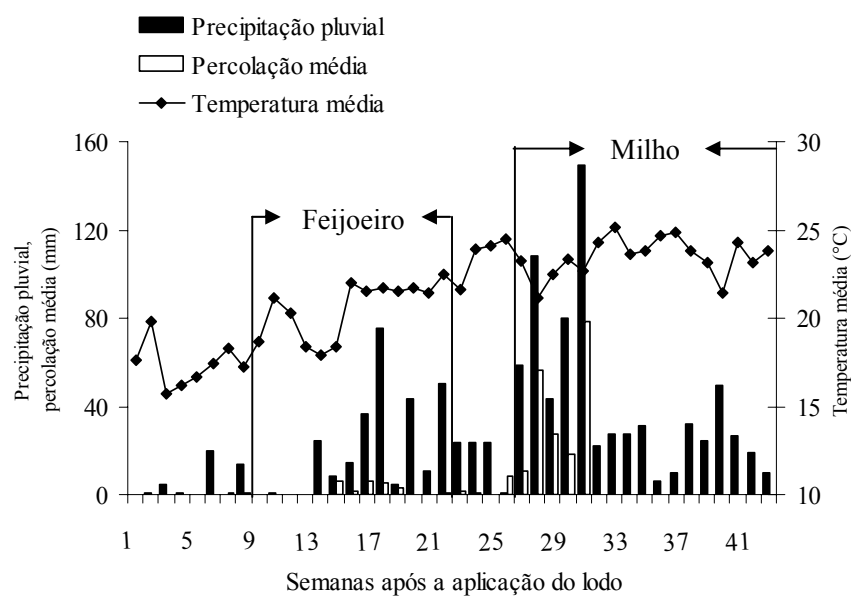


Gráfico 1 Precipitação pluvial, temperatura média e percolação média semanais, durante a condução do experimento

Os dados experimentais foram submetidos à análise de variância, a 5% de probabilidade, utilizando-se o teste de F. Quando houve efeito significativo das doses, para cada solo, foi estudado o efeito de doses sobre os teores de nutrientes nas folhas, lixiviação de nitrato e na produtividade de grãos, por meio de análise de regressão.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os atributos químicos do solo após o cultivo do feijoeiro e antes da semeadura do milho são apresentados na Tabela 2. Em todos os solos, houve redução do pH, indicando que houve acidificação do solo. Boeira e Maximiliano (2009) também relataram a acidificação do solo com aplicação de lodo de esgoto, o que segundo os autores se deve aos íons H^+ produzidos no processo de nitrificação. A decomposição da matéria orgânica adicionada também promove a liberação de gás carbônico (CO_2) e ionização de grupos $COOH$, contribuindo para a redução do pH (STEVENSON, 1994). Os teores de nitrogênio total aumentaram com as doses de lodo, principalmente no LVdf. Destacam-se também os aumentos nos teores de carbono orgânico (45, 77 e 60% para o LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente, em relação aos respectivos tratamentos controle) e dos micronutrientes catiônicos, principalmente Cu e Zn, que geralmente são os micronutrientes em maior concentração no lodo. No PVAd, os teores de Zn na ausência de lodo foram superiores àqueles nos Latossolo, porém dentro da faixa comum de Zn em solos, que é de 10 a 300 $mg\ kg^{-1}$ (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

Tabela 2 Atributos dos solos sob efeito de doses de lodo de esgoto, após o cultivo do feijoeiro e antes da semeadura do milho

Solo	Doses (Mg ha ⁻¹)	pH H ₂ O	N	P	K	Ca	Mg	V	CO	Cu	Fe	Mn	Zn
			total g kg ⁻¹	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	%	g kg ⁻¹	----- mg dm ⁻³ -----				
LVAd ¹	Controle	5,7	2,1	475	96	10	0,4	81	20	1,3	44	41	8
	0	5,8	2,2	286	65	6,5	0,5	73	19	1,4	52	43	19
	11	5,2	2,3	290	50	9,5	0,3	71	24	2,1	61	50	20
	22	5,0	2,2	468	56	12	0,4	74	31	2,6	66	53	38
	44	5,2	2,4	272	43	5,8	0,4	61	29	2,8	77	52	44
LVdf ²	Controle	6,4	2,0	172	112	5,0	0,6	68	26	2,9	41	13	9
	0	5,6	2,0	187	52	6,5	0,5	64	27	2,8	44	14	10
	11	5,9	1,9	143	65	5,1	0,6	65	29	3,5	55	14	14
	22	5,4	2,1	375	59	10	0,5	67	36	3,5	70	18	40
	44	5,5	2,9	342	55	7,7	0,5	59	46	4,8	78	19	59
PVAd ³	Controle	7,0	1,9	376	62	6,9	0,6	86	20	0,6	37	14	56
	0	6,6	2,2	216	77	7,0	0,8	85	23	0,4	38	19	57
	11	6,3	2,0	341	57	8,9	0,8	85	22	0,9	63	18	79
	22	6,0	2,5	406	62	12	1,0	86	29	1,4	62	22	97
	44	6,0	2,3	261	48	7,6	0,9	79	32	1,9	76	23	90

¹LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; ²LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; ³PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico

Os teores foliares de macro e micronutrientes no feijoeiro e no milho são apresentados nos Gráficos 2 a 7. Todos os teores foliares dos nutrientes foram comparados de acordo com Malavolta, Vitti e Oliveira (1997).

O teor de N foi crescente, em função do aumento da dose de lodo de esgoto, em todos os solos, mas não houve diferença significativa entre as doses 22 e 44 Mg ha⁻¹ (Tabela 1A). Com exceção do tratamento controle no LVAd e LVdf, os teores de N estiveram dentro da faixa crítica (30 – 50 g kg⁻¹). Para o P ocorreram diferenças significativas entre as doses apenas no LVAd, com aumento linear do teor do nutriente acompanhando o aumento da dose de lodo. Como os teores de P no solo (Tabela 2) estavam elevados, a adição de lodo não

teve efeito nos teores foliares do nutriente no LVdf e PVAd. Os teores do nutriente em todas as doses estiveram acima da faixa crítica ($2,0 - 3,0 \text{ g kg}^{-1}$). Já no caso do potássio (K), não foram detectadas diferenças significativas entre as doses, e todos os teores encontraram-se abaixo da faixa crítica ($20 - 25 \text{ g kg}^{-1}$). Os maiores teores de Ca foram encontrados onde houve aplicação de lodo, em todos os solos, onde os teores do nutriente estiveram acima de 30 g kg^{-1} de matéria seca. Em relação à faixa crítica da cultura ($15 - 20 \text{ g kg}^{-1}$), somente na maior dose de lodo os teores situaram-se dentro da mesma.

Os teores foliares de magnésio (Mg), enxofre (S), cobre (Cu) e ferro (Fe) no feijoeiro são apresentados no Gráfico 3. Ocorreram diferenças significativas nos teores de Mg entre as doses de lodo nos Latossolos. Esses teores foram superiores na dose 22 Mg ha^{-1} , porém em todas as doses e em todos os solos estiveram muito abaixo da faixa crítica ($4,0 - 7,0 \text{ g kg}^{-1}$). O alto teor de Ca no lodo de esgoto ($23,4 \text{ g kg}^{-1}$), em parte resultante da aplicação de gesso agrícola ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) durante o processo de compostagem, provocou uma alta relação Ca:Mg no solo (Tabela 2). Isso pode ter inibido a absorção de magnésio, conforme demonstrado pelos baixos teores do nutriente nas folhas de feijoeiro. No caso do S, não foram detectadas diferenças significativas entre as doses, em nenhum solo, e de maneira geral os valores estiveram próximos do limite inferior da faixa crítica ($5,0 - 10,0$). Quanto ao Cu, apenas na maior dose de lodo, no LVAd, o teor foi superior, porém ainda dentro da faixa crítica ($10 - 20 \text{ mg kg}^{-1}$), assim como nas demais doses. Comportamento semelhante ocorreu com o Fe, porém na maior dose de lodo o teor foliar ultrapassou o limite superior da faixa crítica ($100 - 450 \text{ mg kg}^{-1}$).

Os teores foliares de manganês (Mn) e Zinco (Zn) no feijoeiro são apresentados no Gráfico 4. Foram detectadas diferenças estatísticas para o Mn apenas no LVAd, onde os teores foram superiores a partir da dose 11 Mg ha^{-1} , acima da faixa crítica ($30 - 300 \text{ mg kg}^{-1}$). No LVdf e PVAd além de não

diferirem entre as doses, os teores estiveram dentro dessa faixa. Para o Zn, ocorreram diferenças nos Latossolos, com incremento linear, ultrapassando o limite superior da faixa crítica (20 – 100 mg kg⁻¹). No PVAd, os teores foliares não diferiram entre as doses, e refletiram os elevados teores encontrados nesse solo (Tabela 2), estando muito acima da faixa crítica (média de 194 mg kg⁻¹).

Observou-se também o aumento do ciclo do feijoeiro em aproximadamente 10 dias, nos tratamentos que receberam as maiores doses de lodo (Figura 1). A grande quantidade de N liberada pelo lodo pode ter causado toxidez às plantas, limitando o seu crescimento inicial. Principalmente no início do ciclo da cultura, o desenvolvimento das plantas foi prejudicado, até os 35 dias após a germinação. Após esse período, as plantas conseguiram se recuperar e completaram o ciclo, apesar da redução da produtividade de grãos. O atraso da colheita pode ser um fator negativo quando essa cultura é cultivada na safra de inverno, pois a probabilidade da colheita ter que ser realizada com chuvas acarreta em perda da qualidade dos grãos.

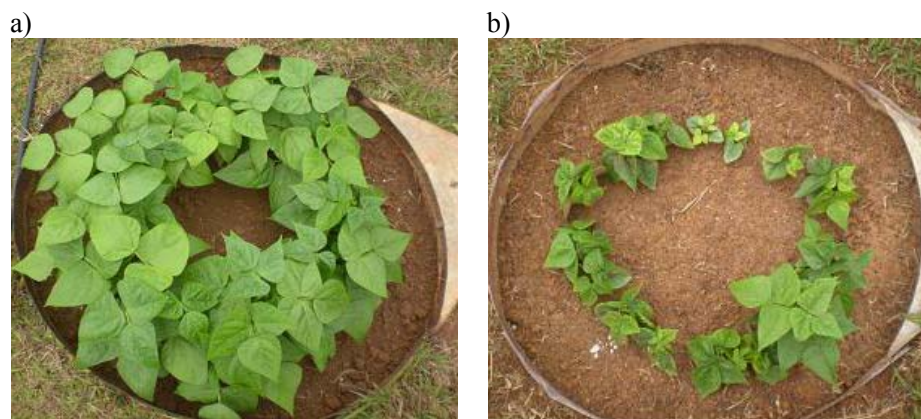


Figura 1 Plantas de feijoeiro aos 28 dias após a emergência na ausência de lodo de esgoto (a) e na maior dose de lodo (b)

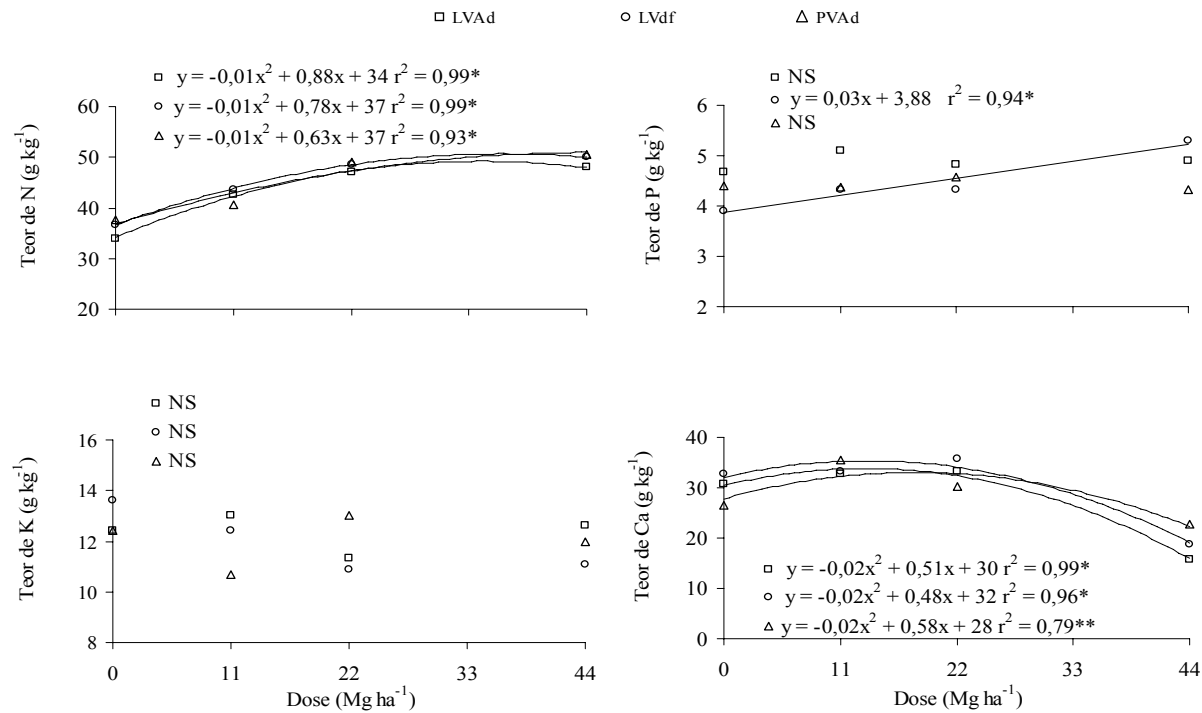


Gráfico 2 Teores totais de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e cálcio (Ca) nas folhas diagnose de feijoeiro sob efeito de doses de lodo de esgoto compostado no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd)
 *Significativo a 5% de probabilidade; **Significativo a 10% de probabilidade; NS - não significativo

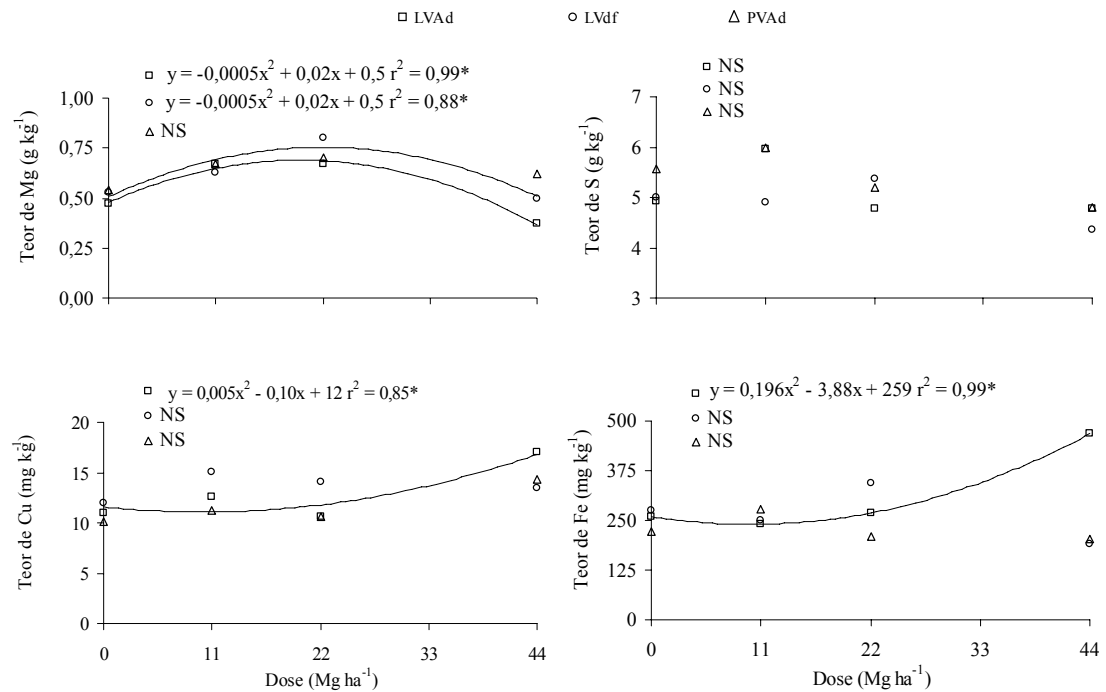


Gráfico 3 Teores totais de magnésio (Mg), enxofre (S), cobre (Cu) e ferro (Fe) nas folhas diagnose de feijoeiro sob efeito de doses de lodo de esgoto compostado no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd)
 *Significativo a 5% de probabilidade; NS - não significativo

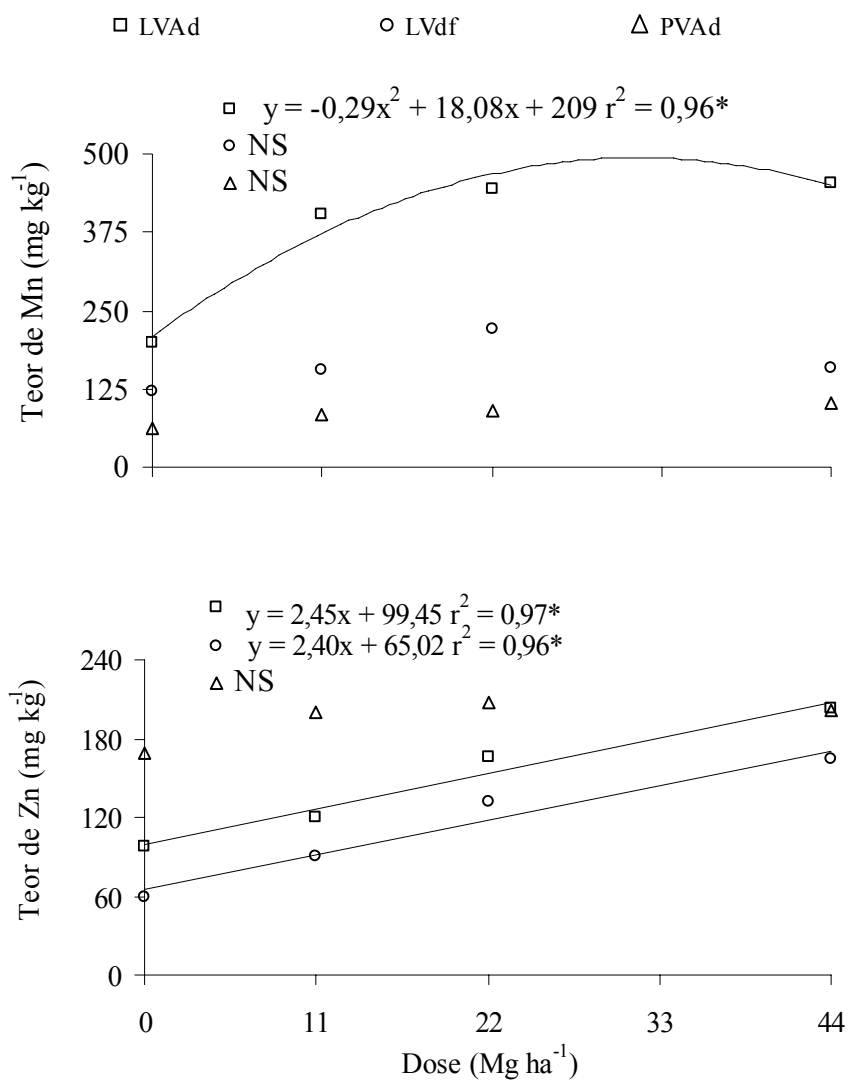


Gráfico 4 Teores totais de manganês (Mn) e zinco (Zn) nas folhas diagnose de feijoeiro sob efeito de doses de lodo de esgoto compostado no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd)

*Significativo a 5% de probabilidade; NS - não significativo

Os teores foliares de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e cálcio (Ca) no milho são apresentados no Gráfico 5. O teor de N foi decrescente, em função do aumento da dose de lodo de esgoto, em todos os solos. Nas doses 11 e 22 Mg ha⁻¹ foram superiores, porém abaixo da faixa crítica. Com exceção do tratamento controle no LVAd e LVdf, os teores de N estiveram dentro da faixa crítica (30 – 50 g kg⁻¹). Os teores de P e K não diferiram entre as doses de lodo, porém para o P os valores situaram-se dentro ou acima da faixa crítica (2,5 – 3,5 g kg⁻¹), enquanto para o K todos os valores foram inferiores a faixa crítica (17,5 – 22,5 g kg⁻¹). Os teores de Ca diferiram apenas no LVAd, com decréscimo linear com o aumento da dose de lodo, porém todos acima da faixa crítica (2,5 – 4,0 g kg⁻¹), refletindo os elevados teores no solo (Tabela 2).

Os teores foliares de magnésio (Mg), enxofre (S), cobre (Cu) e ferro (Fe) no milho são apresentados no Gráfico 6. Para o Mg, S e Cu não ocorreram diferenças significativas nos teores entre as doses de lodo, porém o Mg esteve próximo do limite inferior da faixa crítica (2,5 – 4,0 g kg⁻¹), S sempre acima (1,5 – 2,0 g kg⁻¹) e Cu com os teores dentro da faixa crítica (6 – 20 mg kg⁻¹) ou muito próximos do limite inferior. Para o Fe, no LVdf não foram detectadas diferenças entre as doses, mas no LVAd e PVAd houve uma ligeira redução nas maiores doses de lodo.

Os teores foliares de manganês (Mn) e Zinco (Zn) no milho são apresentados no Gráfico 7. Foram detectadas diferenças estatísticas para o Mn apenas no LVAd, porém todos dentro da faixa crítica (50 – 150 mg kg⁻¹), assim como os teores do nutriente no LVdf. Já no PVAd os teores de Mn foram sempre abaixo dessa faixa. Para o Zn, não ocorreram diferenças significativas entre as doses, estando dentro da faixa crítica (15 – 50 mg kg⁻¹) nos Latossolos, mas acima dessa no PVAd, novamente refletindo os elevados teores desse nutriente no solo (Tabela 2).

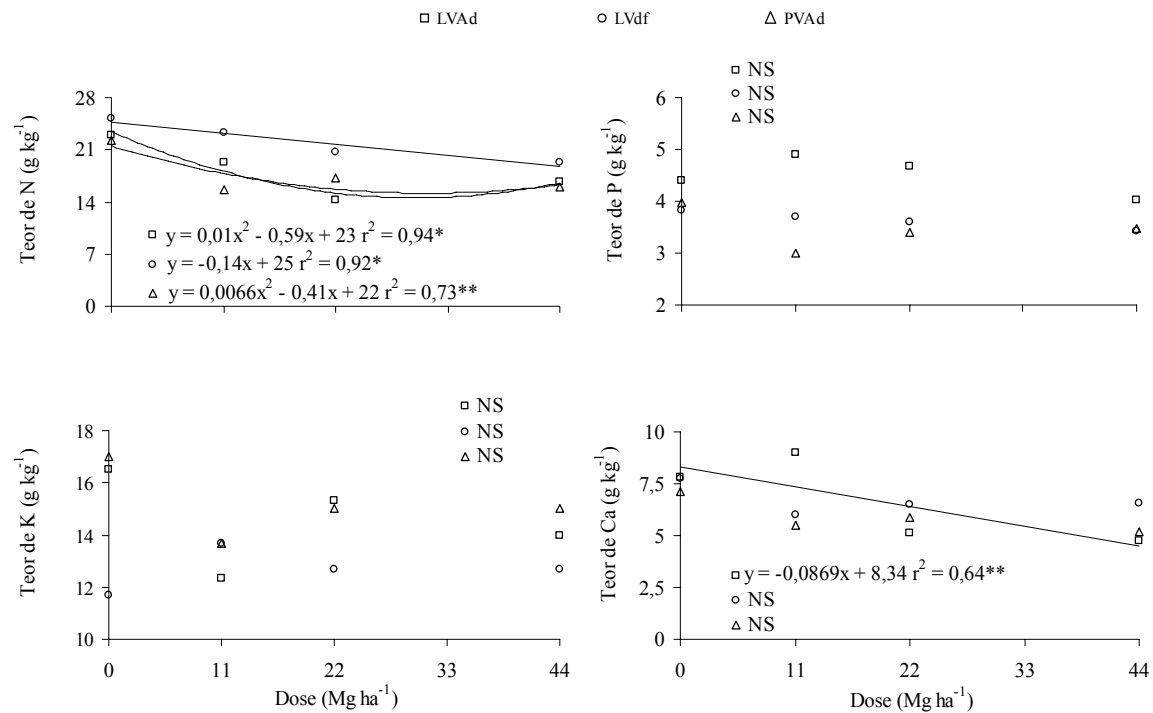


Gráfico 5 Teores totais de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e cálcio (Ca) nas folhas diagnose de milho sob efeito de doses de lodo de esgoto compostado no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd)
 *Significativo a 5% de probabilidade; **Significativo a 10% de probabilidade; NS - não significativo

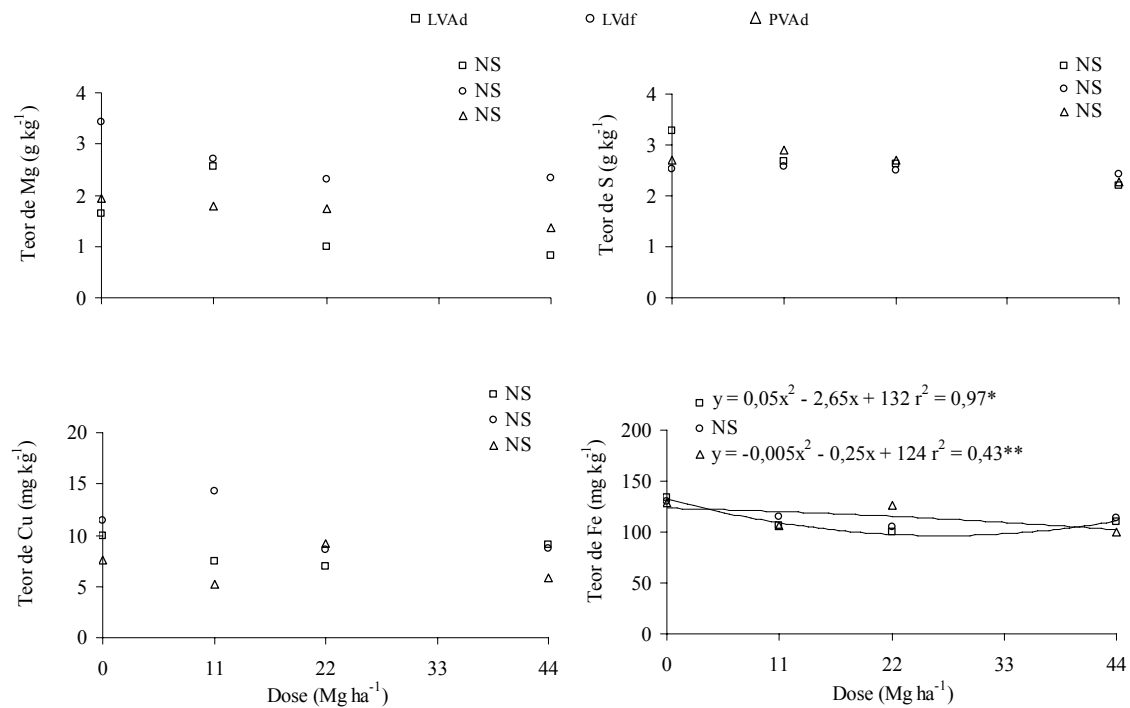


Gráfico 6 Teores totais de magnésio (Mg), enxofre (S), cobre (Cu) e ferro (Fe) nas folhas diagnose de milho sob efeito de doses de lodo de esgoto compostado no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd)
 *Significativo a 5% de probabilidade; **Significativo a 10% de probabilidade; NS - não significativo

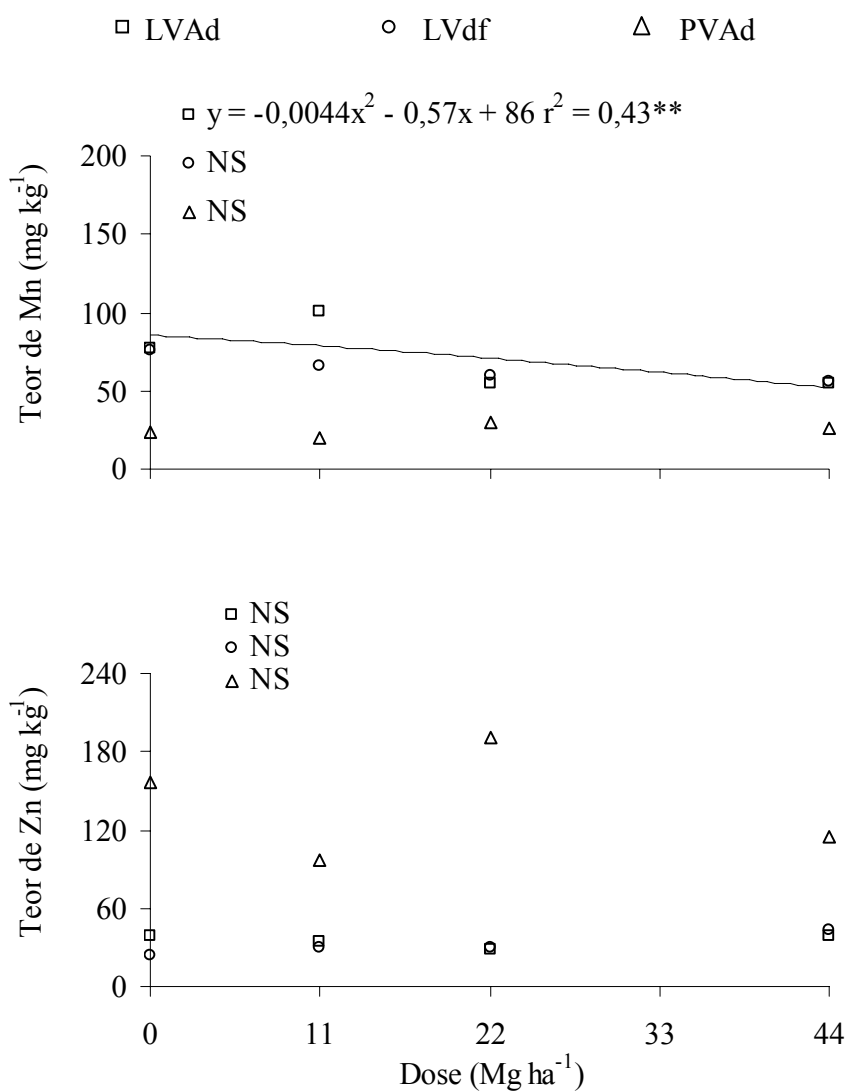


Gráfico 7 Teores totais de manganês (Mn) e zinco (Zn) nas folhas diagnose de milho sob efeito de doses de lodo de esgoto compostado no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd)

**Significativo a 10% de probabilidade; NS - não significativo

No Gráfico 8 apresentam-se as produtividades de grãos de feijão e milho, nos três solos estudados, sob efeito de doses de lodo. Para o feijoeiro, os maiores valores foram obtidos quando foram aplicados 11 e 22 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto, em todos os solos. Assim, é importante destacar que, para minimizar os riscos de contaminação do ambiente e também para diminuir o custo de transporte desse resíduo até as áreas agrícolas, a aplicação de doses superiores a 11 Mg ha⁻¹ torna-se desnecessária e economicamente inviável. Para o milho, observa-se que a substituição parcial ou mesmo total da adubação nitrogenada de cobertura, via fertilizante mineral, não comprometeu a produtividade de grãos nos Latossolos. Assim, um estudo econômico que demonstre qual é a alternativa mais viável possibilitaria a adoção da prática mais vantajosa para o produtor. Já no PVAd a substituição total da adubação nitrogenada de cobertura pelo lodo de esgoto resultou em menor rendimento. Para a substituição parcial do uso de fertilizante mineral em cobertura, não houve diferenças significativas, valendo o mesmo comentário sobre a viabilidade econômica feito anteriormente.

Os valores observados para a produtividade de grãos de feijão e também para o milho estão bem acima daqueles obtidos em lavouras comerciais (INSITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE, 2007). Já em experimentos conduzidos com as culturas do feijoeiro e do milho, na UFLA, foram obtidas produtividades elevadas, como no presente estudo (FURTINI et al., 2006; MACHADO et al., 2008; MENEZES JÚNIOR; RAMALHO; ABREU, 2008). Entretanto, a comparação da magnitude de resposta entre experimentos é difícil, porque ela depende de uma série de fatores, tanto ambientais, como genotípicos. Há de considerar que os valores servem como uma referência de obtenção de ganhos significativos em função de determinado fator que se está avaliando, no caso do presente estudo, a aplicação de lodo de esgoto.

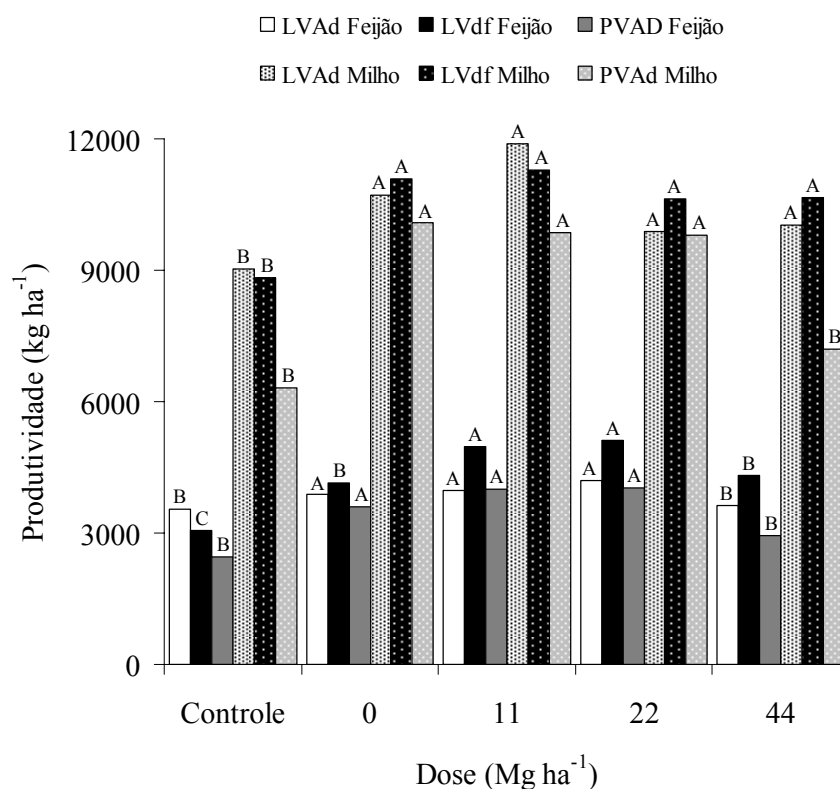


Gráfico 8 Produtividade de grãos de feijão e milho em solos distintos sob efeito de doses de lodo de esgoto. LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico
Médias seguidas pela mesma letra, no mesmo solo e diferentes doses, não diferem entre si, pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade

Na Tabela 3 são apresentadas as equações de regressão obtidas entre as doses de lodo de esgoto aplicadas (Mg ha⁻¹) e a produtividade de grãos de feijão e milho em solos distintos, com respectivas doses para produtividade máxima (DPM) e produtividade máxima (PM). Na cultura do milho, apenas no PVAd

houve diferença significativa entre as doses, com a dose de lodo ficando muito abaixo daquela encontrada para o feijoeiro. Esse fato pode ser atribuído a menor capacidade de retenção de nitrato por esse solo, conforme será apresentado adiante. Assim, sob aplicação da maior dose de lodo a mineralização do N orgânico foi mais rápida que a capacidade de absorção pelas plantas e a retenção desse ânion pelo solo, prejudicando a nutrição nitrogenada, principalmente na cultura do milho.

Tabela 3 Equações de regressão obtidas entre as doses de lodo de esgoto aplicadas (Mg ha^{-1}) e a produtividade de grãos de feijão e milho em solos distintos, com respectivas doses para produtividade máxima (DPM) e produtividade máxima (PM)

Solo	Equação	R ²	DPM (Mg ha^{-1})	PM (kg ha^{-1})
Feijão				
LVAd	$y = -0,75x^2 + 28,2x + 3853$	0,86*	18,8	4118
LVdf	$y = -1,93x^2 + 88,0x + 4161$	0,99*	22,8	5164
PVAd	$y = -1,53x^2 + 52,7x + 3604$	0,99*	17,2	4058
Milho				
LVAd	$y = 10628$	ns	-	10628
LVdf	$y = 10907$	ns	-	10907
PVAd	$y = -2,13x^2 + 30,8x + 9999$	0,98*	7,2	10110

LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico. *Significativo a 5% de probabilidade; ns – não significativo

A lixiviação de nitrato, durante os cultivos do feijoeiro e do milho, é apresentada no Gráfico 9. A lixiviação de nitrato foi maior nas doses mais elevadas de lodo de esgoto, exceto no LVdf. No LVAd, a lixiviação foi superior na dose D3, enquanto que no LVdf não houve diferenças significativas entre as doses. No PVAd ocorreram as maiores quantidades lixiviadas de nitrato, destacando-se aquelas ocorridas nas doses D2 e principalmente na dose D3.

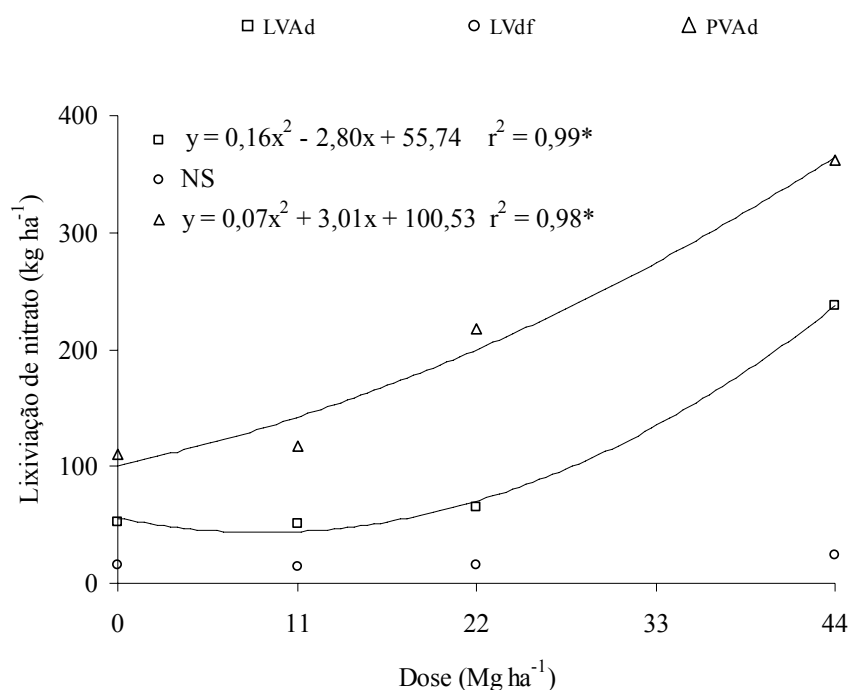


Gráfico 9 Lixiviação de nitrato em solos cultivados com feijão e milho em solos sob efeito de doses de lodo de esgoto. LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico
 *Significativo a 5% de probabilidade; ns – não significativo

Segundo Pozza et al. (2007), a adsorção de nitrato em solos de carga variável tende a aumentar em profundidade; esse fenômeno está associado a maior quantidade de cargas elétricas positivas nas camadas subsuperficiais desses solos (DYNIA; SOUZA; BOEIRA, 2006), o que dificulta a lixiviação desse oxianion (ARAÚJO et al., 2004). O solo LVdf é o que apresenta maior teor de óxidos de ferro e alumínio (que incluem os óxidos, oxidróxidos e hidróxidos) (Tabela 1), por isso a maior retenção de nitrato.

Os resultados obtidos sugerem que se deve considerar a classe de solo quando da aplicação de lodo de esgoto, uma vez que os atributos do solo, em especial a textura e a mineralogia, podem minimizar ou acentuar a percolação de íons no solo. Aqueles solos que possuam atributos favoráveis para a retenção de nitrato, como maior teor de óxidos de ferro e alumínio, conseqüentemente menores valores de K_i e K_r , devem ser priorizados nas recomendações de lodo de esgoto, o que minimizará os riscos de contaminação de águas subterrâneas.

4 CONCLUSÃO

A aplicação de lodo de esgoto proporciona ganhos de produtividade de grãos de feijão até as doses de 22,8; 18,8 e 17,2 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto, resultando em produtividades máximas de 4118, 5164 e 4058 kg ha⁻¹ de feijão, no LVdf, LVAd e PVAd, respectivamente.

O efeito residual do lodo de esgoto foi suficiente para substituir a adubação nitrogenada de cobertura na cultura do milho nos Latossolos. As produtividades máximas foram 10628, 10907 e 10110 kg ha⁻¹ de grãos de milho, no LVdf, LVAd e PVAd, respectivamente.

A aplicação de lodo de esgoto compostado apresenta potencial de contaminação de fontes de água por nitrato, se altas doses desse resíduo forem aplicadas, principalmente em solos menos oxídicos.

REFERÊNCIAS

ANJOS, A. R. M.; MATTIAZZO, M. E. Metais pesados em plantas de milho cultivadas em Latossolos repetidamente tratados com bio sólido. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 57, n. 4, p. 769-776, out./dez. 2000.

ARAÚJO, A. R. et al. Movimentação de nitrato e amônio em colunas de solo. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 28, n. 3, p. 541-545, maio/jun. 2004.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 25-35.

BOEIRA, R. C.; MAXIMILIANO, V. C. B. Mineralização de compostos nitrogenados após aplicações de lodos de esgoto em quatro cultivos de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, n. 1, p. 207-218, jan./fev. 2009.

CHIARADIA, J. J. **Avaliação agrônômica e fluxo de gases do efeito estufa a partir de solo tratado com resíduos e cultivado com mamona (*Ricinus Communis* L.) em área de reforma de canavial**. 2005. 108 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2005.

DYNIA, J. F.; SOUZA, M. D.; BOEIRA, R. C. Lixiviação de nitrato em Latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 5, p. 855-862, maio 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura e Abastecimento, 1997. 212 p.

FURTINI, I. V. et al. Resposta diferencial de linhagens de feijoeiro ao nitrogênio. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v. 36, n. 6, p. 1696-1700, dez. 2006.

GOMES, S. B. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M. Produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 5, p. 459-465, set./out. 2007.

HIGASHIKAWA, F. S.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W. Chemical and physical properties of organic residues. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, n. 5, p. 1743-1752, Sept./Oct. 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção vegetal: rendimento médio, 2007**. Disponível em: <<http://seriesestatisticas.ibge.gov.br/series.aspx?vcodigo=AGRO36>>. Acesso em: 15 de jan. 2011.

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

MACHADO, J. C. et al. Estabilidade de produção de híbridos simples e duplos de milho oriundos de um mesmo conjunto gênico. **Bragantia**, Campinas, SP, v. 67, n. 3, p. 627-631, jul./set. 2008.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.

MARTINS, D. R.; CAMARGO, O. A.; BATAGLIA, O. C. Qualidade do grão e da bebida em cafeeiros tratados com lodo de esgoto. **Bragantia**, Campinas, SP, v. 64, n. 1, p. 115-126, jan./mar. 2005.

MELO, W. J. et al. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre as frações da matéria orgânica e CTC de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 18, n. 3, p. 449-455, mar./abr. 1994.

MENEZES JUNIOR, J. A. N.; RAMALHO, M. A. P.; ABREU, A. F. B. Seleção recorrente para três caracteres do feijoeiro. **Bragantia**, Campinas, SP, v. 67, n. 4, p. 833-838, out./dez. 2008.

OLIVEIRA, F. C. et al. Lodo de esgoto como fonte de macronutrientes para a cultura do sorgo granífero. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 52, n. 2, p. 360-367, maio/ago. 1995.

OLIVEIRA, F. C. et al. Lixiviação de nitrato em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 58, n. 1, p. 171-180, jan./mar. 2001.

POZZA, A. A. A. et al. Retenção e dessorção competitivas de ânions inorgânicos em gibbsita natural de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 11, p. 1627-1633, nov. 2007.

RICCI, A. B.; PADOVANI, V. C. R.; PAULA JÚNIOR, D. R. Uso de lodo de esgoto estabilizado em um solo decapitado: II - atributos químicos e revegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, n. 2, p. 543-551, mar./abr. 2010.

SILVA, C. A. Uso de resíduos orgânicos na agricultura. In: SANTOS, G. A. et al. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 597-624.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. New York: John Wiley & Sons, 1994. 496 p.

TEDESCO, M. J. et al. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente. In: SANTOS, G. A. et al. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 113-135.

CAPÍTULO 3

Sorção e lixiviação de thiamethoxam em solos tratados com lodo de esgoto e cultivados com café

RESUMO

A adição de resíduos orgânicos ao solo como fonte de nutrientes para as culturas pode causar alterações em atributos do solo e, conseqüentemente, na sorção e lixiviação de agrotóxicos. Objetivou-se, com este trabalho, avaliar a sorção e a lixiviação de thiamethoxam em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) cultivados com café, sob efeito de doses de lodo de esgoto. Foram feitas duas aplicações de lodo, espaçadas de um ano, nas doses 0, 11, 22 e 44 Mg ha⁻¹ no primeiro ano e 0, 8, 16 e 32 Mg ha⁻¹ no ano seguinte. Houve diminuição da sorção de thiamethoxam no LVdf e LVAd, sob as maiores doses de lodo de esgoto. No PVAd, a sorção foi maior nas amostras que receberam a dose mais alta de lodo. No início do primeiro período chuvoso, cerca de 150 dias após a aplicação do thiamethoxam, o composto começou a ser detectado no efluente, em todos os solos, evidenciando a mobilidade do produto nesses solos. Não houve relação entre a quantidade de carbono orgânico dissolvido na água e a quantidade de thiamethoxam no efluente das colunas. Dependendo do solo, o lodo de esgoto pode resultar em menor sorção de thiamethoxam e, conseqüentemente, maior lixiviação e contaminação de água no subsolo.

Palavras-chave: Biossólido. Pesticidas. Cafeeiro.

ABSTRACT

The addition of organic waste to soil as a source of nutrients for crops may cause changes in soil properties, changing sorption and leaching of pesticides. The objective of this study was to evaluate the sorption and leaching of thiamethoxam in dystrophic Red-Yellow Latosol (LVAd), dystroferric Red Latosol (LVdf), and Red-Yellow Argisol (PVAd) with coffee, under the effect of doses of sewage sludge. Sewage sludge was applied twice, spaced one year from each other, at the doses 0, 11, 22 and 44 Mg ha⁻¹ in the first year, and 0, 8, 16 and 32 Mg ha⁻¹ in the other. Sorption of thiamethoxam decreased at higher doses of sewage sludge in both LVAd and LVdf. In PVAd, sorption was higher in samples that received the highest dose of sewage sludge. At the beginning of the first rainy season (150 days after the application of thiamethoxam), the compound began to be detected in the effluent, in all soils, suggesting a high mobility in these soils. Dissolved organic carbon had no influence on the leaching of thiamethoxam. Depending on the soil, the sludge can result in reduced sorption of thiamethoxam, and thus increased leaching and contamination of groundwater.

Keywords: Biosolid. Pesticides. Coffee Plants.

1 INTRODUÇÃO

A utilização do lodo de esgoto na agricultura tem como principal benefício a incorporação de nutrientes ao solo (BETTIOL; CAMARGO, 2000). Porém, alguns efeitos indesejáveis de sua aplicação no solo são objetos de muitos estudos e resultado em normas restritivas para seu aproveitamento na agricultura. Altas concentrações de micronutrientes e metais pesados é a principal razão dessas restrições (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). A aplicação de lodo de esgoto no solo resulta também no aumento do teor de matéria orgânica (RICCI; PADOVANI; PAULA JÚNIOR, 2010), o que é um efeito positivo, devido aos atributos físicos e químicos que são influenciados positivamente pela matéria orgânica (MELO et al., 1994).

Em relação aos atributos físicos, existem relatos de que a aplicação de lodo de esgoto promove aumento na porosidade total e macroporosidade (PAGLIAI et al., 1981), diminuição na densidade do solo (AGGELIDES; LONDRA, 2000) e aumento da retenção de água em solos arenosos (DEBOSZ et al., 2002). A matéria orgânica tem efeitos indiretos, por melhorar a agregação e aumentar a porosidade (METZGER; YARON, 1987). Assim, é de se esperar que em solos que recebam altas doses de resíduos orgânicos, a infiltração de água seja maior, o que pode facilitar o transporte de agrotóxicos no perfil do solo, notadamente aqueles mais solúveis em água.

O inseticida thiamethoxam é um desses produtos. Esse composto pertence à classe dos neonicotinoides e foi introduzido no Brasil em 1999. Sua aplicação no solo controla insetos-praga da parte aérea das plantas, como é o caso do bicho-mineiro em folhas de cafeeiro. O uso desse inseticida nas regiões cafeeiras vem aumentando rapidamente; com isso, aumenta-se o risco de contaminação de água subterrânea, pois sua molécula é polar ($\log K_{ow} = -0,165$), com baixa retenção pelas partículas do solo (CASTRO, 2005).

A sorção do thiamethoxam constitui, principalmente, processo de partição do composto entre a solução aquosa e a matéria orgânica do solo (URZEDO et al., 2006). A aplicação de lodo de esgoto no solo aumenta a quantidade de carbono, sendo uma fração desse solúvel em água e outra insolúvel. Se por um lado, a fração orgânica insolúvel aumenta a sorção de pesticidas, a fração orgânica dissolvida pode reduzir a sorção, devido às interações entre as moléculas de agrotóxicos e a matéria orgânica dissolvida, ou pode dificultar a interação das moléculas do composto com as moléculas de água, por reduzir a afinidade entre essas moléculas, influenciando a solvatação do produto. A competição pelos sítios de sorção no solo também afeta a sorção do agrotóxico (BRICEÑO; PALMA; DURAN, 2007). Parte do agrotóxico pode se movimentar no solo associado à matéria orgânica dissolvida (CELLS; BARRIUSO; HOUOT, 1998). Entretanto, dependendo das características das camadas mais profundas do solo, essa parte que se movimenta poderá interagir com a fase mineral, ficando retida no solo, como, por exemplo, no caso de camadas mais oxídicas. O balanço final dessas reações depende ainda da interação da matéria orgânica proveniente do lodo de esgoto com a fase mineral do solo, dependendo, portanto, do tipo de solo.

As informações são incipientes a respeito da sorção de agrotóxicos em solos tropicais que receberam resíduos orgânicos, como lodo de esgoto. Sabe-se que são resíduos mais estabilizados, que sofreram transformações químicas ao longo do processo de tratamento do esgoto e que podem ter efeitos desconhecidos no solo quanto à sorção de moléculas orgânicas. Urzedo et al. (2006) relataram que a qualidade da matéria orgânica pode influenciar nesse processo, já que a fração argila de solos intemperizados, por conter altos teores de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, pode se ligar à fração orgânica e assim reduzir a sorção de agrotóxicos, aumentando o risco de lixiviação e contaminação de fontes de água.

Dependendo das propriedades da molécula do agrotóxico, como a polaridade, elas podem ser transportadas ao longo do perfil do solo, juntamente com a matéria orgânica dissolvida do lodo de esgoto (CELLS; BARRIUSO; HOUOT, 1998). Diferenças entre solos, como sua mineralogia, textura e estrutura, além da composição química do lodo de esgoto e da própria molécula do agrotóxico devem ser consideradas, bem como a possibilidade de práticas de manejo e preparo do solo que podem contribuir para minimizar os riscos de contaminação do meio ambiente. Objetivou-se, neste trabalho, avaliar a sorção e a lixiviação de thiamethoxam em solos cultivados com cafeeiro, sob efeito de doses de lodo de esgoto em colunas de lisímetros contendo amostras indeformadas de dois Latossolos e um Argissolo da região de Lavras, MG.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi instalado em uma bateria de lisímetros do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras. Foram utilizadas colunas de 0,9 m de profundidade e 1,0 m de diâmetro, contendo material com estrutura original de três solos de ocorrência na região de Lavras, Minas Gerais (Latosolo Vermelho distroférico - LVdf, Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico - LVAd e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico - PVAd).

Antes da aplicação do lodo de esgoto, foram coletadas amostras de solo na camada de 0-20 cm e do horizonte B diagnóstico para a realização de análises físicas e químicas (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA, 1997). Baseada nos resultados da análise química (Tabela 1) foi realizada calagem (em 8 de abril de 2009) e fosfatagem corretiva (em 15 de maio de 2009), em todos os lisímetros. A quantidade de calcário foi calculada pelo método de saturação por bases, para elevá-la a 70 %. Assim, as quantidades adicionadas de calcário (36% de CaO; 14% de MgO e PRNT igual a 95%) foram 1,6; 2,6 e 5,7 Mg ha⁻¹ para o LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente. Já a quantidade de fósforo adicionada correspondeu a 2000 kg ha⁻¹ de P₂O₅, via superfosfato simples, em todos os solos.

O delineamento experimental foi o de blocos casualizados, em esquema fatorial 3 (solos) x 4 (doses de lodo de esgoto: 0, 11, 22 e 44 Mg ha⁻¹, identificadas como D0, D1, D2 e D3, respectivamente e aplicadas sete meses antes da implantação da cultura do café e 0, 8, 16 e 32 Mg ha⁻¹ aplicadas quatro meses após o transplante das mudas), com três repetições. Na primeira aplicação, o lodo de esgoto foi aplicado em área total e incorporado até 20 cm de profundidade, em 15 de maio de 2009. Também na segunda aplicação, em 16 de abril de 2010, o lodo foi aplicado em área total e incorporado até 20 cm de

profundidade, evitando-se o revolvimento do solo abaixo da projeção da copa das mudas de café.

Tabela 1 Atributos químicos e físicos da camada de 0-0,2 m e do horizonte B diagnóstico das amostras de solo do experimento

Atributo	LVAd	LVdf	PVAd	LVAd	LVdf	PVAd
	0-20 cm			Horizonte B diagnóstico		
pH H ₂ O	5,5	5,5	4,8	5,6	5,2	4,5
N total (g kg ⁻¹)	1,4	1,4	1,5	0,8	1,3	1,2
P (mg dm ⁻³)	0,8	2,2	1,1	0,7	0,6	0,9
K ⁺ (mg dm ⁻³)	70	43	23	44	12	16
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	1,8	1,3	0,2	1,2	0,1	0,1
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,3	0,3	0,1	0,2	0,1	0,1
t (cmol _c dm ⁻³)	2,5	1,8	1,5	1,9	0,7	1,5
T (cmol _c dm ⁻³)	5,5	6,0	8,3	4,2	5,8	7,7
V (%)	41,8	28,8	4,8	36,6	3,4	2,6
CO (g kg ⁻¹)	10,2	11,6	11,6	5,8	10,7	8,7
B (mg dm ⁻³)	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2
Cu (mg dm ⁻³)	1,5	2,7	0,7	1,6	3,3	0,7
Fe (mg dm ⁻³)	96,0	47,0	72,0	102	38,9	72,4
Mn (mg dm ⁻³)	24,0	9,6	7,6	13,9	2,6	5,2
Zn (mg dm ⁻³)	4,0	4,8	4,2	0,7	0,7	1,7
Areia (g kg ⁻¹)	360	232	467	320	146	307
Silte (g kg ⁻¹)	48	91	203	48	93	177
Argila (g kg ⁻¹)	592	677	330	632	760	516
SiO ₂ (g kg ⁻¹)	171	167	195	197	169	238
Al ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	233	268	175	270	274	247
Fe ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	82	263	59	95	285	76
Ki	1,25	1,06	1,89	1,24	1,05	1,64
Kr	1,04	0,65	1,56	1,01	0,63	1,37

LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico; Ki: $1,7(\%SiO_2)/(\%Al_2O_3)$; Kr: $1,7(\%SiO_2)/[\%Al_2O_3 + 0,64(\%Fe_2O_3)]$

Cerca de dois meses após a primeira aplicação de lodo de esgoto, foi cultivado feijoeiro, que foi colhido no final de outubro de 2009. No final de novembro de 2009, foi conduzido o cultivo do milho e aproximadamente 30 dias após a semeadura, foi realizado o transplântio de duas mudas de café “Mundo Novo 379/19”, entre as linhas de milho existentes em cada lisímetro. Após a colheita das espigas de milho e corte das plantas nos lisímetros, as mudas de café foram mantidas e um mês depois reaplicadas mais doses de lodo de esgoto, para avaliar seu potencial em fornecer nutrientes para a cultura. Cerca de 10 dias após a reaplicação do lodo de esgoto, uma muda de café foi retirada, deixando-se a muda que apresentava melhor desenvolvimento.

O lodo de esgoto utilizado no experimento é originário da estação de tratamento de esgotos em Jundiaí, São Paulo, onde esgotos predominantemente domésticos são tratados. Esse material passou por um processo de compostagem, com aproximadamente 100 dias de duração e apresenta teores de N = 22,3; P = 4,0; K = 4,0; Ca = 23,4; Mg = 1,9; S = 6,2; Na = 2,0 e Fe = 11,1 g kg⁻¹; B = 4,3; Cu = 175; Mn = 247 e Zn = 1285 mg kg⁻¹, com relação C/N = 16, conforme análises realizadas por Higashikawa, Silva e Bettioli (2010).

No início de maio de 2010, amostras de solo foram retiradas em cada lisímetro, para análises químicas (Tabela 2) e também para os ensaios de sorção e dessorção de thiamethoxam. Nessa mesma época, o thiamethoxam foi aplicado nos lisímetros, na dose de 125 mg de ingrediente ativo por planta, diluídos em 50 mL de água.

Tabela 2 Atributos químicos da camada de 0-0,2 m dos solos cultivados com cafeeiro, sob efeito de doses de lodo de esgoto

Solo	Dose	pH H ₂ O	N	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	V	CO	Cu	Fe	Mn	Zn
			g kg ⁻¹	mg dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	%	g kg ⁻¹	---- mg dm ⁻³ ----	---- mg dm ⁻³ ----	---- mg dm ⁻³ ----			
LVAd	D0	4,7	2,8	97	154	2,6	0,2	44	10	1,7	30	32	11
	D1	4,4	3,1	189	152	2,5	0,3	33	13	2,6	38	43	23
	D2	4,2	4,3	111	151	3,3	0,4	37	15	2,4	42	60	41
	D3	4,2	3,4	108	135	2,9	0,5	36	15	3,4	50	49	55
LVdf	D0	5,1	3,2	67	133	2,2	0,3	36	17	3,1	24	9	9
	D1	5,0	2,8	39	114	2,6	0,3	38	20	4,0	35	9	11
	D2	4,6	3,6	81	124	3,3	0,5	34	19	4,6	44	13	41
	D3	4,4	4,1	111	135	3,7	0,6	31	23	5,5	57	18	95
PVAd	D0	5,6	2,7	80	97	2,8	0,6	57	13	0,4	25	9	34
	D1	4,8	3,8	81	111	3,0	0,7	50	16	1,0	45	10	54
	D2	5,0	3,5	122	105	3,4	0,6	47	15	1,4	48	15	82
	D3	4,7	3,7	106	100	4,1	0,7	49	24	1,8	55	17	96

LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico

Para o ensaio de sorção, o método utilizado foi em batelada (“batch”). Tubos de vidro com 8,5 cm de comprimento, 2,0 cm de diâmetro e 20 mL receberam 3 g de solo (TFSA) e 10 mL de solução de CaCl₂ 0,01M, contendo thiamethoxam nas concentrações 0,1; 0,5; 1,0; 5,0 e 10,0 µg mL⁻¹; os ensaios foram feitos em duplicata (INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA, 1990). Os tubos foram agitados durante 4 horas; em seguida foram centrifugados a 710 g, por 30 minutos. Foi retirada uma alíquota de 1,5 mL do sobrenadante, filtrada em membrana de 0,45 µm (PTFE) e armazenada em câmara fria (4 °C) para posterior análise por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE). A concentração de thiamethoxam sorvida ao solo foi calculada pela diferença entre a concentração inicial e a concentração do composto na fase aquosa após a

agitação e centrifugação, multiplicada pelo volume de solução e dividida pela massa de solo.

Os recipientes de coleta de água do efluente das colunas foram regularmente verificados para a quantificação do volume percolado e amostragem, para posterior análise em CLAE. Relacionando-se a concentração de thiamethoxam na amostra de água do efluente com o volume percolado, obteve-se a quantidade lixiviada, em relação ao total aplicado. Foi determinada também a concentração de carbono orgânico dissolvido nas amostras de água percoladas, em um analisador de carbono da Marca Elementar, modelo Vario TOC Cube.

Para determinação quantitativa do thiamethoxam, foi utilizado um sistema de CLAE, HP 1100, operando com detector de ultravioleta, com comprimento de onda de 255 nm. A coluna utilizada foi Waters Spherisorb ODS-2, 5 μm , 150x3,2 mm. A fase móvel foi acetonitrila/água milli-Q, na proporção 20/80, com fluxo de 0,3 mL min^{-1} e volume de injeção de 100 μL . Nessas condições, o tempo de retenção do thiamethoxam ficou em torno de 8,2 minutos. A quantificação da concentração do thiamethoxam foi realizada por comparação da área dos picos das amostras com a curva padrão de calibração. O limite de detecção do thiamethoxam foi de 0,03 mg L^{-1} .

Os resultados de sorção foram analisados com relação a sua adequação à isoterma de Freundlich (equação 1), que tem sido muito utilizada para estudos de sorção de moléculas orgânicas no solo, onde:

$$S = K_f C_e^{1/n} \quad (1)$$

em que: S é a concentração de equilíbrio do pesticida na fase sólida do solo (mg kg^{-1}); K_f é a constante de Freundlich [$(\text{mg kg}^{-1}) (\text{L mg}^{-1})^{1/n}$]; C_e é a concentração

de equilíbrio em solução (mg L^{-1}) e $1/n$ é a constante que expressa a linearidade da equação (GREEN; KARICKHOFF, 1990).

No local foi instalada uma estação meteorológica automática, para registrar dados de precipitação pluvial e temperatura do ar, dentre outros. Esses dados climáticos são apresentados no Gráfico 1, além da percolação média nas colunas, para o período de condução do experimento (maio a dezembro de 2010).

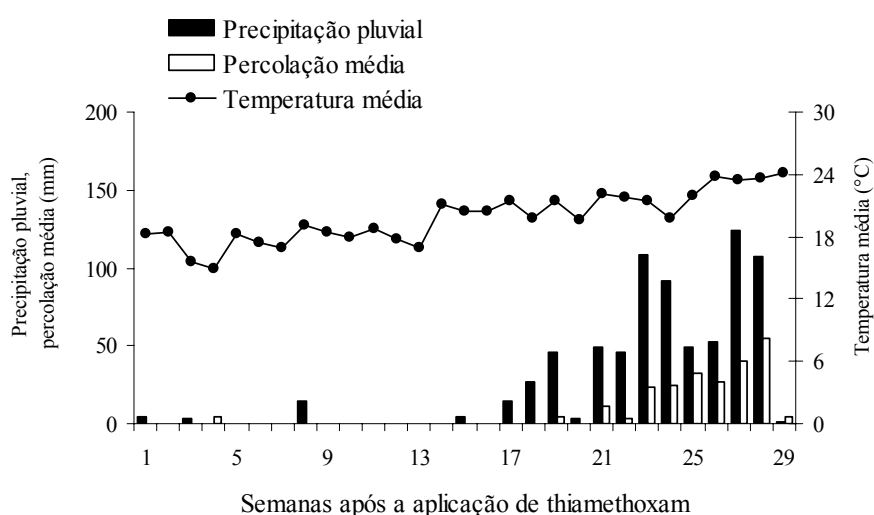


Gráfico 1 Precipitação pluvial, temperatura média e percolação média semanais, durante a condução do experimento

Os coeficientes de Freundlich para sorção e dessorção, teor de carbono orgânico dissolvido na água percolada e as quantidades de thiamethoxam lixiviadas foram submetidos à análise de variância e, para as variáveis que apresentaram diferenças significativas, foram ajustadas equações de regressão em função das doses de lodo de esgoto, para cada solo.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos para a sorção ajustaram-se bem à equação de Freundlich (Tabela 3), com os coeficientes de determinação (r^2) variando de 0,952 a 0,999. A sorção do thiamethoxam nos solos sem aplicação de lodo de esgoto foi maior no LVdf, comparativamente ao LVAd e PVAd em função dos maiores teores de matéria orgânica do mesmo (Tabela 2). Urzedo et al. (2006) avaliaram a sorção de thiamethoxam em hematita, goethita sintética e caulinita, minerais comuns de serem encontrados em solos tropicais e concluíram que esses minerais isoladamente não contribuem para a retenção do composto. Já Weber et al. (2009) estudaram a sorção de thiamethoxam em amostras de solo com remoção parcial da matéria orgânica e relataram que a fração mineral e a matéria orgânica recalcitrante remanescente após o processo de oxidação por peróxido de hidrogênio têm efeito preponderante na retenção do thiamethoxam.

Houve menor sorção de thiamethoxam nos Latossolos que receberam a maior dose de lodo, sendo esse efeito também verificado na dose D2 no LVdf. Já no Argissolo, a aplicação de lodo de esgoto afetou significativamente a sorção, resultando em maiores valores de K_f na dose D3. Nos Latossolos, solos mais intemperizados, com menores valores de K_i e K_r , (Tabela 1), parte da matéria orgânica adicionada interagiu com os óxidos de ferro e alumínio, neutralizando sítios de carga negativa na matéria orgânica e positiva na superfície dos óxidos. Assim, essa matéria orgânica teve menos influência na retenção do composto, por isso a menor sorção nas maiores doses de lodo de esgoto. Por outro lado, no PVAd o teor de óxidos de ferro e alumínio é muito menor, diminuindo esse tipo de neutralização da matéria orgânica, permitindo uma maior sorção de thiamethoxam em altas doses de lodo de esgoto. A matéria orgânica é a responsável pela retenção de pesticidas em solos (BRIGGS, 1981; CHIOU, 1990), porém deve-se lembrar que a interação das partículas minerais do solo

com a fração orgânica pode interferir na disponibilização de sítios de carga das moléculas orgânicas, reduzindo a afinidade dessas moléculas pelos pesticidas no solo.

Os coeficientes de sorção do thiamethoxam obtidos, especialmente nos Latossolos que receberam altas doses de lodo de esgoto e no Argissolo, na ausência de lodo de esgoto, indicam alta disponibilidade do composto na solução do solo em condições de campo. Isso é vantajoso em termos de absorção pelo sistema radicular e, conseqüentemente, maior controle contra o inseto praga, mas, por outro lado, a ocorrência de chuvas intensas poderá resultar em apreciável lixiviação do mesmo nesses solos.

Os valores do parâmetro $1/n$ (Tabela 3) para a sorção apresentaram comportamento diferenciado para os solos. Nos Latossolos, esses valores foram mais próximos de 1, e no Argissolo eles foram menores, principalmente nas doses mais elevadas de lodo, indicando a diminuição da disponibilidade de sítios de sorção em maiores concentrações de thiamethoxam na solução, o que se reflete em maior potencial de lixiviação, caso ocorram volumes significativos de chuvas pouco tempo depois da aplicação do produto.

As isotermas de dessorção também se ajustaram bem ao modelo de Freundlich, com valores de r^2 , a maioria, iguais a 1; valores semelhantes foram também relatados por Castro (2005). Os baixos valores de concentração inicial e, conseqüentemente, na concentração de equilíbrio durante a sorção representam menor dificuldade no ajuste do modelo, comparativamente aos dados de sorção; isso explica os altos valores de r^2 . Além disso, os valores de K_f foram muito maiores para a dessorção, indicando que, uma vez sorvido, o composto dificilmente retorna à solução do solo. Esse fenômeno, conhecido como histerese, geralmente é observado na sorção de agrotóxicos em solos e ocorre em função das diferentes forças envolvidas nos processos de sorção e dessorção de compostos no solo (FERNANDES et al., 2006).

Tabela 3 Valores da constante de Freundlich (K_f), coeficiente de linearidade ($1/n$) e coeficiente de determinação (r^2) para a sorção de thiamethoxam em amostras da camada superficial (0-0,2 m) de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) tratados com lodo de esgoto e cultivados com cafeeiro

Dose	Isoterma de sorção			Isoterma de dessorção		
	K_f^4	$1/n$	r^2	K_f^4	$1/n$	r^2
LVAd ¹						
D0	0,365b*	1,040	0,992	4,087a	1,008	1,000
D1	0,762a	0,994	0,999	3,944b	1,001	1,000
D2	0,678a	1,053	0,995	3,944b	0,999	0,997
D3	0,403b	0,995	0,997	4,048a	1,004	1,000
LVdf ²						
D0	0,975b	1,077	0,987	4,050a	1,000	1,000
D1	1,285a	0,972	0,999	3,871b	0,996	1,000
D2	0,376c	0,912	0,990	3,874b	1,004	1,000
D3	0,300c	0,870	0,976	3,874b	1,004	1,000
PVAd ³						
D0	0,256c	0,742	0,999	3,955a	1,005	1,000
D1	0,431b	0,642	0,965	3,986a	1,001	1,000
D2	0,478b	0,745	0,996	3,998a	1,002	1,000
D3	0,687a	0,565	0,952	3,973a	0,997	1,000

¹LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; ²LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; ³PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico; ⁴ K_f ($\text{mg}^{1-1/n} \text{L}^{1/n} \text{kg}^{-1}$); Médias seguidas pela mesma letra, no mesmo solo e diferentes doses, não diferem entre si, pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade

No Gráfico 2 são apresentadas as quantidades lixiviadas de thiamethoxam em função dos solos e das doses de lodo de esgoto. Para o LVAd, as quantidades lixiviadas seguiram um comportamento previsto em relação ao encontrado para a sorção, ou seja, lixiviações intermediárias nas doses 0 e 11 Mg ha^{-1} , com posterior aumento nas doses 22 e 44 Mg ha^{-1} . No PVAd houve maior quantidade lixiviada na dose 22 Mg ha^{-1} , sem diferenças entre as demais

doses. Já no LVdf não houve diferença significativa para as diferentes quantidades de lodo de esgoto aplicadas na quantidade de thiamethoxam lixiviada. Com base nos resultados obtidos, pode afirmar que a lixiviação de thiamethoxam, principalmente no LVAd e PVAd, parece ter sido influenciada pelo lodo de esgoto, mas de forma indireta, pela melhoria da infiltração de água, conforme relatado por Metzger e Yaron (1987). Como a molécula do thiamethoxam apresenta alta solubilidade em água ($4,1\text{g L}^{-1}$), é mais provável que, independente do comportamento sortivo demonstrado em condições de equilíbrio (ensaio de sorção e dessorção realizado em laboratório), a descida do composto no perfil de solo é mais influenciada pela ocorrência de lâminas elevadas de precipitação. Assim, em solos com maior condutividade hidráulica, que favorece um fluxo de água mais rápido, a frente de umedecimento leva consigo as moléculas do composto.

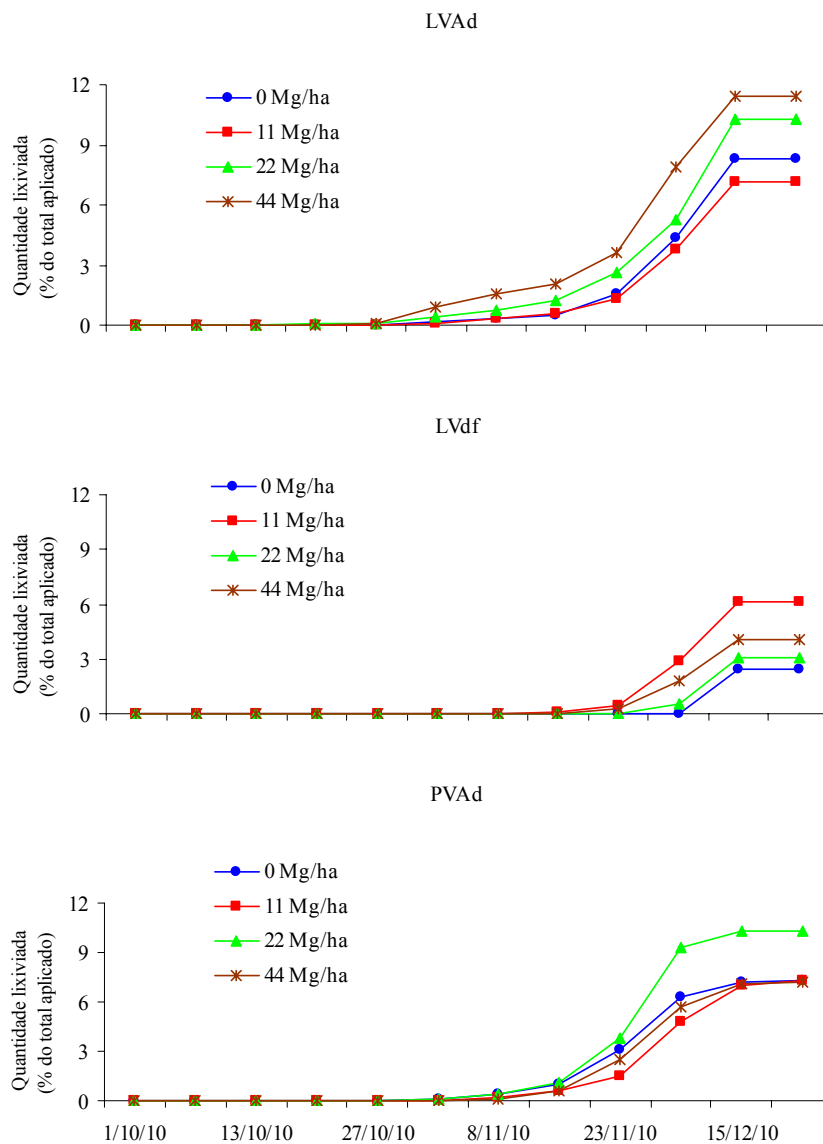


Gráfico 2 Quantidade acumulada de thiamethoxam no efluente de solos cultivados com café, sob efeito de doses de lodo de esgoto. LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico

As concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD) (Gráfico 3) não diferiram no LVdf e LVAd, apesar do aumento da quantidade de lodo de esgoto aplicada, e estiveram próximas de 10 mg L^{-1} . Já no PVAd, ocorreu um incremento do COD nas maiores doses de lodo, alcançando valores superiores à 30 mg L^{-1} de efluente das colunas. Esse comportamento é reflexo da mineralogia dos solos, pois os Latossolos apresentam maior teor de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, o que faz com que as moléculas orgânicas com carga negativa sejam retidas ao longo do perfil do solo (GOLDBERG; DAVIS; HEM, 1996).

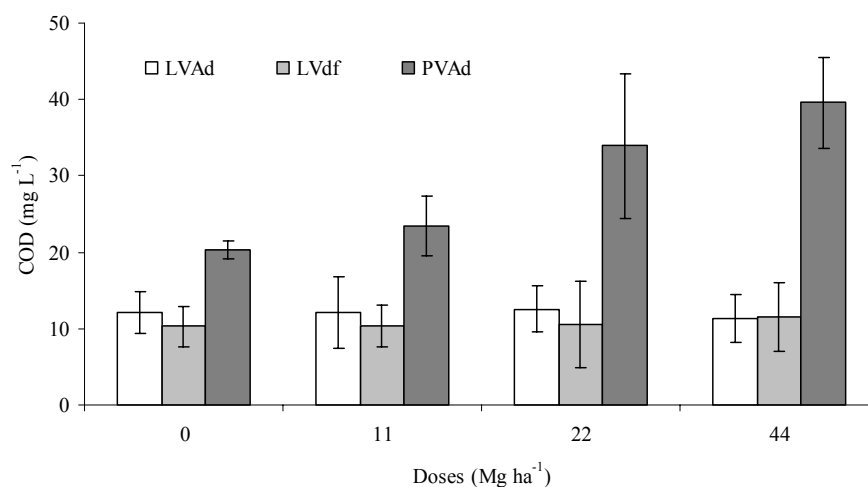


Gráfico 3 Concentração de carbono orgânico dissolvido (COD, média de 5 amostragens, com linhas de desvio padrão, $CV = 24,0\%$) no efluente de solos cultivados com café, sob efeito de doses de lodo de esgoto. LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico

No Gráfico 4 é apresentada a concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) versus a concentração de thiamethoxam. Não houve correlação significativa em nenhum dos três solos, o que descarta a possibilidade do COD ser responsável pelo transporte de thiamethoxam no perfil do solo. Para os Latossolos, essa constatação já era esperada, por não ter ocorrido diferenças entre as concentrações de COD. Porém, no PVAd, a concentração de COD aumentou juntamente com o aumento das doses de lodo aplicadas, mas a correlação com a concentração de thiamethoxam não foi significativa.

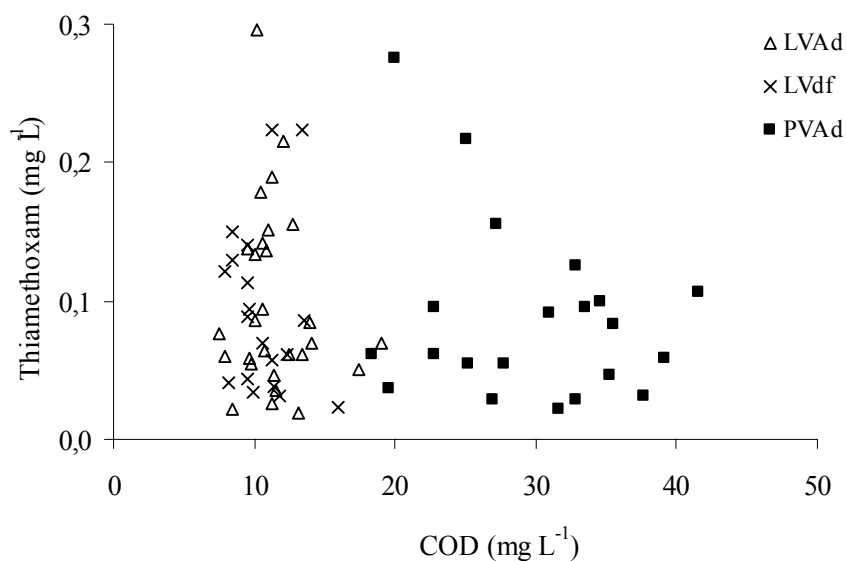


Gráfico 4 Relação entre carbono orgânico dissolvido (COD) e concentração de thiamethoxam na água em amostras de água percolada de lisímetros, sob efeito de doses de lodo de esgoto. LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico

Além de apresentar uma mobilidade elevada em condições normais de cultivo, o thiamethoxam pode ser mais móvel ainda em solos com histórico de uso de lodo de esgoto. Assim, o emprego de ambos, thiamethoxam e lodo de esgoto compostado, deve ser feito com conhecimento técnico e bom senso. Maiores cuidados no uso de lodo e thiamethoxam devem ser tomados nos solos de menor profundidade, de reduzidos teores de ferro, no caso dos latossolos e de argissolos.

Em relação ao desenvolvimento das mudas de café, durante 12 meses foram efetuadas avaliações mensais de altura, diâmetro do caule e número e ramos plagiotrópicos. Até a última avaliação (08 de fevereiro de 2011), não ocorreram diferenças estatísticas entre as doses de lodo aplicadas (Gráficos 6, 7 e 8).

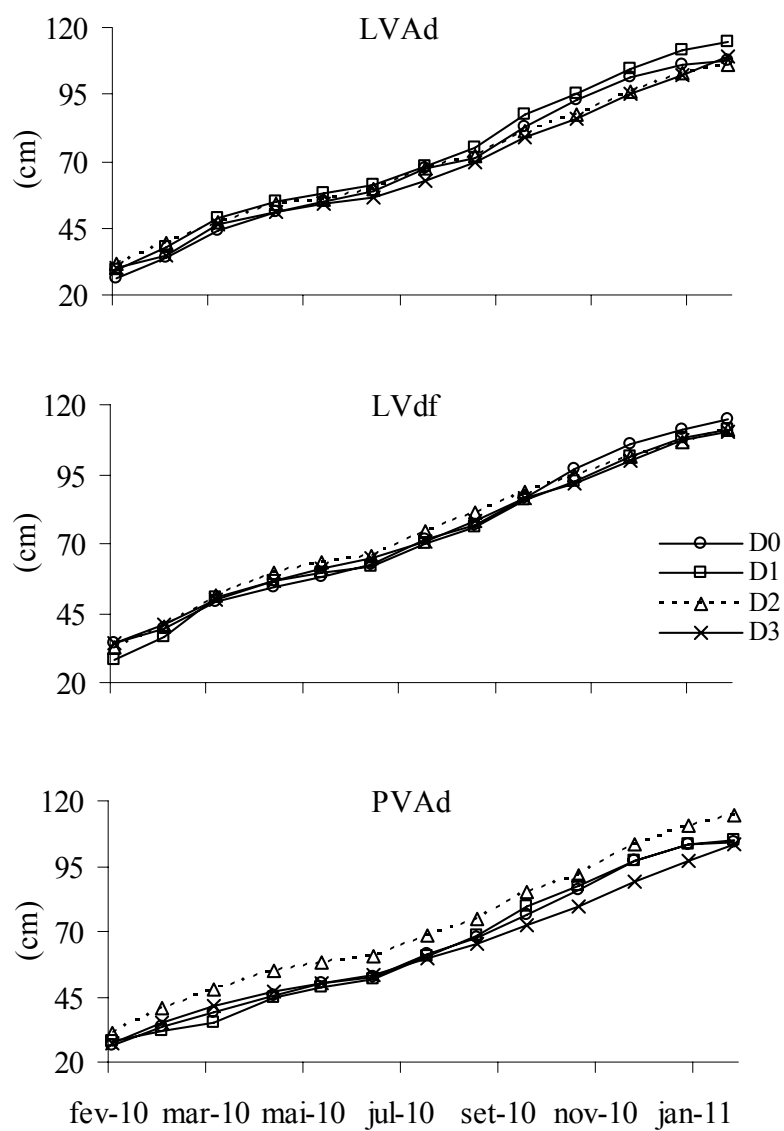


Gráfico 6 Crescimento em altura de mudas de café “Mundo Novo 379/19” em três solos distintos, sob efeito de doses de lodo de esgoto. LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico

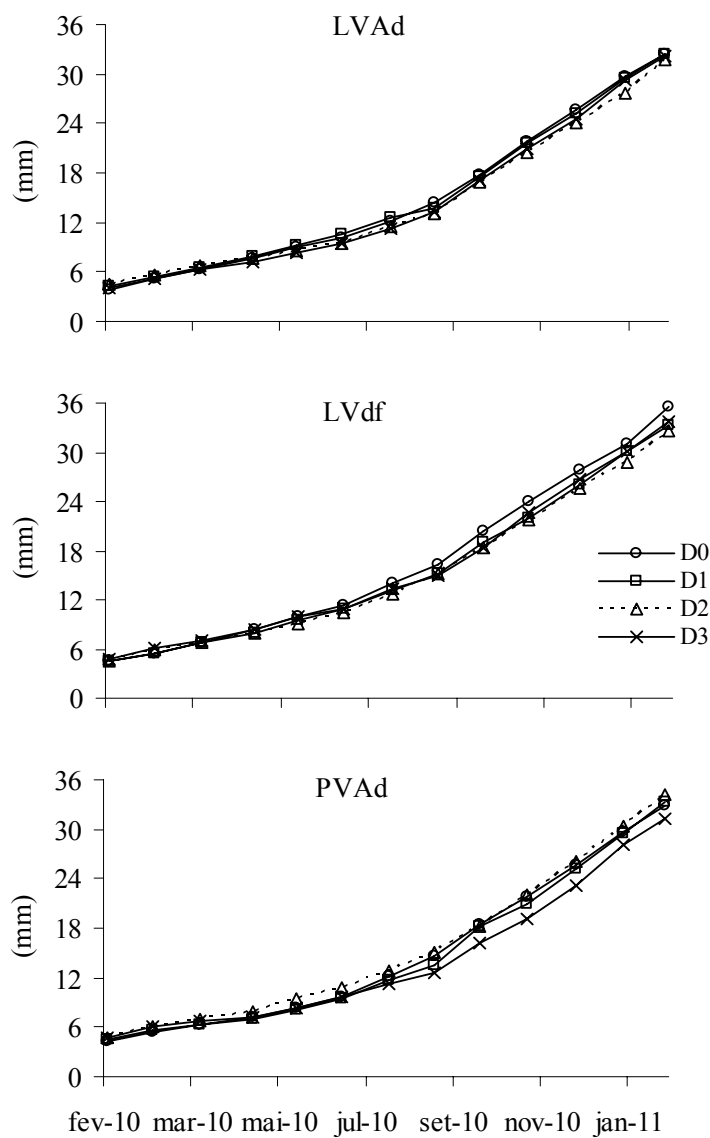


Gráfico 7 Crescimento em diâmetro de mudas de café “Mundo Novo 379/19” em três solos distintos, sob efeito de doses de lodo de esgoto. LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico

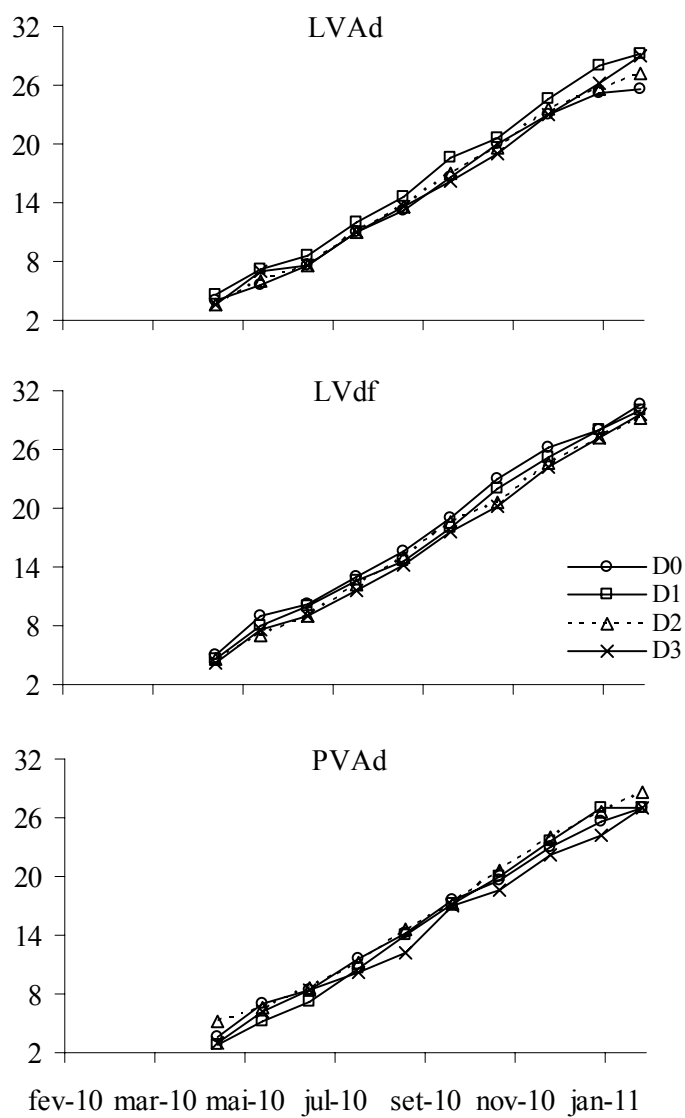


Gráfico 8 Número de ramos plagiotrópicos de mudas de café “Mundo Novo 379/19” em três solos distintos, sob efeito de doses de lodo de esgoto. LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico

Na Figura 1 são apresentadas algumas imagens das mudas de café em diferentes estágios de desenvolvimento, desde a formação das mudas até os 365 dias após o transplante, com detalhe para a aplicação de lodo de esgoto em abril de 2010.



Figura 1 Experimento em lisímetros com cafeeiros da variedade “Mundo Novo 379/19” em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, Latossolo Vermelho distroférico e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, sob efeito de doses de lodo de esgoto

4 CONCLUSÃO

Houve aumento da sorção de thiamethoxam no LVAd nas doses 11 e 22 e no LVdf na dose 11 Mg ha⁻¹. Já no PVAd a sorção foi maior nas amostras que receberam lodo de esgoto, sendo superior a todas as outras na dose 44 Mg ha⁻¹.

O thiamethoxam apresenta-se como um composto com alta mobilidade no solo, notadamente no LVAd e PVAd.

Não houve relação entre a concentração de carbono orgânico dissolvido e a concentração de thiamethoxam no efluente das colunas.

REFERÊNCIAS

AGGELIDES, S. M.; LONDRA, P. A. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and clay soil. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 71, n. 3, p. 253-259, Feb. 2000.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 25-35.

BRICEÑO, G.; PALMA, G.; DURAN, N. Influence of organic amendment on the biodegradation and movement of pesticides. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, Boca Raton, v. 37, n. 3, p. 233-271, May 2007.

BRIGGS, G. G. Theoretical and experimental relationship between soil adsorption, octanol-water partition coefficients, water solubilities, bioconcentration factors, and the parachor. **Journal of Agriculture and Food Chemistry**, Washington, v. 29, n. 5, p. 1050-1059, Sept./Oct. 1981.

CASTRO, N. R. A. **Sorção, degradação e lixiviação do inseticida thiamethoxam em Latossolo e Argissolo**. 2005. 161 p. Tese (Doutorado em Entomologia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2005.

CELLS, R.; BARRIUSO, E.; HOUOT, S. Sorption and desorption of atrazine by sludge-amended soil: dissolved organic matter effect. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, n. 6, p. 1348-1356, Nov./Dec. 1998.

CHIOU, C. T. Roles of organic matter, minerals, and moisture in sorption nonionic compounds and pesticides by soil. In: MAcCARTHY, P. et al. (Ed.). **Humic substances in soil and crop sciences: selected readings**. Madison: Soil Science Society of America, 1990. p. 111-160.

DEBOSZ, K. et al. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. **Applied and Soil and Ecology**, Amsterdam, v. 19, n. 3, p. 237-248, Mar. 2002.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura e Abastecimento, 1997. 212 p.

FERNANDES, M. C. et al. Organic amendments affecting sorption, leaching and dissipation of fungicides in soils. **Pest Management Science**, Sussex, v. 62, n. 12, p. 1207-1215, Dec. 2006.

GOLDBERG, S.; DAVIS, J. A.; HEM, J. D. The surface chemistry of aluminum oxides and hydroxides. In: SPOSITO, G. (Ed.). **The environmental chemistry of aluminum**. Boca Raton: CRC Press, 1996. p. 271-331.

GREEN, R. E.; KARICKHOFF, S. W. Sorption estimates for modeling. In: CHENG, H. H. et al. (Ed.). **Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modeling**. Madison: Soil Science Society of America, 1990. p. 79-101.

HIGASHIKAWA, F. S.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W. Chemical and physical properties of organic residues. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, n. 5, p. 1743-1752, Sept./Oct. 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Manual de testes para a avaliação da ecotoxicidade de agentes químicos**. Brasília: IBAMA, 1990. 351 p.

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

MELO, W. J. et al. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre as frações da matéria orgânica e CTC de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 18, n. 3, p. 449-455, mar./abr. 1994.

METZGER, L.; YARON, B. Influence of sludge organic matter on soil physical properties. In: STEWART, B. A. (Ed.). **Advances in soil science**. Boca Raton: CRC Press, 1987. p. 141-163.

PAGLIAI, M. et al. Effects of sewage sludge and composts on soil porosity and aggregation. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 10, n. 4, p. 556-561, Oct./Dec. 1981.

RICCI, A. B.; PADOVANI, V. C. R.; PAULA JÚNIOR, D. R. Uso de lodo de esgoto estabilizado em um solo decapitado: II - atributos químicos e revegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, n. 2, p. 543-551, mar./abr. 2010.

URZEDO, A. P. F. M. et al. Sorção do inseticida tiametoxam em amostras de solos da região de Lavras-MG. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 16, p. 71-80, 2006.

WEBER, O. L. S. et al. Sorção do inseticida tiametoxam nas frações orgânica e mineral de um Latossolo Amarelo. **Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 9, p. 2259-2262, 2009. Disponível em:
<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422009000900003&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 12 dez. 2010.

ANEXOS

Tabela 1A Teores foliares de macronutrientes (g kg^{-1}) em folhas de feijoeiro, na época do florescimento, sob efeito de doses de lodo de esgoto

Doses (Mg ha^{-1})	LVAd	LVdf	PVAd
	Nitrogênio		
Controle	28,0C*	28,7D	32,0C
0	34,0B	36,7C	37,7B
11	42,7A	43,7B	40,7B
22	47,0A	50,0A	49,0A
44	48,0A	48,7A	50,7A
	Fósforo		
Controle	4,0B	3,8B	3,9A
0	4,7A	3,9B	4,4A
11	5,1A	4,3B	4,4A
22	4,8A	4,3B	4,6A
44	4,9A	5,3A	4,3A
	Potássio		
Controle	12,0A	11,5A	12,6A
0	12,4A	13,6A	12,0A
11	13,0A	12,4A	11,3A
22	11,3A	10,9A	13,0A
44	12,6A	11,1A	12,0A
	Cálcio		
Controle	38,0A	33,4A	37,8A
0	30,8A	32,9A	26,6B
11	32,7A	33,2A	35,6A
22	33,2A	35,6A	30,3B
44	15,8B	18,8B	22,8B
	Magnésio		
Controle	0,5B	0,5B	0,5B
0	0,5B	0,5B	0,5B
11	0,7A	0,6B	0,7A
22	0,7A	0,8A	0,7A
44	0,4B	0,5B	0,6B
	Enxofre		
Controle	4,5A	5,6A	5,4A
0	4,9A	5,0A	5,6A
11	5,5A	4,9A	6,0A
22	4,8A	5,4A	5,2A
44	4,8A	4,4A	4,8A

LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico. * Médias seguidas pela mesma letra, no mesmo solo e diferentes doses, não diferem entre si, pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade

Tabela 2A Teores foliares de micronutrientes (mg kg^{-1}) em folhas de feijoeiro, na época do florescimento, sob efeito de doses de lodo de esgoto

Doses (Mg ha^{-1})	LVAd	LVdf	PVAd
Controle	45A*	38A	48A
0	34B	41A	34B
11	31B	38A	32B
22	36B	34B	33B
44	38B	30B	37B
Cobre			
Controle	11B	16A	10A
0	11B	12A	10A
11	13B	15A	11A
22	11B	14A	11A
44	17A	13A	14A
Ferro			
Controle	294B	284A	241A
0	259B	274A	221A
11	242B	249A	277A
22	267B	343A	211A
44	450A	191A	203A
Manganês			
Controle	136B	120A	49B
0	197B	123A	63B
11	403A	157A	83A
22	445A	220A	91A
44	453A	158A	101A
Zinco			
Controle	42B	40B	99C
0	98B	59B	168A
11	121B	90B	200A
22	165A	132A	207A
44	203A	164A	201A

LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico. Médias seguidas pela mesma letra, no mesmo solo e diferentes doses, não diferem entre si, pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade

Tabela 3A Teores foliares de macronutrientes (g kg^{-1}) em folhas de milho, na época do pendoamento, sob efeito de doses de lodo de esgoto

Doses (Mg ha^{-1})	LVAd	LVdf	PVAd
	Nitrogênio		
Controle	13,0B*	15,0C	13,0B
0	23,0A	25,3A	22,3A
11	19,3A	23,3A	15,7B
22	14,3B	20,7B	17,3B
44	16,7B	19,3B	16,0B
	Fósforo		
Controle	4,6A	3,9A	3,3A
0	4,4A	3,8A	4,0A
11	4,9A	3,7A	3,0A
22	4,7A	3,6A	3,4A
44	4,0A	3,4A	3,5A
	Potássio		
Controle	14,5A	13,0A	15,3A
0	16,5A	11,7A	17,0A
11	12,3A	13,7A	13,7A
22	15,3A	12,7A	15,0A
44	14,0A	12,7A	15,0A
	Cálcio		
Controle	8,3A	7,9A	8,0A
0	7,8A	7,7A	7,1A
11	9,0A	6,0A	5,5A
22	5,1B	6,5A	5,9A
44	4,8B	6,6A	5,2A
	Magnésio		
Controle	1,3B	2,9A	1,5A
0	1,6B	3,4A	1,9A
11	2,6A	2,7A	1,8A
22	1,0B	2,3A	1,7A
44	0,8B	2,3A	1,4A
	Enxofre		
Controle	2,1A	2,4A	2,0A
0	3,3A	2,5A	2,7A
11	2,7A	2,6A	2,9A
22	2,6A	2,5A	2,7A
44	2,2A	2,4A	2,3A

LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico. Médias seguidas pela mesma letra, no mesmo solo e diferentes doses, não diferem entre si, pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade

Tabela 4A Teores foliares de micronutrientes (mg kg^{-1}) em folhas de milho na época do pendoamento sob efeito de doses de lodo de esgoto

Doses (Mg ha^{-1})	LVAd	LVdf	PVAd
	Boro		
Controle	7A*	7B	10A
0	10A	12A	12A
11	10A	13A	9A
22	8A	11A	10A
44	8A	13A	10A
Cobre			
Controle	8A	12A	6A
0	10A	12A	8A
11	8A	14A	6A
22	7A	9A	9A
44	9A	9A	6A
Ferro			
Controle	113B	120A	121A
0	133A	130A	129A
11	106B	116A	106A
22	100B	106A	126A
44	110B	113A	101A
Manganês			
Controle	50B	50A	13A
0	77A	76A	24A
11	101A	66A	19A
22	54B	60A	29A
44	55B	56A	26A
Zinco			
Controle	20A	20A	90A
0	39A	24A	157A
11	34A	29A	97A
22	29A	30A	190A
44	39A	44A	114A

LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico. Médias seguidas pela mesma letra, no mesmo solo e diferentes doses, não diferem entre si, pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade

Tabela 5A Lixiviação de nitrato (equivalente em kg ha^{-1}) em solos sob efeito de doses de lodo de esgoto, cultivados com feijoeiro e milho

Doses (Mg ha^{-1})	LVAd	LVdf	PVAd
Controle	13,1C	8,4A	25,5D
0	53,0B	15,6A	109,7C
11	51,3B	14,7A	117,4C
22	64,8B	15,6A	218,0B
44	237,9A	23,4A	361,6A

LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico. *Médias seguidas pela mesma letra, no mesmo solo e diferentes doses, não diferem entre si, pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade

Tabela 6A Produtividade de grãos de feijão e milho (kg ha^{-1}) em solos sob efeito de doses de lodo de esgoto

Doses (Mg ha^{-1})	LVAd	LVdf	PVAd
	Feijoeiro		
Controle	3541B	3048C	2464B
0	3896A	4132B	3602A
11	3959A	4972A	4005A
22	4197A	5107A	4016A
44	3632B	4313B	2953B
Milho			
Controle	9041B	8817B	6325B
0	10710A	11074A	10083A
11	11872A	11272A	9855A
22	9895A	10624A	9811A
44	10036A	10658A	7194B

LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf: Latossolo Vermelho distroférico; PVAd: Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico. *Médias seguidas pela mesma letra, no mesmo solo e diferentes doses, não diferem entre si, pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade