



ALISSON LUCRÉCIO DA COSTA

**LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO, FÓSFORO E
TIAMETOXAM EM SOLOS TRATADOS COM
LODO DE ESGOTO E ÁGUA RESIDUÁRIA DE
SUINOCULTURA**

LAVRAS – MG

2012

ALISSON LUCRÉCIO DA COSTA

**LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO, FÓSFORO E TIAMETOXAM EM
SOLOS TRATADOS COM LODO DE ESGOTO E ÁGUA RESIDUÁRIA
DE SUINOCULTURA**

Dissertação 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 obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. José Maria de Lima

LAVRAS – MG

2012

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

Costa, Alisson Lucrécio da.

Lixiviação de nitrogênio, fósforo e tiametoxam em solos tratados
com lodo de esgoto e água residuária de suinocultura / Alisson
Lucrécio da Costa . – Lavras : UFLA, 2012.

98 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2012.

Orientador: José Maria de Lima.

Bibliografia.

1. Resíduos orgânicos. 2. Amônio. 3. Nitrato. 4. Fosfato. 5.
Sorção. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 631.869

ALISSON LUCRÉCIO DA COSTA

**LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO, FÓSFORO E TIAMETOXAM EM
SOLOS TRATADOS COM LODO DE ESGOTO E ÁGUA RESIDUÁRIA
DE SUINOCULTURA**

Dissertação 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 obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 27 de julho de 2012.

Dr. Carlos Alberto Silva UFLA

Dr. Renê Luís de Oliveira Rigitano UFLA

Dr. José Maria de Lima
Orientador

LAVRAS – MG

2012

*A Deus,
Por ter me permitido vencer mais esta etapa da vida.
Aos meus pais Nicola e Leila,
pelo apoio, educação e exemplo de vida.*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Departamento de Ciência do Solo (DCS), pela oportunidade de realização do Mestrado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa; à Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo suporte financeiro que possibilitou a realização desta pesquisa.

Ao Prof. Dr. José Maria de Lima, pela orientação desde a iniciação científica, pela confiança, amizade, pelo incentivo e por todas as valiosas oportunidades, de fundamental importância na minha formação acadêmica e profissional.

Ao Prof. Dr. Carlos Alberto Silva, pelos ensinamentos, sugestões, correções, críticas sinceras e importantes, durante esses dois anos de convivência e pela participação da banca examinadora.

Ao Prof. Dr. Renê Luís de Oliveira Rigitano, pela ajuda imprescindível nas análises, pelos ensinamentos, sugestões, correções, críticas sinceras e importantes durante esses dois anos de convivência e pela participação da banca examinadora.

Aos professores do DCS/UFLA, pelo conhecimento transmitido durante o Curso de Mestrado.

Aos funcionários do DCS/UFLA, especialmente: Carlos (Carlinhos), José Roberto (Pezão), Márcio, Humberto, Cristina, Dirce e Cleuza pelo auxílio valioso nas atividades.

Ao funcionário do DEN/UFLA Anderson, pela importante cooperação e ajuda nas análises.

Aos estudantes de graduação Manoel e Emmeline, pela participação indispensável na condução dos experimentos e nas análises.

Aos colegas e amigos do laboratório de Conservação do Solo da UFLA, pelo convívio e amizade durante esses dois anos de curso.

Aos colegas da pós-graduação, especialmente: Vitória, Bárbara, Samara Andrade, Bruno, Carla, Teotônio, Franciane, Adriana, Paula, Nilma, Gabriela, Maykon e Fabrício, pelo agradável convívio.

Aos meus amigos Renato, Silvana e Bethânia, pelo apoio nos momentos difíceis.

Aos meus pais Nicola e Leila, meus irmãos Alessandra e Alexandre, pela paciência, amor e por sempre estarem ao meu lado.

À minha namorada Samara Barbosa, por todo incentivo, carinho e atenção, que me fazem sentir tão bem.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

RESUMO

A aplicação de resíduos como lodo de esgoto (LE) e água residuária de suinocultura (ARS) em solos representa, dentre outras vantagens, a ciclagem de nutrientes presentes nesses resíduos, uma forma adequada destinação e a diminuição nos custos de produção com fertilizantes minerais. Uma vez aplicados no solo, poderá ocorrer a lixiviação de constituintes desses resíduos e, conseqüentemente, a contaminação do subsolo e água, dependendo da classe de solo que recebe esses resíduos. Além disso, caso as aplicações desses resíduos ocorram juntamente com pesticidas, a matéria orgânica presente neles pode interferir na sorção e mesmo aumentar o carreamento de pesticidas no perfil do solo. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a lixiviação de amônio, nitrato e fosfato em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd), com ou sem tratamento com lodo de esgoto (LE) e com aplicação de água residuária de suinocultura (ARS), bem como água deionizada (AD) ou solução iônica (SI). Também teve como objetivo avaliar o efeito desses tratamentos na sorção e lixiviação do tiametoxam nesses solos. O experimento de lixiviação foi montado em colunas com amostras dos solos, as quais foram feitas de tubos de PVC com 10 cm de diâmetro e 100 cm de comprimento, adaptadas a fim de permitir a saída da solução lixiviada. O preenchimento das colunas foi feito a partir da base, com amostras secas ao ar e peneiradas, respeitando-se as camadas do perfil. Adicionou-se calcário na camada de 0-20 cm, conforme o tipo de solo, e também 4 L de água deionizada em cada uma das colunas, para umedecimento inicial. Após 15 dias foi aplicado 0,86 mg de tiametoxam e 1 L de ARS, AD ou SI na superfície das colunas. Este procedimento foi repetido por mais 9 vezes em intervalos de 7 dias entre cada aplicação. As soluções de AD e SI foram utilizadas como parâmetros de comparação com a ARS. O lixiviado foi coletado e determinaram-se as concentrações de amônio, nitrato e fosfato por cromatografia iônica e as de tiametoxam por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE). O experimento de sorção foi realizado pelo método padrão de equilíbrio em lote, em amostras da camada 0-20 cm dos solos tratados, com posterior quantificação do tiametoxam por CLAE. A aplicação de LE não tem efeito expressivo na lixiviação de amônio e nitrato. Já a adição de ARS não afetou a concentração de amônio no lixiviado, porém, aumentou a concentração de nitrato, ao longo das aplicações. As colunas contendo amostras do solo PVAd apresentaram menores perdas de nitrato e amônio que aquelas contendo material de LVdf e LVAd. Não houve efeito na lixiviação de fosfato com aplicação de LE ou ARS em nenhum dos solos. A aplicação de LE não alterou a sorção de tiametoxam nos solos

estudados. Porém, a aplicação de ARS reduziu a sorção do pesticida para os solos LVAd e PVAd. A interação LE e ARS reduziu a sorção para os três solos estudados. A lixiviação de tiametoxam aumentou com a aplicação de LE e ARS nos solos LVAd e PVAd. Em relação ao solo LVdf seu elevado teor de matéria orgânica, óxidos de ferro e alumínio, no perfil do solo, contribuíram para uma menor lixiviação do tiametoxam.

Palavras-Chave: Resíduos orgânicos. Amônio. Nitrato. Fosfato. Sorção.

ABSTRACT

The application of sewage sludge (SS) and swine wastewater (SW) in soils allows the cycling of nutrients, which are present in these wastes, and represents a cheaper way of disposing these wastes, reducing costs with mineral fertilization and avoiding more expensive ways of disposing them. Once applied to the soil, it may cause leaching of waste constituents, thus leading to contamination of soil and underground water, depending on the kind of soil that receives the waste. Furthermore, if pesticides are applied in soils that received these waste materials, organic matter present in the waste can interfere with the sorption and even increase leaching of pesticide in the soil profile. Therefore, the objective of this study was to evaluate leaching of ammonium, nitrate and phosphate in dystrophic Red-Yellow Latosol (LVAd), dystroferric Red Latosol (LVdf), and dystrophic Red-Yellow Argisol (PVAd), with or without treatment with SS and SW, as well as deionized water (DW) or ionic solution (IS). The AD and SI solutions were used as comparison for comparison purposes with ARS. It also evaluated the effect of these treatments on sorption and leaching of thiamethoxam in these soils. The leaching experiment was done using soil columns, which were made of PVC tubes with 10-cm diameter and 100-cm long, with a bottom device to collect the leaching solution. The columns were packed from base, with air dried and sieved samples, keeping the sequence of layers of the soil profile. Limestone was added to the 0-20 cm layer, and 4 L of deionized water was applied in each column to promote the initial wetting of soil. After 15 days, 0.86 mg of thiamethoxam and 1 L of SW, AD or IS were applied to the column surface. Then, 1 L of these solutions was applied once a week, for nine weeks. The leachate was collected and analyzed for concentrations of ammonium, nitrate and phosphate, by ion chromatography, and thiamethoxam, by high performance liquid chromatography (HPLC). The sorption of thiamethoxam was measured by the standard batch equilibrium method, in the samples of 0 to 20 cm layer of soil. The SS application has no effect on the leaching of ammonium and nitrate. The SW did not affect the ammonium concentration in the leachate, but it increase the nitrate concentration over the applications. The columns containing PVAd samples had lower losses of nitrate and ammonium than those containing LVdf and LVAd. There was no effect on leaching of phosphate with SS or SW in any soil. The SS application did not change the thiamethoxam sorption in soils. However, the application of SW reduced pesticide sorption in LVAd and PVAd. When applied together, SS and SW reduced the sorption of thiamethoxam for the three soils, and leaching of thiamethoxam increased in LVAd and PVAd. As related to LVdf, their higher content of organic matter contributed to a lower leaching of thiamethoxam.

Keywords: Organic waste. Ammonia. Nitrate. Phosphate. Sorption.

SUMÁRIO

	PRIMEIRA PARTE	11
1	INTRODUÇÃO	11
2	REFERENCIAL TEÓRICO	13
2.1	A geração de lodo de esgoto e efluente de suinocultura e sua utilização na agricultura	13
2.2	Dinâmica do nitrogênio e fósforo quando provindos de resíduos orgânicos aplicados ao solo	16
2.3	Comportamento ambiental de pesticidas	23
2.4	Efeito do lodo de esgoto e água residuária de suinocultura no comportamento de pesticidas em solos	25
2.5	Inseticida tiametoxam	29
	REFERÊNCIAS	31
	SEGUNDA PARTE - ARTIGOS	41
	ARTIGO 1 Lixiviação de nitrogênio e fósforo em solos tratados com lodo de esgoto e água residuária de suinocultura	41
1	INTRODUÇÃO	43
2	MATERIAL E MÉTODOS	46
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
4	CONCLUSÕES	65
	REFERÊNCIAS	66
	ARTIGO 2 Lixiviação de tiametoxam em solos tratados com lodo de esgoto e água residuária de suinocultura	70
1	INTRODUÇÃO	73
2	MATERIAL E MÉTODOS	75
2.1	Isotermas de sorção do tiametoxam	80
2.2	Ensaio de lixiviação do tiametoxam	80
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	83
3.1	Isotermas de sorção do tiametoxam	83
3.2	Lixiviação do tiametoxam em colunas	91
4	CONCLUSÕES	94
	REFERÊNCIAS	96

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO

O crescimento dos centros urbanos e industrial aumentou, dentre outros problemas ambientais, a poluição dos cursos d'água pela eliminação de esgotos não tratados. A poluição dos cursos d'água por esses resíduos é preocupante para os órgãos ambientais. Deste modo, algumas medidas de tratamento de esgoto foram criadas para diminuir a poluição de solos e dos recursos hídricos. Entretanto, o tratamento de esgotos gera outros resíduos, que necessitam de uma adequada disposição para que não se tornem outros contaminantes ambientais.

Do mesmo modo, as suinoculturas geram grandes quantidades de resíduos, que, em razão de sua inadequada disposição, tem também ocasionado a contaminação dos cursos d'água. Essa contaminação pela atividade suinícola é uma ameaça à sua estabilidade econômica, necessitando de medidas que controlem a poluição, principalmente, nas regiões de maior concentração dessa atividade.

A disposição de diversos tipos de resíduos nos solos agrícolas tem sido proposta como uma medida mitigativa para diminuir a poluição e oferecer uma adequada destinação aos resíduos. Deste modo, considerando que a geração de resíduos é por si só um problema, o reaproveitamento deles contribui muito para aliviar a pressão sobre o meio ambiente. Além disso, a produção constante e crescente de lodo de esgoto (LE) e água residuária de suinocultura (ARS), aliada ao seu baixo custo de obtenção, torna-os atrativos para uso na agricultura.

Entretanto, esses resíduos podem apresentar o desbalanço de nutrientes, organismos patogênicos, elevadas concentrações de sais solúveis e elementos-traços. Com isso, a aplicação contínua de LE e ARS pode contaminar as águas subterrâneas, os rios, por meio de nitrato e elementos-traços (ANDRADE;

MATTIAZZO, 2000; BASSO et al., 2005; BERTONCINI; MATTIAZZO, 1999; BETTIOL; CAMARGO, 2006; CERETTA et al., 2005; DYNIA; SOUZA; BOEIRA, 2006). Além disso, esses resíduos podem também alterar o comportamento ambiental de outros compostos orgânicos aplicados na agricultura, tais como os pesticidas (CELLS; BARRIUSO; HOUOT, 1998a).

A contaminação de solos, rios e nascentes por resíduos de pesticidas pode resultar em desequilíbrios biológicos, intoxicações ao homem e aos demais seres vivos. O número de moléculas de pesticidas detectados em ecossistemas como poluentes, tem aumentado com o uso deles na agricultura, preocupando os órgãos ambientais.

O inseticida tiametoxam é um desses produtos. Ele pertence à classe dos neonicotinoides e foi introduzido no Brasil para o controle de pragas em várias culturas, especialmente do cafeeiro. A aplicação desse pesticida no solo controla os insetos-praga da parte aérea, como é o caso do bicho-mineiro em folhas de cafeeiro. O uso desse pesticida nas lavouras cafeeiras vem aumentando rapidamente, com isso, aumenta-se o risco de contaminação de água subterrânea, pois sua molécula possui baixa retenção pelas partículas do solo (URZEDO et al., 2006).

Assim, visando diminuir os possíveis impactos ambientais, faz-se indispensável avaliar a lixiviação de componentes do LE e ARS, bem como compreender como o comportamento do tiametoxam no solo é afetado por esses resíduos. Diante desta problemática, um dos objetivos deste trabalho foi avaliar a lixiviação de amônio, nitrato e fosfato em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd), com ou sem tratamento com lodo de esgoto (LE) e com aplicação de água residuária de suinocultura (ARS), bem como água deionizada (AD) ou solução iônica (SI). O outro objetivo foi avaliar o efeito desses tratamentos na sorção e lixiviação do tiametoxam nesses solos.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1A geração de lodo de esgoto e efluente de suinocultura e sua utilização na agricultura

Os sistemas de tratamento de esgoto e seus respectivos estágios geram lodos com características e quantidades variáveis. 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).

O estudo relativo do destino do lodo gerado em uma estação de tratamento de esgoto depende das quantidades e características do lodo produzido (ALEM SOBRINHO, 2000). Existem várias alternativas de descarte para o lodo de esgoto (LE), como lançamento em alto mar, incineração, deposição em aterros sanitários e descarte em solo (BETTIOL; CAMARGO, 2006; PEDROZA et al., 2003).

O descarte do LE no solo para fins agrícola e florestal apresenta-se como uma das alternativas mais convenientes, pois o LE é rico em matéria orgânica e em alguns nutrientes para as plantas. O uso agrícola do LE se destaca por reduzir a pressão sobre a exploração dos recursos naturais para a produção de fertilizantes e os custos decorrentes dos insumos agrícolas nos sistemas produtivos. Além disso, diminui o impacto ambiental causado, na medida em

que dispensa a adoção de outras opções de destino para esse resíduo (BETTIOL; CAMARGO, 2006).

O aumento do teor de matéria orgânica do solo, promovido pela aplicação de LE, é um efeito positivo, devido à influência em inúmeros atributos do solo, como a capacidade de troca de cátions (MELO et al., 1994). 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).

No entanto, dependendo da origem, o LE pode apresentar características que limitam a sua utilização na agricultura, com destaque para a presença de elementos-traços, principalmente Cd, Pb, Zn, Cu, Cr e Ni, e organismos patogênicos ao homem e aos animais, atributos que devem ser olhados com muito cuidado (BETTIOL; CAMARGO, 2006). A contínua aplicação do LE contaminado com elementos-traços pode aumentar a concentração desses elementos no solo, com sérios riscos de sua entrada na cadeia alimentar (SILVA et al., 2003). Estes elementos-traços, uma vez disponíveis na solução do solo, podem ser lixiviados e contaminar as camadas subsuperficiais do solo e águas subterrâneas (BERTONCINI; MATTIAZZO, 1999).

A adoção da prática de uso dos solos agrícolas como meio para a deposição do esgoto ou do LE tem sido frequente em muitos países. No Brasil não é difundida esta prática, porque ainda são poucas as cidades dotadas de estações de tratamento de esgotos, mas este número vem crescendo consideravelmente (BETTIOL; CAMARGO, 2006).

A suinocultura representa uma atividade de reconhecida importância econômica e social para o Brasil com faturamento no ano de 2010 de R\$ 8,6 bilhões. A região sul é responsável por 47,9% do rebanho nacional, que foi de cerca de 39 milhões de cabeças no ano de 2010. O abate de suíno foi de 32,5 milhões de cabeças, no ano de 2010, representando um incremento de 5,1% da

produção em relação ao ano de 2009, atingindo uma produção de 3 milhões de toneladas de carne suína. A Região Sul do Brasil sedia os maiores grupos empresariais e cooperativos brasileiros da suinocultura e responde por 65,4% (Santa Catarina com 26,9%; Rio Grande do Sul com 21,9%; e Paraná com 16,6%) dos suínos abatidos no país sob inspeção federal (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2010a, 2010b, 2011). As condições gerais da cadeia produtiva de suínos no Brasil sinalizam para um grande potencial de crescimento.

A realidade brasileira envolvendo os aspectos ambientais da suinocultura tem sido item de maior preocupação nos estados do Sul do Brasil, fruto de uma maior concentração da atividade. Atualmente, é preocupante um incremento da suinocultura nos estados do sul, já que essa atividade se dá sobre biomas sensíveis e altamente impactados. O modelo adotado, criação intensiva e em confinamento, concentra grande número de animais em áreas reduzidas, o que aumenta ainda mais os riscos de contaminação ambiental.

A suinocultura é uma atividade de grande potencial poluidor, por produzir grandes quantidades de resíduos com altas cargas de nutrientes (por exemplo: fósforo e nitrogênio), matéria orgânica, sedimentos, patógenos, elementos-traços (por exemplo: cobre e zinco utilizados nas rações como promotores de crescimento), hormônios e antibióticos (KUNZ; PALHARES, 2004).

O descarte de dejetos líquidos de suínos, sucessivamente, ao longo dos anos nas mesmas áreas, pode causar sérios problemas como a contaminação de águas subsuperficiais e rios com nitrato e fósforo (BASSO et al., 2005; BERWANGER, 2006; CERETTA et al., 2005). Outro problema é a possibilidade de contaminação do solo e da água devido à alta concentração de elementos-traço como Zn e Cu (BASSO et al., 2005; CERETTA et al., 2005; MATTIAS, 2006).

Atualmente, o manejo mais comum aplicado aos efluentes produzidos pela suinocultura consiste no armazenamento dos dejetos em esterqueiras, eventualmente seguido de lagoas de estabilização, e posterior aplicação no solo. Apesar de essas lagoas possibilitarem uma remoção razoável de material orgânico, o nitrogênio permanece no efluente em concentrações bastante elevadas, necessitando de um pós-tratamento para atender aos padrões de emissão de água residuária previstos na legislação ambiental brasileira (KUNZ; PALHARES, 2004).

A utilização de águas residuárias de suinocultura (ARS) em lavouras, como fertilizante ou forma de descarte, é uma prática rotineira e, às vezes, constitui-se na única fonte de nutrientes à cultura, sendo esta a forma de amenizar os custos de produção, visando o aumento do lucro (BERWANGER, 2006; MAGGI et al., 2011). Segundo Freitas et al. (2004), a disposição de água residuária de animais no solo é muito utilizada, principalmente na Europa e nos Estados Unidos, para fertilização de solos cultivados. Sua aplicação ao solo representa uma destinação adequada para a água residuária e permite baixar custos com a seu descarte final, além de proporcionar a melhoria da fertilidade do solo (MAGGI et al., 2011). No Brasil, a ARS tem sido muito usada na fertirrigação de culturas exploradas em regiões produtoras de suínos e bovinos, criados em sistema de confinamento (FREITAS et al., 2004).

2.2 Dinâmica do nitrogênio e fósforo quando provindos de resíduos orgânicos aplicados ao solo

Os resíduos orgânicos, quando incorporados aos solos, liberam carbono, nitrogênio e outros componentes, dos quais, parte retorna à atmosfera na forma de gases (CO_2 , NH_3 etc.), parte é imobilizada pelos microorganismos decompositores; parte permanece na forma prontamente disponível para as plantas e o restante é direcionado à produção de substâncias húmicas ou perdido

por lixiviação (STEVENSON, 1985).

O nitrogênio (N) é encontrado no solo, predominantemente, na forma orgânica, sendo que apenas uma pequena parcela é encontrada na forma inorgânica. Esse nutriente, presente no LE e ARS, merece extremo cuidado quanto à concentração e forma de aplicação no solo, devido à sua baixa retenção e alta mobilidade. As formas do nitrogênio devem ser levadas em consideração para uma aplicação segura, assim como os seus processos de transformação no solo.

No solo, o amônio (NH_4^+) é transformado em nitrato (NO_3^-) por meio de reações mediadas por microrganismos (BAR-YOSEF, 1991). A nitrificação é regulada pelo suprimento de amônio, a população de organismos nitrificantes, o pH, a temperatura, a umidade e a aeração do solo (SILVA, 2004). Fassbender (1994) complementou que quando os microrganismos decompositores atuam sobre a matéria orgânica nitrogenada, eles promovem a liberação de diversos resíduos para o meio ambiente, entre eles a amônia (NH_3) que, combinando-se com a água do solo, forma o hidróxido de amônio que, ionizando-se, produz amônio, pela aamonificação. E, logo após, pela nitrificação, transforma-se o amônio em nitrato. Este processo ocorre em duas etapas: a nitritação e a nitratação (CARDOSO, 1992).

O tipo de solo pode ter grande influência na magnitude do processo de lixiviação. Solos argilosos possuem maior capacidade de retenção de nitrogênio principalmente na forma de amônio, em relação aos arenosos. O amônio é geralmente mais adsorvido aos colóides do solo, predominantemente de carga negativa, tendo assim, mobilidade inferior em relação à do nitrato (SILVA, 2004). Nas mesmas condições de solos com cargas predominantemente negativas, o nitrato é um dos íons mais suscetíveis à perda por lixiviação. Deste modo, a aplicação de LE e ARS em solos agrícolas se torna preocupante em virtude da possibilidade da movimentação de nitrato para os lençóis freáticos

(ANJOS; MATTIAZZO, 2000; BASSO et al., 2005; CERETTA et al., 2005). As águas com concentração maiores que $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ de amônio e 10 mg L^{-1} de nitrato são consideradas contaminadas; o consumo de águas com concentrações acima desse limite pode ocasionar problemas de saúde em animais e seres humanos (BRASIL, 2005).

A maior capacidade de armazenamento de água nos solos argilosos reduz a percolação da água pelo perfil e, conseqüentemente, o arraste de nitrato para camadas inferiores do solo (BORTOLINI, 2000). Além da textura, o conteúdo de matéria orgânica também pode interferir na lixiviação de nitrato, em função da maior disponibilidade de nitrogênio decorrente da decomposição dessa matéria orgânica, principalmente quando a área não está sendo cultivada e, portanto, não há absorção pelas plantas (SANGOI et al., 2003). Soares e Restle (2002) ressaltaram que os principais fatores que controlam a velocidade e a quantidade de nitrogênio mineral que se perde por lixiviação são textura, estrutura, porosidade, regime pluvial, capacidade de retenção de água e de cátions do solo, presença e tipo de cobertura vegetal e método de aplicação do fertilizante.

Em solos com predominância de argilas negativas, as cargas negativas desses minerais repelem o íon nitrato de sua superfície, resultando na rápida percolação do ânion (KINJO; KIEHL; PRATT, 1978). Por outro lado, em solos de regiões tropicais úmidas, com características oxídicas, a adsorção de nitrato foi observada (KINJO; PRATT, 1971). Estes solos apresentam, na fração argila, em geral, predominância de minerais com carga elétrica dependente do pH, como caulinita e óxidos de ferro e alumínio (FONTES; CAMARGO; SPOSITO, 2001). Neles, há grupo HO reativos que desenvolvem apreciável capacidade de troca de ânions em condições de maior acidez, o que possibilita uma maior adsorção e um retardamento na lixiviação do nitrato (QAFOKU; SUMNER; RADCLIFFE, 2000).

Segundo Pozza et al. (2007), a adsorção de nitrato em solos de carga variável tende a aumentar em profundidade; este fenômeno está associado à 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. (2002) relataram perdas acima de $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de nitrato por lixiviação em um Latossolo Amarelo que recebeu LE sob cultivo de cultura da cana-de-açúcar. Além disso, aplicações sucessivas de LE podem originar um processo acumulativo de nitrogênio orgânico no solo, aumentando ainda mais o risco de lixiviação de nitrato (BOEIRA; MAXIMILIANO, 2009).

Os LEs apresentam, em média, 5 a 76 g kg^{-1} de nitrogênio total, sendo que aproximadamente 90% estão na forma orgânica (FRANCO, 2009). A aplicação de 33 a 99 t ha^{-1} de LE, base seca, correspondente a 0,844 a $2,5 \text{ t ha}^{-1}$ de nitrogênio total, em Latossolo Amarelo distrófico, resultou em aumento significativo da concentração de nitrato na solução do solo, a 30, 60 e 90 cm de profundidade (OLIVEIRA et al., 2002). Aos 39 dias após a aplicação, as concentrações de nitrato nos 30 cm de profundidade foram 41,17; 59,98 e $137,84 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto no tratamento com adubação mineral foi $27,67 \text{ mg L}^{-1}$. Anjos e Mattiazzo (2000) também verificaram risco de contaminação de águas subterrâneas em Latossolo Amarelo e Latossolo Vermelho, ambos distróficos, tratados com 388 t ha^{-1} de LE.

A composição da ARS é muito variável, conforme diversos autores, tendo valores de N entre 148 a 1296 mg L^{-1} e de P entre 22,5 e 88 mg L^{-1} (SMANHOTTO, 2008). As perdas de N podem ocorrer por volatilização na forma de amônia (NH_3^+) já no momento da aplicação, o que além de poluir o ar, também diminui o potencial fertilizante da ARS (BASSO et al., 2005). Aliado a isto, como geralmente a aplicação da ARS ocorre antes da semeadura das culturas, se houver intensas precipitações, pode haver movimentação vertical de

nitrito no perfil do solo, principalmente durante os estágios iniciais de desenvolvimento da cultura, quando a demanda de N ainda é pequena (WENDLING, 2005). Isso reforça a necessidade de manter o solo sempre com alguma cultura em crescimento (WIETHÖLTER, 1996). O efeito benéfico das plantas nesse processo de reciclagem de nutrientes deve-se ao fato dessas diminuírem a concentração de N mineral na água percolada (DAVIES et al., 1996).

A irrigação em excesso com ARS pode propiciar uma sobrecarga da capacidade de filtração do solo e retenção de nutrientes dos dejetos de suínos, induzindo alguns desses nutrientes a atingirem as águas superficiais e as subterrâneas, via lixiviação, acarretando em problemas de contaminação (PELES, 2007). Um dos principais problemas de contaminação em áreas de aplicação desse resíduo é o aumento da presença de nitratos nas águas subterrâneas até dez vezes maiores que a quantidade inicial, em função do excesso de nitrogênio disposto no solo.

Gomes et al. (2004), testando a lixiviação do nitrato de ARS em dois tipos de solo, um com textura argilosa e outro com textura arenosa, revelou que o solo com textura arenosa apresentou maior lixiviação de nitrato. Rosolem, Foloni e Oliveira (2003) relataram que em valores baixos de pH, a nitrificação é retardada, além de aumentar a possibilidade de existência de cargas positivas do solo, que podem inibir ou retardar a lixiviação de nitrato (MANTOVANI; ERNANI; SANGOI, 2007).

Basso et al. (2005), trabalhando com Argissolo Vermelho Distrófico Arênico, no sistema de rotação de aveia preta, milho e nabo forrageiro e com a utilização das doses de 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de ARS, distribuídas a lanço e em superfície antes da semeadura de cada espécie, verificou que com o aumento da dose de ARS, houve aumento das concentrações de nitrato na água percolada, principalmente logo após a aplicação, concentrações estas acima do limite

tolerável nos parâmetros de qualidade da água. Os autores verificaram ainda que houve efeito expressivo da dose de ARS sobre as concentrações de fósforo disponível na água percolada, entretanto, também observaram que as perdas de fósforo e nitrogênio por percolação, em kg ha^{-1} , são pouco expressivas em relação às quantidades adicionadas via ARS de suínos.

Caovilla et al. (2005), estudando a lixiviação de nutrientes em colunas de solo cultivado com soja e irrigado com ARS (diluída em 25 %, 50 % e 75 %), verificaram que o nitrato apresentou maior mobilidade no processo de lixiviação, seguido da concentração de sais totais e, posteriormente, do potássio, proporcionalmente aos tratamentos avaliados. De modo geral, o tratamento que apresentou 75 % de ARS revelou, nos lixiviados, os maiores níveis de concentração de nitrato, potássio e concentração de sais.

Anami et al. (2008) estudaram o processo de lixiviação de íons nitrato e fosfato em colunas de solo e verificaram que o íon nitrato apresentou elevado potencial de lixiviação, ao contrário do que ocorreu com o íon fosfato, que apresentou baixo potencial de contaminação.

O fósforo no solo tem pequena mobilidade, comparativamente ao nitrato, e as perdas pela movimentação vertical em solos agricultáveis são consideradas insignificantes (HEATHWAITE; SHARPLEY; GBUREK, 2000). Porém, alguns trabalhos mostram que sucessivas aplicações de LE e ARS, em quantidades que excedem à demanda da cultura, podem causar a movimentação de fósforo no perfil do solo, devido à diminuição da capacidade de adsorção de fosfato pelo solo em razão do aumento na quantidade de matéria orgânica (HESKETH; BROOKES, 2000).

O principal mecanismo de transporte do fósforo no solo é a difusão, que é influenciada por vários fatores, tais como: o conteúdo volumétrico de água no solo, a interação fósforo-colóide do solo, a distância a percorrer até as raízes, o teor do elemento e a temperatura e pH do solo. Em geral, são registrados valores

muito baixos de transporte de fósforo, em razão de sua forte interação com os coloides, especialmente naqueles do tipo tropical muito intemperizados. Assim, a baixa mobilidade do nutriente tem se constituído num problema para a nutrição fosfatada das culturas (AZEVEDO et al., 2004).

O LE é rico em fósforo, o que faz com que o seu uso agrícola seja uma excelente opção para a reciclagem e manutenção do fósforo nos solos, haja vista a deficiência de fósforo, notadamente em solos ácidos (LAEGREID; BOCKMAN; KAARSTAD, 1999), a escassez de jazidas para produção de fertilizante mineral fosfatado; se não houver tratamentos das águas residuárias, o destino final do nutriente será o fundo dos mares.

Em solos ácidos, quantidades significativas de fósforo podem ser adicionadas ao solo via LE e, então, modificar alguns aspectos da dinâmica do nutriente e contribuir para a melhoria da disponibilidade de fósforo para as plantas (MUNHOZ, 2001). Mas, existe o risco de transporte do fósforo, contido no lodo ou adsorvido ao material particulado na superfície do solo, pela água de enxurrada, em direção aos reservatórios de águas superficiais, e causar eutrofização (MAGUIRRE; SIMS; COALE, 2000).

Hountin et al. (2000) verificaram incrementos de 16, 26, 33 e 50% em todas as formas de P até a profundidade de 1 m após 14 anos de aplicação de 30, 60, 90 e 120 m³ ha⁻¹ de ARS, respectivamente. Ceretta et al. (2003) também observou que o teor de fósforo disponível no solo aumentou com a aplicação de dejetos suínos ao longo do tempo. Os autores verificaram ainda que os teores de Ca e Mg no solo elevaram-se consideravelmente. Queiroz et al. (2004), avaliando o efeito da aplicação intensiva de ARS nas características químicas e físico-químicas de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo, cultivado com diferentes gramíneas forrageiras, verificaram que os nutrientes fósforo, potássio, sódio e zinco, se acumularam no solo, enquanto que as concentrações de Mg e Cu diminuíram e a de Ca se manteve inalterada na profundidade de 0-20 cm. O

solo que recebeu o resíduo teve aumento na soma de bases, capacidade de troca de cátions e alumínio trocável e decréscimo do pH e da saturação por bases.

Conforme Barcellos (1992), aproximadamente dois terços do fósforo presente no ARS está numa forma não solúvel em água, fazendo parte de estruturas orgânicas as quais propiciam efeito residual à ARS. Giusquiani et al. (1998) ressaltaram que a maior presença de fósforo na camada superficial do solo é indesejável, pois favorece as perdas por escoamento superficial que, juntamente com o seu movimento no perfil do solo, podem causar eutrofização da água.

2.3 Comportamento ambiental de pesticidas

O mercado brasileiro de pesticida 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).

Quando um pesticida é introduzido no ambiente, o seu destino final é o solo, seja por aplicação direta ou por processos de deriva, durante a aplicação sobre as plantas, ou pelos resíduos das culturas (MORAES; REZENDE, 1998). No solo, as moléculas, podem ser volatilizadas, transportadas superficialmente e lixiviadas e, conseqüentemente, contaminar aquíferos (SOUZA, 2006). Durante o transporte, as moléculas podem ser sorvidas aos colóides minerais e orgânicos do solo ou permanecerem dissolvidas na solução do solo; serem absorvidas pelas raízes das plantas e por outros organismos vivos; sofrerem degradação química, biológica ou fotodegradação (OLIVEIRA, 2011).

O destino final dos pesticidas é afetado pela sua persistência e mobilidade no ambiente, os quais são influenciados, sobretudo, pelas propriedades físico-químicas dos pesticidas e dos solos, características

climáticas e sistemas de manejo do solo (CASTRO, 2005; LAVORENTI, 1997; PRATA, 2002).

A sorção reduz parte da ação e o potencial de movimentação do pesticida, resultando ainda em menor disponibilidade biológica, menor velocidade de degradação química e também retardamento do movimento por lixiviação (ARANTES, 2005). Os pesticidas adsorvidos às partículas de solo podem ser removidos do local de aplicação, juntamente com sedimentos de erosão. 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 pesticidas 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. Porém, o parâmetro K_d muitas vezes não é suficiente para descrever a adsorção de um dado pesticida em uma faixa ampla de concentração. Por esse motivo, a sorção em solos tem sido descrita, também, a partir de isothermas (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).

2.4 Efeitos do lodo de esgoto e água residuária de suinocultura no comportamento de pesticidas em solos

A sorção de pesticidas não iônicos em solos ocorre principalmente na matéria orgânica presente nos mesmos (BRIGGS, 1981; CANELLAS et al., 2008; CHIOU, 1990). O termo partição hidrofóbica é empregado para expressar a 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). 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 pesticidas no solo em que é adicionada a matéria orgânica pode resultar em uma proteção temporária ao ataque microbiano às moléculas desses produtos. Porém, a adição de material orgânico prontamente disponível pode estimular a biodegradação pelo aumento da atividade microbiana (TOPP; TESSIER; GREGORICK, 1996). Dependendo do mecanismo de ligação e da força de retenção dos pesticidas 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 pesticidas 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 pesticidas no solo (STEVENSON, 1994). 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 pesticidas, 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 pesticidas no perfil do solo, notadamente aqueles mais solúveis em água mas, por outro lado, aumenta a sorção de moléculas, principalmente hidrofóbicas. A permeabilidade do solo pode, portanto, ser preponderante no transporte de pesticidas, pois uma maior permeabilidade resulta em menor tempo de contato do produto com os constituintes do solo, não permitindo, algumas vezes, equilíbrio necessário para maior sorção. Nesse aspecto, vários autores apontam o fluxo preferencial de água no solo como um mecanismo significativo na mobilidade de pesticidas (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 pesticidas pode elevar a maior lixiviação desses compostos (ARANTES, 2005; LIMA, 2004).

A aplicação de LE ou ARS no solo aumenta a quantidade de carbono, que pode ser dividido em frações solúveis e insolúveis em água. 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 pesticidas e a matéria orgânica dissolvida (MOD), 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 (URZEDO et al., 2006). A competição pelos sítios de sorção no solo também afeta a sorção do agrotóxico (BRICEÑO; PALMA; DURAN, 2007). Parte dele pode se movimentar no solo ao se associar à MOD (CASTRO, 2005; CELLS; BARRIUSO; HOUOT, 1998a).

Alterações advindas da adição de resíduos podem resultar na produção de MOD, sobre a qual ainda pouco se conhece em termos de efeito sobre a sorção de pesticidas (CELLS; BARRIUSO; HOUOT, 1998a; DING et al., 2011; MORILLO et al., 2002; URZEDO et al., 2006). A MOD é uma mistura complexa e diversificada com uma ampla gama de moléculas de diferentes estruturas químicas e massas molares (FRIMMEL, 1998). Essa fração da matéria orgânica pode reduzir a sorção, devido à diminuição das interações entre as moléculas do pesticida e as partículas do solo, ou pode aumentar a interação das moléculas do composto com as moléculas de água, aumentando a afinidade entre elas, influenciando a solvatação do pesticida e, conseqüentemente, a lixiviação no solo.

A MOD afeta muitas reações físico-químicas e processos biológicos no solo (CHEN et al., 2010), podendo influenciar a dessorção de pesticidas previamente sorvidos aos solos (CELLS; BARRIUSO; HOUOT, 1998a). Alguns estudos têm demonstrado que a MOD pode reduzir a sorção, ou aumentar a dessorção, por interações estáveis em solução ou competição com as moléculas de pesticidas a partir de sítios de sorção na superfície das partículas do solo, mas pode também promover a sorção de pesticida pelo aumento do teor carbono orgânico no solo, através de adsorção de algumas frações de MOD no solo (BARRIUSO et al., 1992; MAJUMDAR; SINGH, 2007). Entretanto, dependendo das características das camadas mais profundas do solo, essa parte que se movimenta poderá interagir com a fase mineral, ficando o produto retido 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 LE ou ARS com a fase mineral do solo, dependendo, portanto, do tipo de solo. As informações são ainda incipientes a respeito da sorção de agrotóxicos em solos tropicais que receberam resíduos orgânicos, como LE ou ARS. 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. 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 (URZEDO et al., 2006).

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 aumentar os riscos de contaminação do meio ambiente.

As implicações decorrentes da adição de LE e ARS ao solo, sobre o comportamento dos pesticidas, ainda são pouco conhecidas, principalmente no Brasil. Cells, Barriuso e Houot (1998b) aplicaram LE 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 agronômica 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 LE: 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.

2.5 Inseticida tiametoxam

O tiametoxam é um inseticida da segunda geração dos neonicotinoides, introduzido no Brasil em 1999 para o controle de pragas em várias culturas (Figura 1). É um inseticida sistêmico, capaz de penetrar nas raízes das plantas e de ser translocado até as folhas através do xilema, junto com a corrente transpiratória. Entre 15 e 40% do material aplicado é translocado para a folhagem pouco depois da aplicação (ANTUNES-KENYON; KENNEDY, 2001).

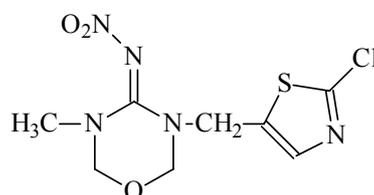


Figura 1 Estrutura química do tiametoxam (3-(2-chloro-thiazol-5-ylmethyl)-5-methyl[1,3,5]oxadiazinan-4-ylidene-Nnitroamine)

O tiametoxam é um pó cristalino, fino e ligeiramente creme à temperatura ambiente, com massa molar de 291,7 g mol⁻¹ e ponto de fusão de 139,1 °C. Trata-se de um sólido que decompõe termicamente, em temperaturas próximas de 147 °C, sendo um composto altamente tóxico a insetos e pouco tóxico a mamíferos, apresentando DL₅₀ para ratos (dose letal a 50% dos indivíduos tratados) em torno de 1500 mg kg⁻¹ de peso corporal. Entretanto, quando em contato constante, mesmo em pequenas doses, esse inseticida tem grande potencial carcinogênico, sendo seu limite aceitável para impacto na água do solo de 0,94 µg L⁻¹. É um composto de elevada solubilidade em água (4,1 g L⁻¹), com pressão de vapor baixa (6,6 x 10⁻⁹ Pa, a 25° C) e baixa lipofilicidade (log K_{ow} = -0,13) (MAIENFISCH et al., 2001). Esses parâmetros indicam baixa sorção do composto aos colóides do solo e, conseqüentemente, elevado potencial de lixiviação, confirmado por estudos realizados em solos tropicais. Urzedo et al. (2006) observaram baixa sorção do tiametoxam em solos brasileiros, os autores encontraram valores de K_d inferiores a 1 para os solos com teores de matéria orgânica inferiores a 5%. Castro et al. (2008) notaram alto potencial de lixiviação do tiametoxam em colunas de 45 cm de profundidade de um Latossolo e Argissolo, tendo sido lixiviado por volta de 20 e 56% do total aplicado, respectivamente, durante dois anos de experimento e sob condições naturais de precipitação.

REFERÊNCIAS

- ALEM SOBRINHO, P. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. 312 p.
- ANAMI, M. H. et al. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 1, p. 75-80, 2008.
- ANDRADE, C. A. D.; MATTIAZZO, M. E. Nitratos e metais pesados no solo e nas árvores após aplicação de biossólido (lodo de esgoto) em plantações florestais de *Eucalyptus grandis*. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 1, n. 58, p. 59-72, 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. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 24, n. 4, p. 927-938, out./dez. 2000.
- ANTUNES-KENYON, S. E.; KENNEDY, G. **Thiamethoxam: a new active ingredient review**. Boston: Massachusetts Pesticide Bureau, 2001. 37 p.
- 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. de et al. Movimentação de nitrato e amônio em colunas de solo. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 28, n. 3, p. 537-541, maio/jun. 2004.
- AZEVEDO, W. R. et al. Disponibilidade de fósforo para o arroz inundado sob efeito residual de calcário, gesso e esterco de curral aplicados na cultura do feijão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 6, p. 995-1004, nov./dez. 2004.

BARCELLOS, L. A. R. **Avaliação do potencial fertilizante do esterco líquido de bovinos**. 1992. 108 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1992.

BARRIUSO, E.; BAER, U.; CALVET, R. Dissolved organic matter and adsorption-desorption of dimefuron, atrazine, and carbetamide by soils. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 21, n. 3, p. 359-360, 1992.

BAR-YOSEF, B. Fertilization under drip irrigation. In: PALGRAVE, D. A. (Ed.). **Fluid fertilizer: science and technology**. New York: M. Dekker, 1991. p. 285-325.

BASSO, C. J. et al. Dejeito líquido de suínos: II., perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1305-1312, nov./dez. 2005.

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

BERTONCINI, E. I.; MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 23, n. 3, p. 737-744, jul./set. 1999.

BERWANGER, A. L. **Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejeito líquido de suínos**. 2006. 101 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2006. 349 p.

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.

BORTOLINI, C. G. **Eficiência do método de adubação nitrogenada em pré-semeadura do milho implantado em semeadura direta após aveia preta**. 2000. 48 f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.

BRASIL. Resolução CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, v. 357, n. 58, p. 259-282, 2005.

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, 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, 1981.

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.

CAOVILLA, F. A. et al. Lixiviação de nutrientes provenientes de águas residuárias em colunas de solo cultivados com soja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, n. 4, p. 283-287, 2005. Suplemento.

CARDOSO, E. J. B. N. **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. 360 p.

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.

CASTRO, N. R. A. et al. Lixiviação do inseticida thiamethoxam em macrolisímetros de duas classes de solo. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 6, p. 1818-1823, nov./dez. 2008.

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, 1998a.

_____. 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.

CERETTA, C. A. et al. Características químicas de solo sob aplicação de estercos líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 6, p. 729-735, jun. 2003.

_____. Dejeito líquido de suínos: I., perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, nov./dez. 2005.

CHEN, G. et al. Effect of size-fractionation dissolved organic matter on the mobility of prometryne in soil. **Chemosphere**, Oxford, v. 79, n. 11, p. 1046-55, Nov. 2010.

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.

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.

DAVIES, D. B. et al. Factors affecting nitrate leaching from a calcareous loam in East Anglia. **Journal of Agriculture Science**, New York, v. 126, n. 1, p. 75-86, Mar. 1996.

DING, Q. et al. Impact of low molecular weight organic acids and dissolved organic matter on sorption and mobility of isoproturon in two soils. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 190, n. 1/3, p. 823-832, 2011.

DYNIA, J. F.; SOUZA, M. D. de; 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.

FASSBENDER, H. W. **Química de solos com ênfase em suelos de América Latina**. 2. ed. San José: ILCA, 1994. 420 p.

FERREIRA, C. R. R. P. T.; VEGRO, C. L. R.; CAMARGO, M. L. B. **Defensivos agrícolas: expectativas de aumento nas vendas em 2010**. Disponível em:

<http://www.infobibos.com/Artigos/2010_3/DefensivosAgricolas/Index.htm>.

Acesso em: 20 jan. 2011.

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

FONTES, M. P. F.; CAMARGO, O. A. de; SPOSITO, G. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, n. 3, p. 627-646, 2001.

FRANCO, A. **Aplicação de lodo de esgoto em cana-planta como fonte de nitrogênio e fósforo e seu impacto ambiental**. 2009. 96 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

FREITAS, W. S. et al. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura sobre a produção do milho para silagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 8, n. 1, p. 120-125, 2004.

FRIMMEL, F. Characterization of natural organic matter as major constituents in aquatic systems. **Journal of Contaminant Hydrology**, Amsterdam, v. 35, n. 1/3, p. 201-216, 1998.

GIUSQUIANI, P. L. et al. Fate of pig sludge liquid fraction in calcareous soil: agricultural and environmental implications. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, n. 2, p. 364-371, Mar. 1998.

GOMES, E. R. S. et al. Movimento de nitrato proveniente de água residuária em colunas de solos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 24, n. 3, p. 557-568, 2004.

HEATHWAITE, L.; SHARPLEY, A.; GBUREK, W. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, n. 1, p. 158-166, Feb. 2000.

HESKETH, N.; BROOKES, P. C. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, n. 1, p. 105-110, Feb. 2000.

HOUNTIN, J. A. et al. Use of a fractionation procedure to assess the potential for phosphorus movement in a soil profile after 14 years of liquid pig manure fertilization. **Agriculture, Ecosystem and Environmental**, New York, v. 78, p. 77-84, Mar. 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA.

Indicadores IBGE: estatística da produção pecuária. Rio de Janeiro, 2010a. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 10 jun. 2012.

_____. _____. Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 10 jun. 2012.

_____. **Produção da pecuária municipal.** Rio de Janeiro, 2010b. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 10 jun. 2012.

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: J. Willey, 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.

KINJO, T.; KIEHL, E. J.; PRATT, P. F. Movimento do nitrato em colunas de terra de um Latossolo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Campinas, v. 2, p. 106-109, 1978.

KINJO, T.; PRATT, P. F. Nitrate adsorption: II., in competition with chloride, sulphate, and phosphate. **Soil Science Society America Proceedings**, Madison, v. 35, p. 725-728, 1971.

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, 1993.

KUNZ, A.; PALHARES, J. C. P. **A importância do correto procedimento de amostragem para avaliação das características dos dejetos de suínos.** Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 2004. 4 p. (Comunicado Técnico, 362).

LAEGREID, M.; BOCKMAN, O. C.; KAARSTAD, O. **Agriculture, fertilizers and the environment**. Wallingford: CABI, 1999. 294 p.

LAVORENTI, A. Identificação de perigos de resíduos ligados de pesticidas em substâncias húmicas. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 2., 1997, São Carlos. **Anais...** São Carlos: EMBRAPA, 1997. p. 66-71.

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.

MAGGI, C. F. et al. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 2, p. 170-177, 2011.

MAGUIRRE, R. O.; SIMS, J. T.; COALE, F. J. Phosphorus solubility in biosolids: amended farm soils in the Mid, Atlantic Region of the USA. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, n. 4, p. 1225-1233, Dec. 2000.

MAIENFISCH, P. et al. Chemistry and biology of tiametoxam: a second generation neonicotinoid. **Pest Management Science**, Sussex, v. 57, n. 10, p. 906-913, 2001.

MAJUMDAR, K.; SINGH, N. Effect of soil amendments on sorption and mobility of metribuzin in soils. **Chemosphere**, Oxford, v. 66, n. 4, p. 630-637, 2007.

MANTOVANI, A.; ERNANI, P. R.; SANGOI, L. A adição de superfosfato triplo e a percolação de nitrogênio no solo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Campinas, v. 31, n. 4, p. 887-895, out. 2007.

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

MATTIAS, J. L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de santa catarina**. 2006. 163 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

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, jul./set. 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, 1987. p. 141-163.

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

MORAES, S. L.; REZENDE, M. O. O. Comportamento sortivo dos herbicidas s-triazinas em solo e em ácidos húmicos. **Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 8, p. 157-170, 1998.

MORILLO, E. et al. Effect of two organic amendments on norflurazon retention and release by soils of different characteristics. **Environmental Science & Technology**, Easton, v. 36, n. 20, p. 4319-4325, 2002.

MUNHOZ, R. O. **Disponibilidade de fósforo para o milho em solo que recebeu lodo de esgoto**. 2001. 74 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) - Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas, 2001.

OLIVEIRA, F. C. et al. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um latossolo amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 26, n. 2, p. 505-519, abr./jun. 2002.

OLIVEIRA, V. de S. de. **Dinâmica do fomesafen no solo e impacto de tiametoxam e fomesafen sobre três espécies de macrófitas aquáticas**. 2011. 102 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

PEDROZA, J. P. et al. Produção e componentes do algodoeiro herbáceo em função da aplicação de bio sólidos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 7, p. 483-488, 2003.

PELES, D. **Perdas de solo, água e nutrientes sob aplicação de gesso e dejetos líquido de suínos**. 2007. 96 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

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.

PRATA, F. **Comportamento do glifosato no solo e deslocamento miscível de atrazina**. 2002. 149 p. Tese (Doutorado em Solo e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2002.

QAFOKU, N. P.; SUMNER, M. E.; RADCLIFFE, D. E. Anion transport in columns of variable charge subsoils: nitrate and chloride. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 29, n. 2, p. 484-490, 2000.

QUEIROZ, F. M. et al. Características químicas de solo submetidos ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivados com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 5, p. 1487-1492, set./out. 2004.

ROSOLEM, C. A.; FOLONI, J. S. S.; OLIVEIRA, R. H. Dinâmica do nitrogênio no solo em razão da calagem e da adubação nitrogenada, com palha na superfície. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 2, p. 301-309, fev. 2003.

SANGOI, L. et al. Lixiviação de nitrogênio afetada pela forma de aplicação da uréia e manejo dos restos culturais de aveia em dois solos com texturas contrastantes. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, n. 1, p. 65-70, jan./fev. 2003.

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

SILVA, A. T. **Movimentação de amônio, nitrato, potássio e fósforo aplicados por fertirrigação em latossolos**. 2004. 68 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2004.

SILVA, C. A. et al. Disponibilidade de metais pesados para milho cultivado em Latossolo sucessivamente tratado com lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Campinas, v. 30, n. 2, p. 353-364, mar./abr. 2003.

SMANHOTTO, A. **Aplicação de água residuária tratada de suinocultura em solo cultivado com soja**. 2008. 121 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2008.

SOARES, A. B.; RESTLE, J. Adubação nitrogenada em pastagem de triticales mais azevém sob pastejo com lotação contínua: recuperação de nitrogênio e eficiência na produção de forragem. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 31, n. 1, p. 43-51, jan./fev. 2002.

SOUZA, M. L. M. de. **Transporte e sorção do agroquímico paclobutrazol em solos irrigados cultivados com manga**. 2006. 143 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2006.

STEVENSON, F. J. **Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients**. New York: J. Wiley, 1985. p. 167-178.

_____. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. New York: J. Wiley, 1994. 496 p.

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, Mar. 1996.

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

WENDLING, A. **Recomendação de nitrogênio e potássio para trigo, milho e soja sob sistema de plantio direto no Paraguai**. 2005. 124 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

WIETHÖLTER, S. **Adubação nitrogenada no sistema plantio direto**. Passo Fundo: EMBRAPA-CNPT, 1996. 44 p.

SEGUNDA PARTE - ARTIGOS

ARTIGO 1 LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM SOLOS TRATADOS COM LODO DE ESGOTO E ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA

Alisson Lucrécio da Costa, José Maria de Lima, Manoel Resende Neto, Carlos Alberto Silva, Marcele Gabriel Cannata

RESUMO

A aplicação de resíduos em solos para fins agrícolas possui, dentre outras vantagens, a ciclagem de nutrientes presentes nesses resíduos e representa uma adequada destinação. Contudo, uma vez aplicados no solo, poderá haver a lixiviação dos constituintes desses resíduos e, conseqüentemente, contaminação do subsolo e água, dependendo da classe de solo que recebe esses resíduos. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a lixiviação de amônio, nitrato e fosfato em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) com e sem lodo de esgoto (LE) e aplicações sucessivas de água residuária de suinocultura (ARS); água deionizada (AD) e solução iônica (SI) foram empregadas para fins de comparação. Para tanto, o experimento foi montado em colunas com amostras desses solos, as quais foram feitas de tubos de PVC com 10 cm de diâmetro interno e 100 cm de comprimento, adaptadas a fim de permitir a saída e coleta da solução lixiviada. O preenchimento das colunas foi feito a partir da base, com amostras secas ao ar e peneiradas, respeitando-se a sequencia das camadas do perfil. Adicionou-se calcário na camada de 0-20 cm, conforme o tipo de solo, e 4 L de água deionizada em cada uma das colunas, para umedecimento inicial. Após 15 dias foi aplicado 1 L de ARS, AD ou SI na superfície das colunas. Este procedimento foi repetido por mais 9 vezes em intervalos de 7 dias entre cada aplicação. O lixiviado foi coletado e as concentrações de amônio, nitrato e fosfato foram determinadas por cromatografia iônica. A aplicação de LE não tem efeito expressivo na lixiviação de amônio e nitrato. A adição de ARS não afetou a concentração de amônio no lixiviado, porém, houve aumento na concentração de nitrato, ao longo das aplicações. As colunas contendo amostras do solo PVAd tiveram menores perdas de amônio e nitrato do que aquelas contendo amostras de LVdf e LVAd. Não houve efeito na lixiviação de fosfato com aplicação de LE ou ARS para todos os solos.

Palavras-Chave: Resíduos orgânicos. Amônio. Nitrato. Fosfato.

ARTICLE 1 LEACHING OF NITROGEN AND PHOSPHORUS IN SOILS TREATED WITH SEWAGE SLUDGE AND SWINE WASTEWATER

ABSTRACT

The application of waste in soils for agricultural purposes has, among other advantages, the cycling of nutrients present in these wastes and represents a proper and cheaper destination. However, once it is applied, leaching of constituents of such wastes can take place in the soil and leads to contamination of groundwater and soil, depending on the soil that receives the waste. Therefore, the objective of this study was to evaluate the leaching of ammonium, nitrate and phosphate in dystrophic Yellow-Red Latosol (LVAd), dystroferric Red Latosol (RVdf), and dystrophic Yellow-Red Argisol (PVAd) with and without sewage sludge (SS) under successive applications of swine wastewater (SW), deionized water (DW), and ionic solution (IS). AD and SI solutions were used as benchmarks to ARS. The experiment was performed using columns that were made of PVC tubes with 10-cm diameter and 100-cm long, adapted to allow leaching and sampling the effluent solution. The columns were packed from the base, with air dried and sieved samples, keeping the sequence of layers as in the original profile. Subsequently, limestone was added at 0-20 cm, depending on the soil type, and 4 L of deionized water were also added to each column to promote initial wetting of soils. After 15 days, 1 L of SW, DW or IS was applied to the columns once a week, for nine weeks. The leachate was collected and the concentrations of ammonium, nitrate and phosphate were determined by ion chromatography. The SS application has no effect on the leaching of ammonium and nitrate, whereas SW did not affect the ammonium concentration in the leachate, but increased nitrate concentration over the applications. The columns containing soil samples of PVAd had lower losses of ammonium and nitrate than those containing LVdf or LVAd. There was no effect on leaching of phosphate caused by SS or ARS for any soil.

Keywords: Waste organic. Ammonium. Nitrate, Phosphate.

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, o crescimento urbano e industrial tem causado, dentre outros problemas ambientais, a poluição dos cursos d'água pela eliminação de esgotos não tratados (BETTIOL; CAMARGO, 2006). No meio rural, a suinocultura também causa impactos ambientais, em face do volume de efluentes e dos contaminantes neles contidos e das áreas restritas onde esses resíduos são descartados (BASSO et al., 2005; SECCO, 2007). Assim, é preocupante a poluição das águas superficiais por resíduos produzidos nos diversos seguimentos das atividades humanas, tornando-se necessário o desenvolvimento de tecnologias que reduzam a produção desses resíduos e busquem formas de utilizar e ou transformar esses resíduos sem transforma-los em mais passivos ambientais (FIGUEIREDO, 2010).

O tratamento de efluentes, se de um lado contribui em muito para amenizar a poluição das águas superficiais, de outro gera outros resíduos, que necessitam de uma adequada disposição final, para que não se constituam em passivos ambientais. Entre os resíduos gerados, encontram-se os diversos tipos de lodos de esgoto (LE), dejetos e água residuária de suinocultura (ARS), cujas composições dependem da origem e do tipo de tratamento que recebem em lagoas e estações de tratamento de esgoto (ETEs).

Entre as diversas alternativas existentes para a disposição final do LE, a aplicação ao solo para fins agrícolas apresenta-se como uma das mais convenientes, pois, como o lodo é rico em matéria orgânica e nutrientes para as plantas, tem sido amplamente recomendada sua aplicação como fertilizante e condicionador de solo (BETTIOL; CAMARGO, 2006). Esse mesmo raciocínio aplica-se também à ARS, tendo em vista que, segundo Hamoda e Alawadi (1996), essas águas podem ser utilizadas na irrigação, desde que se tenha

conhecimento específico do seu grau de perigo à saúde e ao ambiente.

Tanto um quanto o outro material pode apresentar características indesejáveis. O LE pode apresentar desbalanço entre nutrientes em relação à capacidade de extração das plantas, pode conter organismos patogênicos, elevadas concentrações de sais solúveis e elementos-traços, que variam em função da origem dos esgotos ou das características das fontes geradoras (ANDRADE; MATTIAZZO, 2000; BETTIOL; CAMARGO, 2006). A ARS também possui composição química muito variável, principalmente em função da alimentação dos suínos e do manejo da água empregada nos criatórios (BASSO et al., 2005). Com isso, a disposição contínua de LE ou ARS nas mesmas áreas, ao longo dos anos, poderá causar sérios problemas com contaminação de águas subterrâneas e rios por meio do nitrato e do fósforo ou mesmo de elementos-traços (BASSO et al., 2005; BERTONCINI; MATTIAZZO, 1999; BETTIOL; CAMARGO, 2006; CERETTA et al., 2005; DYNIA; SOUZA; BOEIRA, 2006).

Em geral, os solos apresentam diferenças em termos de pH, matéria orgânica e teor e tipo de argila. Isso implica em CTC, balanços de cargas diferenciados e possibilidades de conversão de amônio a nitrato e lixiviação desses dois íons em diferentes taxas. Além disso, essa natureza diferente dos solos implica também em capacidades distintas de mineralização da MO, portanto em diferentes taxas de lixiviação de nitrogênio e fósforo, quando houver. Os resíduos interagem com os solos dos seguintes modos: podem aumentar a CTC do solo, podem alterar o pH e influenciar a taxa de mineralização da matéria orgânica do solo (MOS), com consequências sobre a lixiviação de íons. Além disso, os resíduos (LE e ARS) possuem íons de nitrogênio e fósforo (HARGREAVES; ADL; WARMAN, 2008); portanto, podem também resultar em maior lixiviação.

Entre os elementos químicos presentes em LE e ARS, o nitrogênio é o

que têm merecido maior atenção quanto à concentração e forma de aplicação no solo (ANDRADE; MATTIAZZO, 2000; RODRIGUES et al., 2011). A forma pela qual o nitrogênio é adicionado ao solo afeta a distribuição espacial na superfície e no perfil. O amônio, por exemplo, é geralmente mais adsorvido aos colóides do solo, que apresentam, predominantemente, cargas negativas, tendo, assim, mobilidade inferior em relação à do nitrato (SILVA, 2004). Entretanto, havendo condições propícias no meio, o amônio é rapidamente transformado em nitrato pelos microrganismos (BAR-YOSEF, 1991). Isso é preocupante, porque o nitrato, dependendo das características do solo, apresenta alta mobilidade, podendo ser lixiviado com maior facilidade e, conseqüentemente, vir a contaminar águas subterrâneas (ANJOS; MATTIAZZO, 2000; CAPRA; SCICOLONE, 2004; SHEPHERD, 1996).

No caso do fosfato, a mobilidade é pequena, comparativamente ao nitrato, portanto as perdas pela movimentação vertical em solos agricultáveis são consideradas insignificantes (HEATHWAITE; SHARPLEY; GBUREK, 2000). Porém, alguns trabalhos mostram que sucessivas aplicações de LE e ARS, em quantidades que excedem à demanda da cultura, podem causar a movimentação de fósforo no perfil do solo, devido à diminuição da capacidade de adsorção do solo na medida em que moléculas orgânicas ou mesmo fosfato de aplicações anteriores ocupam os sítios de adsorção (HESKETH; BROOKES, 2000); além disso, há possibilidade da movimentação de fósforo ligado à matéria orgânica solúvel no perfil do solo (MOZAFFARI; SIMS, 1994).

Deste modo, visando contribuir para o melhor manejo desses resíduos e diminuir os possíveis impactos ambientais, trabalhos avaliando a lixiviação de componentes desses resíduos nos solos são importantes. Assim, objetivou-se avaliar a lixiviação de amônio, nitrato e fosfato em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) com e sem lodo de esgoto (LE)

e aplicações sucessivas de água residuária de suinocultura (ARS), água deionizada (AD) e solução iônica (SI).

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no Laboratório de Conservação do Solo e Água do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras, em Lavras, MG, entre os anos de 2011 e 2012.

As amostras dos solos foram coletadas nas camadas de 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) da região de Lavras, MG. Após a coleta, as amostras foram secas ao ar e passadas em peneiras de malha de 2 mm, para caracterização física e química, e 4 mm de malha para o empacotamento das colunas de solo. A caracterização física e química das amostras dos solos foi feita de acordo com metodologia descrita pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA (1997), os resultados são apresentados nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1 Principais atributos químicos de amostras das camadas de 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd), antes aplicação dos tratamentos

Solos	pH	t ¹ (cmol _c dm ⁻³)	T ²	V ³ (%)	m ⁴	MO ⁵ (dag kg ⁻¹)	P-Mehlich ¹	P _{rem}	S-Sulfato
0-20 cm									
LVAd	4,3	1,6	7,6	6,8	68,1	2,7	1,4	13,3	17,1
LVdf	4,3	1,5	10,2	3,3	78,1	4,6	1,4	8,2	12,8
PVAd	5,0	4,7	9,6	47,4	2,2	4,4	3,5	22,2	15,4
20-40 cm									
LVAd	4,5	1,2	5,9	4,8	75,8	1,9	0,8	14,6	21,4
LVdf	4,4	1,4	11,2	2,1	83,9	4,4	0,8	6,9	15,4
PVAd	4,9	2,3	6,4	29,9	17,2	1,8	1,7	20,2	33,5
40-60 cm									
LVAd	4,4	1,2	6,6	4,0	77,3	1,6	0,8	15,9	16,0
LVdf	4,7	0,8	7,3	3,2	71,9	2,7	0,8	7,6	13,8
PVAd	4,8	1,9	5,0	27,2	27,0	1,1	1,1	14,6	44,8
60-80 cm									
LVAd	4,4	0,8	5,3	4,4	72,2	1,6	0,8	10,6	14,9
LVdf	4,7	0,6	5,8	3,2	67,9	2,4	0,8	2,2	8,0
PVAd	4,9	1,7	4,8	32,9	5,9	1,0	1,1	12,9	63,9
80-100 cm									
LVAd	4,7	0,6	4,3	5,3	63,7	1,2	0,8	13,3	15,4
LVdf	4,6	0,6	6,5	3,1	66,5	2,4	0,8	3,5	21,4
PVAd	5,0	1,6	4,0	35,9	6,4	0,8	1,1	10,3	41,4

¹Capacidade de troca de catiônica efetiva; ²Capacidade de troca catiônica a pH 7,0; ³Índice de saturação por bases; ⁴Índice de saturação por alumínio; ⁵Matéria orgânica.

Tabela 2 Principais atributos físicos e mineralógicos de amostras das camadas de 0-20 e 40-60 cm de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd)

Solos	Areia	Silte (dag kg ⁻¹)	Argila	SiO ₂	Al ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	Fe ₂ O ₃	Ki ¹	Kr ²
0-20 cm								
LVAd	52	10	38	137,6	203,9	53,9	1,16	0,99
LVdf	24	7	69	129,8	319,1	171,8	0,7	0,52
PVAd	47	20	33	195	175	59	1,89	1,56
40-60 cm								
LVAd	32	5	63	197	270	95	1,24	1,01
LVdf	15	9	76	169	274	285	1,05	0,63
PVAd	31	18	52	238	247	76	1,64	1,37

¹Ki = 1,7(%SiO₂)/(%Al₂O₃); ²Kr = 1,7(%SiO₂)/[%Al₂O₃ + 0,64(%Fe₂O₃)].

O lodo de esgoto (LE) utilizado no experimento é originário da estação de tratamento de esgotos de Jundiaí, SP, onde o processo de tratamento é composto por lagoas aeradas de mistura completa seguida de lagoas de decantação. O LE é, em seguida, desaguado por centrífugas e sofre a adição polieletrólitos, sendo compostado por 60 a 90 dias, sofrendo revolvimento mecânico em um pátio coberto. Algumas características químicas do LE, determinadas de acordo análises realizadas por Higashikawa, Silva e Bettiol (2010), encontram-se na Tabela 3.

Tabela 3 Características químicas do lodo de esgoto (LE) da Estação de Tratamento de Esgoto de Jundiaí, SP

Atributo	LE	Atributo	LE
pH em água	5,5	Mo (mg kg ⁻¹)	ND ³
CE ¹ (μS cm ⁻¹)	10100	Ni (mg kg ⁻¹)	30
CO ² (g kg ⁻¹)	226	Zn (g kg ⁻¹)	1,3
N (g kg ⁻¹)	22,3	Al (mg kg ⁻¹)	11.5
P (g kg ⁻¹)	4	As (mg kg ⁻¹)	ND
K (g kg ⁻¹)	4	Ba (mg kg ⁻¹)	350
Ca (g kg ⁻¹)	23,4	Cd (mg kg ⁻¹)	13
Mg (mg kg ⁻¹)	1,9	Pb (mg kg ⁻¹)	106
S (g kg ⁻¹)	6,2	Cu (mg kg ⁻¹)	175
Na (g kg ⁻¹)	2,4	Cr (mg kg ⁻¹)	108
B (mg kg ⁻¹)	4,3	Hg (mg kg ⁻¹)	ND
Fe (g kg ⁻¹)	11,1	Se (mg kg ⁻¹)	ND
Mn (mg kg ⁻¹)	247		

¹CE=Condutividade Elétrica; ²CO= Carbono orgânico; ³ND = Não detectado.

A água residuária de suinocultura (ARS) é proveniente das instalações do setor de suinocultura do Departamento de Zootecnia da UFLA. A ARS empregada neste estudo passou por um pré-tratamento composto por caixa de areia, peneira estática, tratamento primário composto por um tanque de acidificação e equalização e tratamento secundário em um reator anaeróbio compartimentado seguido de reator UASB e decantador final. A ARS foi filtrada em peneiras de 37 μm e armazenada em câmara fria durante a realização do experimento.

Para fins de comparação, uma solução iônica (SI) foi preparada a partir de 0,14 g de KH₂PO₄, 0,01 g de KNO₃, 0,15 g de KCl, 0,01 g de (NH₄)₂SO₄, 0,04 g de K₂SO₄, 0,23 g de Ca(H₂PO₄)₂.H₂O, 0,18 g de NaH₂PO₄, 0,79 g de NH₄OH e 0,05 g de Mg(OH)₂, sendo os cálculos das quantidades baseado nos

íons presentes na ARS. O pH da SI foi corrigido para próximo de 7,8 com a adição de HCl. O pH, condutividade elétrica (CE) e resultados analíticos de alguns íons de uma amostra da água deionizada (AD) empregada nos experimentos, da ARS e da SI, encontram-se na Tabela 4.

Tabela 4 Resultados analíticos de uma amostra da água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) usadas nos experimentos

Atributo	AD	ARS	SI
pH	4,6	7,7	7,8
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	1,0	2160	2760
CO ¹ (mg L^{-1})	15,9	51,5	26,93
CI ² (mg L^{-1})	3,2	179,2	32,3
C ³ (mg L^{-1})	19,1	230,7	59,3
Li ⁺ (mg L^{-1})	ND ⁴	ND	ND
Na ⁺ (mg L^{-1})	2,0	34,4	34,6
NH ₄ ⁺ (mg L^{-1})	ND	320,0	371,8
K ⁺ (mg L^{-1})	2,3	151,7	141,7
Mg ²⁺ (mg L^{-1})	ND	9,5	7,8
Ca ²⁺ (mg L^{-1})	ND	43,1	0,3
F ⁻ (mg L^{-1})	0,1	0,2	0,1
Cl ⁻ (mg L^{-1})	26,6	95,8	798,1
NO ₂ ⁻ (mg L^{-1})	ND	0,2	ND
Br ⁻ (mg L^{-1})	ND	0,2	0,2
NO ₃ ⁻ (mg L^{-1})	ND	0,2	3,9
PO ₄ ³⁻ (mg L^{-1})	16,0	87,3	230,5
SO ₄ ²⁻ (mg L^{-1})	ND	9,9	31,4
B ⁻ (mg L^{-1})	ND	< 0,25	ND
Cu ⁺ (mg L^{-1})	ND	< 0,05	ND
Fe ²⁺ (mg L^{-1})	ND	< 0,02	ND
Mn ²⁺ (mg L^{-1})	ND	< 0,05	ND
Zn ²⁺ (mg L^{-1})	ND	< 0,05	ND

¹CO = Carbono orgânico dissolvido; ²CI = Carbono inorgânico; ³C = Carbono total dissolvido;
⁴ND = Não detectado.

As colunas usadas no experimento de lixiviação foram confeccionadas a partir de tubos de PVC com 10 cm de diâmetro interno e 100 cm de comprimento. Com o propósito de, na etapa de desmontagem, separar o solo da coluna em camadas, o tubo foi seccionado aos 10, 20, 40, 60 e 80 cm, e unido com fita adesiva. A base de cada coluna apresentou um orifício na parte central, com 2 cm de diâmetro, a fim de permitir a saída e coleta da solução lixiviada (efluente). O fundo de cada coluna recebeu uma tela de polietileno e outra de tecido organza, seguida por uma camada de 2 cm de areia lavada, para permitir a drenagem. Essa areia foi lavada, com HCl e água, constituído-se em mistura com a proporção de 80% de partículas com diâmetro entre 1-2 mm e 20% com diâmetro menor que 0,5 mm.

As colunas foram empacotadas (preenchidas) a partir da base, com amostras do solo das camadas de 80-100, 60-80, 40-60, 20-40 e 0-20 cm. As amostras de solos da camada 0-20 receberam calcário dolomítico, para elevar a saturação por bases do solo a 70%, o que correspondeu a 3,9; 5,57 e 0,79 g de calcário para o LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente. Para montagem das colunas, a cada 2 cm acrescentado, o material foi levemente compactado. A metade das colunas recebeu 47,7 g de lodo de esgoto, que foi misturado junto com o calcário na camada de 0 a 20 cm. A quantidade de lodo de esgoto foi calculada em função do seu teor de nitrogênio, sendo uma média normalmente aplicada na cultura do cafeeiro para suprir sua demanda de nitrogênio. Cada coluna recebeu 9,3; 8,8 e 9,5 kg dos solos LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente. A densidade do material de solo nas colunas foi de 1,2; 1,14 e 1,22 g cm⁻³ para LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente.

Depois de preparadas, as colunas foram colocadas em suporte de madeira, estando cada coluna sobre um funil de polietileno, empregado para facilitar a coleta do lixiviado (Figura 1, detalhes A e C). Adicionou-se,

inicialmente, 4 L de água deionizada em cada uma das colunas, para umedecimento; coletou-se a água percolada, calculou-se a capacidade de retenção de água dos solos. Depois de cessar a saída de água das colunas, cada coluna reteve 2,6; 3,0 e 2,7 L de água para o LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente. Quinze dias depois da aplicação inicial de água deionizada, adicionou-se 1 L de água deionizada, para padronização da umidade de cada solo. Depois, foi adicionado semanalmente 1 L de AD, ARS ou SI, conforme os tratamentos, pelo período de 10 semanas. Como medida preventiva de evitar o fluxo preferencial de água pela parede das colunas tomou-se o cuidado de aplicar a água e soluções, por gotejamento na porção central da superfície do solo, em cada coluna (Figura 1, detalhe B).



Figura 1 Experimento de lixiviação de nitrogênio e fósforo em colunas de PVC preenchidas com amostras de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, Latossolo Vermelho distroférico e um Argissolo Vermelho-Amarelo (A) e detalhe do sistema (B e C)

As parcelas foram montadas em delineamento casualizado, com três repetições, sendo testados dezoito tratamentos em esquema fatorial de 3 solos x

2 condições (com e sem LE) x 3 soluções de lixiviação (AD, ARS e SI), totalizando 54 parcelas experimentais. Os tratamentos consistiram da combinação de aplicações de AD, ARS e SI em 3 solos, tratados ou não com LE.

O lixiviado foi coletado semanalmente, 2 dias após cada aplicação das soluções, sendo, nessas ocasiões, medido o seu volume, pH, condutividade elétrica (CE); amostras dos lixiviados coletados foram armazenados em vidro âmbar de 0,25 L em câmara fria, para posterior análise da concentração de amônio (N-NH_4^+), nitrato (N-NO_3^-) e fosfato (PO_3^{-3}).

As concentrações de amônio, nitrato e fosfato foram determinadas por cromatografia iônica (ICS 1100, Dionex, USA), operando com um detector de condutividade DS6. As colunas usadas foram a Ion Pack AS23, para espécies aniônicas, e Ion Pack CS12A, para espécies catiônicas. Na análise cromatográfica, os eluentes usados foram 45 mM de Na_2CO_3 /14 mM de NaHCO_3 , para ânions, e 20 mM de H_2SO_4 , para cátions, com o fluxo de $0,25 \text{ mL min}^{-1}$, com volume de injeção de $20 \mu\text{L}$. A curva padrão foi preparada a partir de soluções estoques de padrões Dionex com concentrações de 1000 mg L^{-1} . As análises estatísticas dos dados, bem como as construções dos gráficos foram realizadas no R 2.14.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A variação nas quantidades de amônio (NH_4^+) lixiviadas de cada coluna, durante o experimento, é apresentada na Figura 2. As colunas que receberam lodo de esgoto (LE) tiveram comportamento semelhante àquelas sem LE, porém a aplicação de LE elevou a quantidade de amônio lixiviadas após a segunda aplicação das soluções até a quinta, mostrando uma pequena contribuição do LE nas quantidades de amônio movimentadas nestas colunas de solo. As quantidades totais de amônio lixiviadas são apresentadas na Tabela 5. Nas colunas com solo LVAd sem LE, as quantidades de amônio nas lixiviadas

foram menores do que aquelas com o solo LVAd com LE, para solução iônica (IS), não havendo diferença com relação a água residuária de suinocultura (ARS), e maior quantidade de amônio lixiviada nas colunas que receberam somente água deionizada (AD). Nas colunas com LVdf e LE, as quantidades de amônio lixiviadas foram superiores às colunas com LVdf sem LE, para SI e ARS, não diferenciando na AD. As colunas com PVAd com LE apresentaram valores de amônio superiores as com PVAd sem LE, para a SI, não diferenciando na ARS e AD. Boeira (2009) observou resultados semelhantes, com remoção superior a 50 % do total de amônio mineralizado do LE nas duas primeiras semanas depois da aplicação. Como geralmente a aplicação do LE ocorre antes da semeadura das culturas, se houver intensas precipitações poderá haver movimentação vertical de amônio e nitrato no perfil do solo, principalmente durante os estádios iniciais de desenvolvimento da cultura, quando a demanda de N ainda é pequena (BASSO et al., 2005). Isto é mais difícil de ocorrer quando da aplicação de fertilizantes químicos, já que a aplicação das quantidades agronomicamente recomendadas de N ao solo via fertilizante químico, em geral, é feita de forma parcelada, em função das épocas em que há absorção mais intensa pelas raízes das plantas cultivadas (BOEIRA, 2009).

Nas colunas que receberam a AD, o amônio proveniente do solo ou de alguma reação de mineralização da matéria orgânica do solo foi todo lixiviado até a 5ª aplicação da AD (Figura 2). A contribuição efetiva da irrigação com as soluções nos íons lixiviados ocorreu depois da 5ª aplicação, onde a lixiviação de amônio foi diferente entre a AD e SI. Entretanto, a ARS não apresentou diferença da AD como era esperado, devido a uma possível alta taxa de nitrificação que transformou parte do amônio presente na ARS em nitrato, fazendo com que a quantidade de amônio lixiviada nas colunas com ARS fosse próxima da AD. Assim, as colunas que receberam a SI apresentaram

quantidades de amônio lixiviadas superiores àquelas que receberam a ARS e AD (Tabela 5). O revolvimento do solo, secagem preparo para montagem das colunas pode ter diminuído a atividade microbiana. Logo, nesse início, as quantidades de amônio e nitrato lixiviados estão relacionadas, principalmente, com as quantidades presente no solo e aos processos de adsorção dos íons de amônio e nitrato no solo. No LVdf, o tamanho reduzido e elevada resistência de agregados, que representam poros menores e de mais difícil acesso pela água percolante, são fatores que podem contribuir para a menor quantidade de amônio na solução lixiviada, nas primeiras coletas. A gibbsita em maior quantidade nesse tipo de solo é um mineral que tem uma grande importância para manter a estrutura microgranular do LVdf (FERREIRA; FERNANDES; CURI, 1999). No LVAd e PVAd é menor a resistência à dispersão, por terem constituição essencialmente caulinitica (VITORINO et al., 2003). No entanto, o PVAd tem argilas mais reativas que o LVAd, as quais proporcionaram uma maior adsorção no solo e menor concentração de amônio na solução desse solo. Na Tabela 5, a quantidade de amônio totais lixiviados no PVAd foi menor do que no LVdf, e neste foi menor que no LVAd, independente da solução aplicada à coluna. A diferença final entre os solos, em termos de lixiviação de amônio, deve-se ao fato de que o PVAd apresenta mais elevado teor de MO na camada de 0-20, maior presença de argilas mais reativas e uma maior CTC efetiva no seu perfil, resultando em maior retenção de amônio. No LVdf, o elevado teor de MO no perfil do solo e uma maior CTC efetiva na camada de 0-20 também pode ter contribuído para menor lixiviação de amônio relativamente ao LVAd.

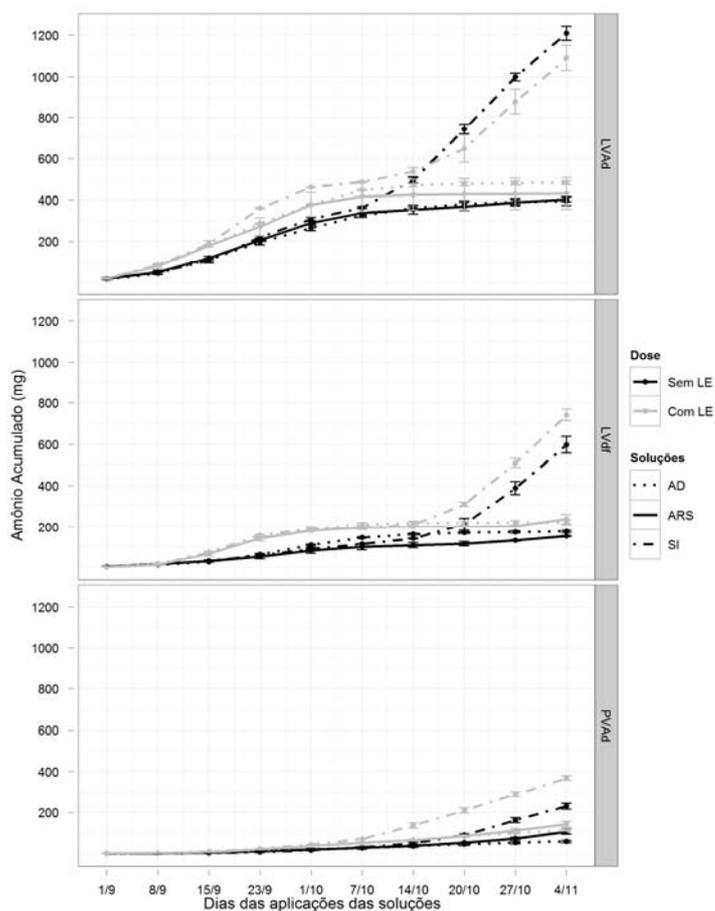


Figura 2 Quantidades de amônio acumulados nos lixiviados do ensaio em função dos dias das aplicações de água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) com e sem lodo de esgoto (LE)

Tabela 5 Quantidades totais de amônio lixiviadas no ensaio de aplicações de água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) com e sem lodo de esgoto (LE)

Solo	AD	ARS	SI
Amônio (mg)			
Sem LE			
LVAd	393,3 A ¹ b ² β ³	402,8 A a β	1209,0 A a α
LVdf	176,4 B a β	153,7 B b β	597,5 B b α
PVAd	58,7 C a β	106,6 B a β	229,6 C b α
Com LE			
LVAd	482,4 A a β	430,9 A a β	1090,0 A b α
LVdf	220,6 B a β	238,3 B a β	740,6 B a α
PVAd	112,8 C a β	142,2 C a β	368,1 C a α

¹Letras maiúsculas comparam médias de solo em um mesmo nível de dose de lodo de esgoto e solução pelo teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 0,05. ²Letras minúsculas comparam médias de dose de lodo de esgoto em um mesmo nível de solo e solução pelo teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 0,05. ³Letras gregas comparam médias de soluções em um mesmo nível de solo e dose de lodo de esgoto pelo teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 0,05.

A variação ocorrida com a quantidade de nitrato (NO₃⁻) no lixiviado de cada coluna, durante o experimento, é apresentada na Figura 3. As colunas que receberam LE tiveram um aumento nas quantidades iniciais de nitrato lixiviadas com relação às colunas sem LE. Assim, as colunas que receberam LE, independentemente da classe de solo, as quantidades de nitrato lixiviadas foram quase o dobro das colunas sem LE para a aplicação de AD (Tabela 6). As colunas de LVAd com LE apresentaram teores de nitrato superiores ao lixiviado das colunas do LVAd sem LE, para ARS, não diferenciando no SI. Nas colunas de LVdf com LE houve maior lixiviação de nitrato, em relação ao LVdf sem LE, para SI. Dynia, Souza e Boeira (2006), avaliando doses de LE para o cultivo de milho, observaram, após o quarto ano de cultivo, teores de nitrato no lixiviado

de solo variando entre 86 mg L^{-1} , para a menor dose, e 464 mg L^{-1} para a maior dose de LE. Os autores informaram que mesmo que sejam poucas aplicações de LE, as doses elevadas implicam risco real de contaminação das águas subterrâneas, em curto prazo.

A aplicação de ARS nos solos aumentou a lixiviação de nitrato em relação aos solos que receberam SI, sendo esses resultados superiores à AD, depois da 5ª aplicação das soluções (Figura 3). Os solos que receberam a ARS, apresentaram maiores quantidades de nitrato, em relação aos solos que receberam SI, exceto o LVdf sem LE onde não houve diferença entre as quantidades de nitrato lixiviadas; no PVAd com LE onde não houve diferença. As quantidades de nitrato lixiviadas nas colunas que receberam ARS e SI foram superiores às que receberam AD, exceto no PVAd com LE, onde não houve diferença entre SI e AD (Tabela 6). Grande parte do nitrato lixiviado ao longo das coletas, em todos os solos, se deve à mineralização da matéria orgânica nas colunas, provenientes do amônio ou matéria orgânica da ARS. A mineralização da própria matéria orgânica do solo não é descartada como fonte de parte desse nitrato, uma vez que tanto no lixiviado das colunas que receberam ARS, como naquelas que receberam SI ou mesmo AD houve, ao longo das coletas, concentrações de nitrato superiores às iniciais presentes nessas soluções. É interessante notar que, até mesmo para o lixiviado das colunas que receberam somente água deionizada, a partir da segunda aplicação, os teores de nitrato no lixiviado foram superiores aos limites estabelecidos pela legislação, com máximo permitido de 10 mg L^{-1} (BRASIL, 2005). Gomes et al. (2004) observaram perdas de nitrato do solo com aplicação de água residuária de frigorífico, sendo as maiores perdas observadas em solos que receberam calagem. Os autores ainda indicaram que, para os solos corrigidos com calagem, as perdas foram 9% superiores nos solos arenosos em relação aos solos argilosos. Azevedo et al. (1995) também relataram que a aplicação de calcário

incrementa a concentração de nitrato na solução do solo. O calcário aumenta o pH do solo, o que intensifica a taxa de nitrificação e o movimento subsequente de nitrato, além de aumentar a quantidade de cargas negativas nas partículas minerais e na matéria orgânica, que contribui para reduzir a sorção desse ânion no solo. Em consequência disso, parte do nitrato presente na camada arável do solo, que não é aproveitada pelas plantas, fica sujeita à lixiviação, podendo, ao longo do tempo, atingir o lençol freático e os corpos de água (DYNIA; SOUZA; BOEIRA, 2006).

Nas colunas contendo o solo PVAd, a lixiviação de nitrato foi menor, no decorrer do ensaio, comparativamente às colunas contendo o LVdf, sendo neste último visivelmente inferior ao LVAd (Figura 3). As colunas de PVAd sem e com LE apresentaram menor lixiviação de nitrato em relação ao LVAd e LVdf, para a ARS e SI. As colunas de LVdf sem e com LE apresentaram menor lixiviação do que no caso do LVAd, para ARS, não diferenciando no SI e AD (Tabela 6). A menor lixiviação de nitrato no PVAd, contrariamente ao que era esperado, é atribuída à maior reatividade das argilas, que embora com predomínio de cargas negativas, ainda teve sítios suficientes para reter o nitrato no interior das colunas, o mesmo não ocorrendo com as colunas contendo LVAd e LVdf. Comparando os dois latossolos, o LVdf por ser mais oxidico e, portanto, apresentar mais cargas positivas, reteve mais nitrato do que o LVAd. Outro fator que contribuiu com a menor lixiviação de nitrato no LVdf é o fato deste solo apresentar menor pH, o que pode ter reduzido a nitrificação. O LVAd apresenta menor CTC potencial e efetiva, por isso teve maior lixiviação de nitrato, além de um menor teor de MO, que aumentaria retenção de íons de nitrato nas colunas de solo. Segundo Rajj (1991), é difícil de se prever a dinâmica do nitrogênio (N) no solo, em curto prazo, pois esta depende da disponibilidade de resíduos orgânicos, da relação carbono/nitrogênio (C/N) no solo, da umidade, do pH e de outros fatores, podendo haver concentração de nitrogênio mineral no solo, em

um dado momento, e, em outro, sua completa ausência. Nas colunas onde foi aplicado ARS, o N mineral compõe cerca de 50 % do N total, podendo ocorrer perdas de N por volatilização na forma de amônia, que além de poluir o ar também diminui o potencial fertilizante (BASSO et al., 2005). Já no caso do LE, Boeira (2009) discutiu sobre a importância de se observar que, embora a liberação nitrogênio seja contínua por longo tempo, a geração de N disponível às plantas ocorre em grande parte logo após a aplicação. Isso mostra uma necessidade de se manter o solo sempre com alguma cultura em crescimento ou uma forrageira para melhor aproveitamento do amônio e nitrato do LE e ARS e prevenir a lixiviação do nitrato.

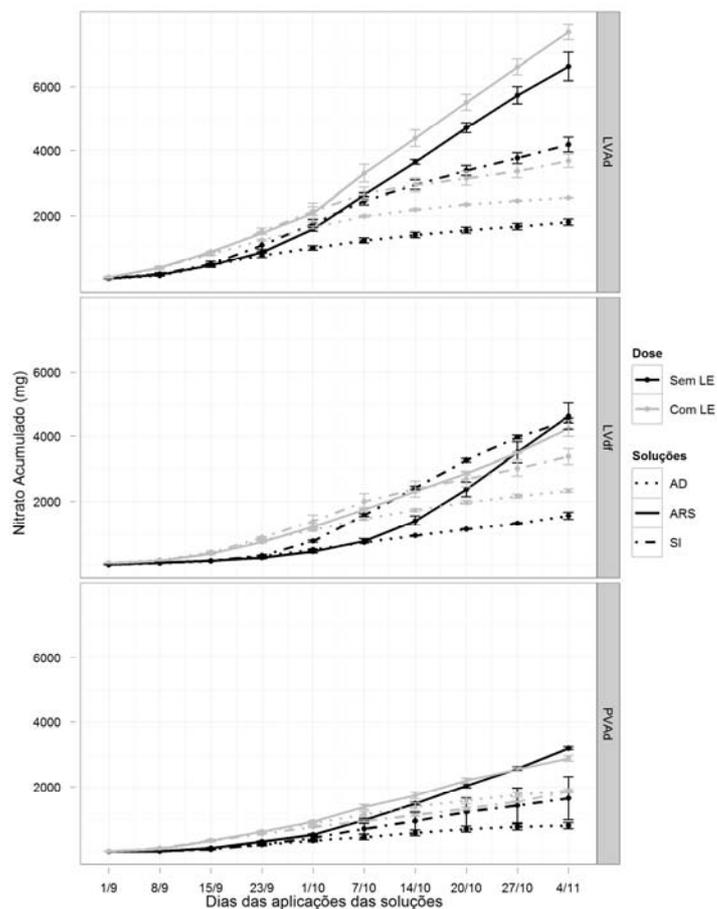


Figura 3 Quantidades acumuladas de nitrato nos lixiviados do ensaio em função dos dias das aplicações de água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) com e sem lodo de esgoto (LE)

Tabela 6 Quantidades totais de nitrato lixiviadas no ensaio de aplicações de água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) com e sem lodo de esgoto (LE)

Solo	AD			ARS		SI		
Nitrato (mg)								
Sem LE								
LVAd	1804,8	A ¹	B ²	γ ³	6625,0	A b α	4183,6	A a β
LVdf	1554,6	A	b	β	4622,2	B a α	4485,5	A b α
PVAd	797,6	B	b	γ	3208,2	C a α	1648,6	B a β
Com LE								
LVAd	2555,1	A	a	γ	7683,3	A a α	3683,6	A a β
LVdf	2330,7	A	a	γ	4240,2	B a α	3376,6	A a β
PVAd	1877,2	A	a	β	2887,8	C a α	1861,1	B a β

¹Letras máiusculas comparam médias de solo em um mesmo nível de dose de lodo de esgoto e solução pelo teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 0,05. ²Letras minúsculas comparam médias de dose de lodo de esgoto em um mesmo nível de solo e solução pelo teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 0,05. ³Letras gregas comparam médias de soluções em um mesmo nível de solo e dose de lodo de esgoto pelo teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 0,05.

A variação ocorrida com a quantidade de fosfato (PO_4^{3-}) no lixiviado de cada coluna, durante o experimento, é apresentada Figura 4. Uma grande variabilidade nos dados ocorreu em relação ao material aplicado nas colunas, não sendo possível detectar tendências claras. A SI propiciou menor lixiviação de fosfato do que a ARS e AD. A quantidade de fosfato aplicado via AD, ARS, SI e LE foram 0,16; 0,87; 2,3 e 0,2 g, respectivamente, em cada coluna com área de 0,00785 m². Dessa aplicação, uma grande parte foi retida no solo e uma pequena parte seguiu com a água, pois há acúmulo de fosfato no solo e também houve incremento no mesmo, após os tratamentos com ARS, SI e LE. A SI propiciou a acidificação dos solos e um aumento nos teores de alumínio trocáveis no perfil do solo o que fez com que ocorresse maior fixação de fosfato.

A aplicação superficial dos adubos nitrogenados amoniacais liberam íons hidrogênio durante a nitrificação que provocam a diminuição de pH. Esse abaixamento do pH pode se tornar limitante à produção vegetal, em função da toxidez de alumínio e/ou de manganês e do desbalanço na disponibilidade de nutrientes às plantas, como fósforo (RHEINHEIMER et al., 2000). Os teores de fósforo no lixiviado variaram e alguns valores estiveram acima do limite permitido, variando de 0 a 0,32 mg L⁻¹, sendo o valor máximo permitido 0,1mg L⁻¹ (BRASIL, 2005). Foram observados maiores teores de fósforo nos lixiviados do PVAd, em relação ao LVdf, com valores médios de 2,38 e 1,78 mg, respectivamente, sendo que esse solo apresentou maior lixiviação de fosfato do que o LVAd, com valor médio de 0,75 mg.

Basso et al. (2005) também não verificaram efeito nas doses de dejetos de suíno sobre as concentrações de fósforo na água percolada, sendo pouco expressivas em relação às quantidades adicionadas via dejetos de suínos. Oliveira et al. (2004) verificaram concentrações entre 0,04 a 2,46 mg L⁻¹ em avaliação do efeito de ARS na extração de nutrientes pela cultura do milho. José et al. (2009) verificaram que a concentração desse nutriente no material percolado foi de 0,1 mg L⁻¹, na primeira amostragem (16 dias após a semeadura), e nas amostragens seguintes (48 e 82 dias após a semeadura) houve aumento nas concentrações. O aumento foi atribuído, pelos autores, às maiores dosagens aplicadas e à capacidade de retenção de fósforo no solo. Berwanger (2006) verificou que a aplicação de dejetos líquidos de suíno, por um período de cinco anos, potencializou as transferências de fósforo por percolação, que ocorreu através de fluxo preferencial (BASSO et al., 2005). Mesmo assim a transferência de fósforo por lixiviação está mais associada com as condições físicas do solo e as formas de fósforo (BERWANGER, 2006). Anami et al. (2008) estudaram o processo de percolação de íons de nitrato e fosfato, em colunas de solo e verificaram que o íon nitrato apresentou elevado potencial de

percolação, ao contrário do que ocorreu com o íon fosfato, que apresentou baixo potencial de contaminação.

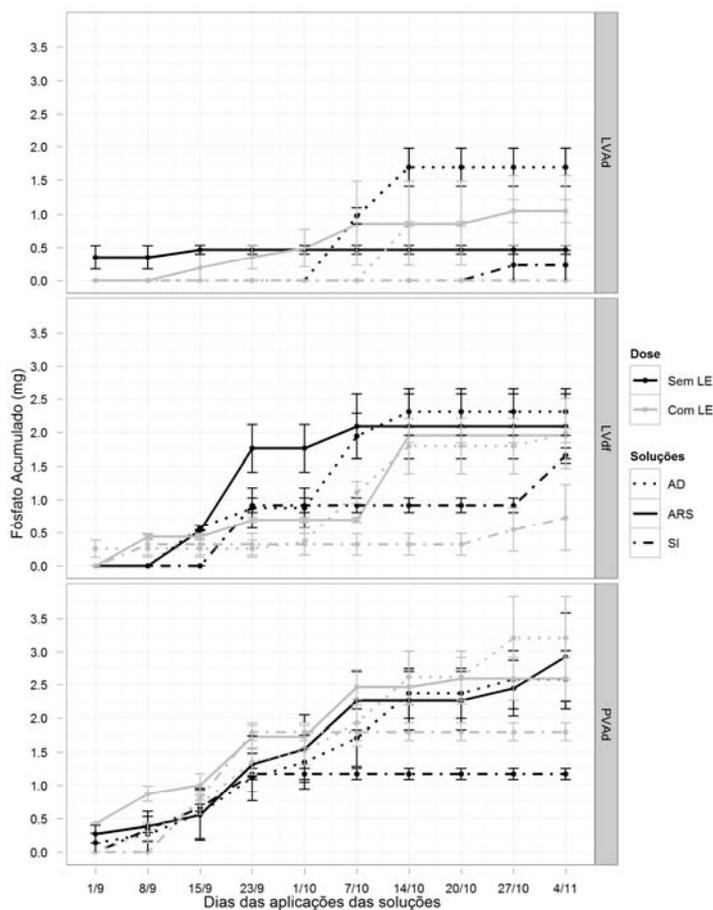


Figura 4 Quantidades acumulada de fosfato nos lixiviados do ensaio em função dos dias das aplicações de água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distrófico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) com e sem lodo de esgoto (LE)

4 CONCLUSÕES

A aplicação de LE não tem efeito expressivo na lixiviação de amônio e nitrato.

A adição de ARS não afetou a concentração de amônio no lixiviado, porém houve aumento na concentração de nitrato, ao longo das aplicações, o que pode representar grandes perdas por lixiviação.

As colunas contendo amostras do solo PVAd apresentaram menores perdas por nitrato e amônio que aquelas contendo amostras de LVdf e LVAd.

Não houve efeito na lixiviação de fosfato com aplicação de LE ou ARS para todos os solos.

A aplicação LE e, principalmente, de ARS pode levar a grandes perdas por nitrato por lixiviação e sua aplicação deve seguir critérios rigorosos para que não leve a grandes impactos ambientais, levando em consideração não apenas a concentração de amônio e nitrato na LE e ARS, mas também o solo onde esses materiais serão aplicados.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a CAPES, CNPq e Fapemig pelo suporte financeiro concedido ao projeto e a bolsa do mestrado concedida ao autor deste trabalho.

REFERÊNCIAS

- ANAMI, M. H. et al. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 1, p. 75-80, 2008.
- ANDRADE, C. A. D.; MATTIAZZO, M. E. Nitratos e metais pesados no solo e nas árvores após aplicação de bio sólido (lodo de esgoto) em plantações florestais de *Eucalyptus grandis*. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 1, n. 58, p. 59-72, 2000.
- ANJOS, A. R. M.; MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com bio sólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 24, n. 4, p. 927-938, out./dez. 2000.
- AZEVEDO, A. S. et al. Movement of NO₃-N and atrazine through soil columns as affected by lime application. **Transactions of the ASAE**, Saint Joseph, v. 39, n. 3, p. 937-946, 1995.
- BAR-YOSEF, B. Fertilization under drip irrigation. In: PALGRAVE, D. A. (Ed.). **Fluid fertilizer: science and technology**. New York: M. Dekker, 1991. p. 285-325.
- BASSO, C. J. et al. Dejeito líquido de suínos: II., perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1305-1312, nov./dez. 2005.
- BERTONCINI, E. I.; MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 23, n. 3, p. 737-744, jul./set. 1999.
- BERWANGER, A. L. **Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejeito líquido de suínos**. 2006. 101 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O. **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2006. 349 p.

BOEIRA, R. C. Lixiviação de nitrogênio em latossolo incubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 33, n. 4, p. 947-958, jul./ago. 2009.

BRASIL. Resolução CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, v. 357, n. 58, p. 259-282, 2005.

CAPRA, A.; SCICOLONE, B. Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 68, n. 2, p. 135-149, 2004.

CERETTA, C. A. et al. Dejeito líquido de suínos: I., perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, nov./dez. 2005.

DYNIA, J. F.; SOUZA, M. D. de; 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, 1997. 212 p.

FERREIRA, M. M.; FERNANDES, B.; CURI, N. Influência da mineralogia da fração argila nas propriedades físicas de latossolos da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 23, n. 3, p. 515-524, jul./set. 1999.

FIGUEIREDO, P. Adubação orgânica e contaminação ambiental. **Revista Verde de Agroecologia**, Mossoró, v. 5, n. 3, p. 1-4, jul./set. 2010.

GOMES, E. R. S. et al. Movimento de nitrato proveniente de água residuária em colunas de solos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 24, n. 3, p. 557-568, 2004.

HAMODA, M.; ALAWADI, S. Improvement of effluent quality for reuse in a dairy farm. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 33, n. 10/11, p. 79-85, 1996.

HARGREAVES, J.; ADL, M.; WARMAN, P. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 123, n. 1/3, p. 1-14, 2008.

HEATHWAITE, L.; SHARPLEY, A.; GBUREK, W. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, n. 1, p. 158-166, Feb. 2000.

HESKETH, N.; BROOKES, P. C. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, n. 1, p. 105-110, Feb. 2000.

HIGASHIKAWA, F. S.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W. Chemical and physical properties of organic residues. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 34, n. 5, p. 1742-1752, 2010.

JOSÉ, J. V. et al. Efeito da aplicação de efluente de abatedouro bovino tratado em lagoas de estabilização no solo e no desenvolvimento do milho. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, Guarapuava, v. 2, n. 1, p. 51-59, 2009.

MOZAFFARI, M.; SIMS, J. T. Phosphorus availability and sorption in an Atlantic coastal plain watershed dominated by animal-based agriculture. **Soil Science**, Baltimore, v. 157, n. 2, p. 97-107, 1994.

OLIVEIRA, R. A. de et al. Efeito da aplicação de água residuárias de suinocultura nas características nutricionais do milho. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, Sete Lagoas, v. 3, n. 3, p. 357-369, 2004.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2011. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 1 jun. 2011.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. São Paulo: Ceres; POTAFOS, 1991. 285 p.

RHEINHEIMER, D. dos S. et al. Aplicação superficial de calcário no sistema plantio direto consolidado em solo arenoso. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 30, n. 2, p. 263-268, mar./abr. 2000.

RODRIGUES, M. B. et al. Efeitos de fertirrigações com águas residuárias de laticínio e frigorífico no solo e na produtividade da alfaca. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 3, p. 173-182, 2011.

SECCO, R. C. **Fitodisponibilidade de zinco, cobre, e níquel de lodo esgoto (N-Viro Soil) e de dejetos de suínos aplicados superficialmente a latossolo vermelho sob plantio direto**. 2007. 154 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

SHEPHERD, M. A. Factors affecting nitrate leaching from sewage sludges applied to a sandy soil in arable agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 58, n. 2/3, p. 171-185, 1996.

SILVA, A. T. **Movimentação de amônio, nitrato, potássio e fósforo aplicados por fertirrigação em latossolos**. 2004. 68 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2004.

VITORINO, A. C. T. et al. Mineralogia, química e estabilidade de agregados do tamanho de silte de solos da região Sudeste do Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 1, p. 133-141, jan. 2003.

ARTIGO 2 LIXIVIAÇÃO DE TIAMETOXAM EM SOLOS TRATADOS COM LODO DE ESGOTO E ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA

Alisson Lucrécio da Costa, José Maria de Lima, Vitória de Souza de Oliveira, Renê Luís de Oliveira Rigitano, Carlos Alberto Silva

RESUMO

Lodo de esgoto (LE) e água residuária de suinocultura (ARS) são aplicados em solos para reutilização desses subprodutos, proporcionando benefícios como a ciclagem de nutrientes e a diminuição nos custos de produção. Entretanto, caso as aplicações desses resíduos ocorram juntamente com pesticidas, a matéria orgânica dissolvida presente nos resíduos pode interferir na sorção ou até mesmo aumentar o carreamento de moléculas de pesticidas no perfil do solo. Diante disto, os objetivos do trabalho foram avaliar o efeito do lodo de esgoto (LE) e da aplicação de água residuária de suinocultura (ARS), água deionizada (AD), solução iônica (SI) na sorção e lixiviação do tiametoxam em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd). O experimento de sorção foi realizado pelo método padrão de equilíbrio em lote, em amostras da camada 0-20 cm dos solos tratados, com posterior quantificação do tiametoxam por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE), empregando o modelo de Freundlich para obtenção dos parâmetros de sorção. O experimento de lixiviação foi montado em colunas com amostras desses solos, empregando tubos de PVC com 10 cm de diâmetro interno e 100 cm de comprimento, adaptadas a fim de permitir a saída da solução lixiviada. O preenchimento das colunas foi feito a partir da base, com amostras secas ao ar e peneiradas, respeitando-se as camadas do perfil original. Adicionou-se calcário na camada de 0-20 cm, conforme o tipo de solo, e mais 4 L de água deionizada em cada uma das colunas, para umedecimento inicial. Após 15 dias foi aplicado 0,86 mg de tiametoxam e 1 L de ARS, AD or SI na superfície das colunas. Este procedimento foi repetido por mais 9 vezes em intervalos de 7 dias entre cada aplicação. O lixiviado foi coletado, determinando-se a concentração de tiametoxam por CLAE. A aplicação de LE não alterou a sorção de tiametoxam nos solos estudados. Porém, a aplicação de ARS reduziu a sorção do pesticida para os solos LVAd e PVAd. A interação LE e ARS reduziu a sorção para os três solos estudados. A lixiviação de tiametoxam aumentou com a aplicação de LE e ARS nos solos LVAd e PVAd. Em relação ao solo LVdf, com mais elevado teor de matéria orgânica, óxidos de ferro e óxidos de alumínio no perfil do solo, que contribuíram para uma menor

lixiviação do tiametoxam. Vale ressaltar que as soluções de AD e SI foram utilizadas como parâmetros de comparação com a ARS.

Palavras-chave: Resíduo orgânico. Matéria orgânica dissolvida. Pesticida. Sorção.

ARTICLE 2 LEACHING OF THIAMETHOXAM IN SOIL TREATED WITH SEWAGE SLUDGE AND SWINE WASTEWATER

ABSTRACT

Sewage sludge (SS) and swine wastewater (SW) are applied to soils for reuse of these byproducts, which provides benefits such as nutrient cycling and fertilization costs. However, if pesticides are also applied to the same area, dissolved organic matter present in these wastes can interfere with the sorption or even increases the leaching of pesticide molecules in the soil profile. Therefore, the objective of this study was to evaluate the effect of SS and SW, as well as deionized water (DW) and ionic solution (IS) for comparison purposes, on sorption and leaching of thiamethoxam in dystrophic Red-Yellow Latosol (LVAd), dystroferric Red Latosol (LVdf) and dystrophic Red-Yellow Argisol (PVAd). Sorption experiment was done by the standard batch equilibrium in samples 0-20 cm layer of soils that received SS and SW. Thiamethoxam was quantified by high performance liquid chromatography (HPLC) and data were fitted to Freundlich model in order to obtain sorption parameters. The leaching experiment was done using soil columns, which were made of PVC tubes with 10-cm of internal diameter and 100-cm long; these columns were adapted to permit the leaching and sampling of the effluent. The columns were packed from the bottom, with air dried and sieved samples, keeping the sequence of layers as in the original soil profile. Limestone was added at 0-20 cm, depending on the soil type, and 4 L of deionized were also added to each columns for initial wetting. After 15 days, 0.86 mg thiamethoxam and 1 L of SW, DW or IS were applied to the column surface. This procedure was repeated once a week, for nine weeks. The leachate was collected and saved to measure the concentration of thiamethoxam by HPLC. The SS did not affect the thiamethoxam sorption in the soils. However, the SW reduced pesticide sorption in LVAd and PVAd. When applied together, LE and ARS reduced the sorption for all three soils, although leaching was increased only in LVAd and PVAd. Higher amount of organic matter in LVdf seems to mitigate leaching of thiamethoxam in this soil.

Keywords: Waste organic. Dissolved organic matter. Pesticide. Sorption.

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, a aplicação de resíduos em solos, como lodo de esgoto e água residuária de suinocultura, tem sido uma prática comum na agricultura em muitos países, devido ao fato de ser uma alternativa de baixo custo para descarte desses resíduos e representar adição de nutrientes, promovendo importante reciclagem dos nutrientes presentes nesses resíduos (BETTIOL; CAMARGO, 2006; CELLS; BARRIUSO; HOUOT, 1998; MAJUMDAR; SINGH, 2007). Os resíduos orgânicos alteram as propriedades físicas e químicas do solo, como tipo e teor de matéria orgânica, melhorando a agregação, a capacidade de retenção de água e a capacidade de troca de cátions (CTC) do solo, além de se constituírem em fontes de nutrientes para as plantas (BETTIOL; CAMARGO, 2006; CELLS; BARRIUSO; HOUOT, 1998).

No entanto, a utilização excessiva de lodo de esgoto e de água residuária de suinocultura pode causar problemas ambientais, por contaminar o solo, as águas subterrâneas, os rios com nitrato e elementos-traço, por meio da lixiviação e escoamento superficial (BASSO et al., 2005; BERTONCINI; MATTIAZZO, 1999; BETTIOL; CAMARGO, 2006; CERETTA et al., 2005; DYNIA; SOUZA; BOEIRA, 2006). Assim, as taxas e frequência de aplicação desses resíduos devem seguir critérios rigorosos, para que não causem efeitos negativos ao ambiente. Esses critérios são geralmente estabelecidos em termos de liberação de nutrientes, lixiviação e contaminação de água subsuperficial por nitrato e elementos-traço (BETTIOL; CAMARGO, 2006; CELLS; BARRIUSO; HOUOT, 1998). Entretanto, esses critérios não levam em consideração a influência desses resíduos no comportamento de outros compostos potencialmente poluentes, como os pesticidas (CELLS; BARRIUSO; HOUOT, 1998).

O inseticida tiametoxam é um desses pesticidas. Trata-se de um neonicotinoide, introduzido no Brasil para o controle de pragas em várias culturas, especialmente do cafeeiro. Esse pesticida é aplicado no solo para controlar insetos-praga da parte aérea, como é o caso do bicho-mineiro de folhas do cafeeiro. Seu uso nas lavouras cafeeiras tem aumentado rapidamente, de modo que, dependendo das condições do solo, há o risco de contaminação de água subterrânea, pois sua molécula é relativamente mais solúvel em água e apresenta baixa retenção pelas partículas do solo (URZEDO et al., 2006).

A aplicação LE e ARS pode alterar a sorção dessas moléculas, principalmente aquelas não-iônicas. Dessa forma, a sorção do tiametoxam constitui, principalmente, processo de partição do composto entre a solução aquosa e a matéria orgânica do solo. A aplicação de LE e ARS no solo aumenta a quantidade de carbono, que pode ser dividido em frações solúveis e insolúveis em água. Se, por um lado, a fração orgânica insolúvel aumenta a sorção de pesticida, a fração orgânica dissolvida pode reduzir a sorção, devido às interações entre as moléculas de pesticida e essa matéria orgânica dissolvida; ou pode facilitar a interação das moléculas do composto com as moléculas de água, influenciando a solvatação do produto. Assim, parte dele pode se movimentar no solo ao se associar à matéria orgânica dissolvida (CASTRO et al., 2006; URZEDO et al., 2006). Além disso, a competição da MOD e o pesticida, pelos sítios de sorção no solo, também afeta a sorção desse pesticida.

Entretanto, dependendo das características das camadas mais profundas do solo, essa fração do pesticida que se movimenta juntamente com a fração orgânica dissolvida poderá interagir com a fase mineral, ficando o produto retido no solo, como, por exemplo, no caso de camadas mais oxídicas (URZEDO et al., 2006). 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.

A contaminação ambiental com resíduos de pesticidas pode afetar organismos não-alvos. O número de pesticidas detectados em ecossistemas é cada vez maior; isso tem preocupado os órgãos envolvidos na proteção ambiental. Conclui-se então que é de fundamental importância compreender o comportamento de pesticidas no solo, como eles são afetados pelos fatores ambientais e, atualmente, por resíduos das diversas atividades humanas aplicados aos solos agrícolas. Dessa forma, teve-se como objetivos do trabalho avaliar o efeito do lodo de esgoto (LE) e da água residuária de suinocultura (ARS), água deionizada (AD) e solução iônica (SI) na sorção e lixiviação do tiametoxam em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd).

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no Laboratório de Conservação do Solo e Água do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras, em Lavras, MG, entre os anos de 2011 e 2012.

As amostras dos solos foram coletadas nas camadas de 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm de profundidade de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), um Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e um Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd), da região de Lavras, MG. Após a coleta, as amostras dos solos foram secas ao ar e passadas em peneiras de 2 mm de malha, para caracterização física, química e o ensaio de sorção, e em peneira de 4 mm de malha para o empacotamento das colunas de lixiviação. A caracterização física e química das amostras dos solos foi realizada de acordo com metodologia descrita pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa (1997). Os resultados são apresentados nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1 Principais atributos químicos de amostras de 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm de profundidade de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd), antes aplicação dos tratamentos

Solos	pH	t ¹ (cmol _c dm ⁻³)	T ²	V ³ (%)	m ⁴	MO ⁵ (dag kg ⁻¹)	P-Mehlich ¹ (mg dm ⁻³)	P-rem	S
0-20 cm									
LVAd	4,3	1,6	7,6	6,8	68,1	2,7	1,4	13,3	17,1
LVdf	4,3	1,5	10,2	3,3	78,1	4,6	1,4	8,2	12,8
PVAd	5,0	4,7	9,6	47,4	2,2	4,4	3,5	22,2	15,4
20-40 cm									
LVAd	4,5	1,2	5,9	4,8	75,8	1,9	0,8	14,6	21,4
LVdf	4,4	1,4	11,2	2,1	83,9	4,4	0,8	6,9	15,4
PVAd	4,9	2,3	6,4	29,9	17,2	1,8	1,7	20,2	33,5
40-60 cm									
LVAd	4,4	1,2	6,6	4,0	77,3	1,6	0,8	15,9	16,0
LVdf	4,7	0,8	7,3	3,2	71,9	2,7	0,8	7,6	13,8
PVAd	4,8	1,9	5,0	27,2	27,0	1,1	1,1	14,6	44,8
60-80 cm									
LVAd	4,4	0,8	5,3	4,4	72,2	1,6	0,8	10,6	14,9
LVdf	4,7	0,6	5,8	3,2	67,9	2,4	0,8	2,2	8,0
PVAd	4,9	1,7	4,8	32,9	5,9	1,0	1,1	12,9	63,9
80-100 cm									
LVAd	4,7	0,6	4,3	5,3	63,7	1,2	0,8	13,3	15,4
LVdf	4,6	0,6	6,5	3,1	66,5	2,4	0,8	3,5	21,4
PVAd	5,0	1,6	4,0	35,9	6,4	0,8	1,1	10,3	41,4

¹Capacidade de troca de catiônica efetiva; ²Capacidade de troca catiônica a pH 7,0; ³Índice de saturação por bases; ⁴Índice de saturação por alumínio; ⁵Matéria orgânica.

Tabela 2 Principais atributos físicos e mineralógicos de amostras de 0-20 e 40-60 cm de profundidade de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd)

Solos	Areia	Silte (dag kg ⁻¹)	Argila	SiO₂	Al₂O₃ (g kg ⁻¹)	Fe₂O₃	Ki¹	Kr²
0-20 cm								
LVAd	52	10	38	137,6	203,9	53,9	1,16	0,99
LVdf	24	7	69	129,8	319,1	171,8	0,7	0,52
PVAd	47	20	33	195	175	59	1,89	1,56
40-60 cm								
LVAd	32	5	63	197	270	95	1,24	1,01
LVdf	15	9	76	169	274	285	1,05	0,63
PVAd	31	18	52	238	247	76	1,64	1,37

¹Ki = 1,7(%SiO₂)/(%Al₂O₃); ²Kr = 1,7(%SiO₂)/[%Al₂O₃ + 0,64(%Fe₂O₃)].

O lodo de esgoto (LE) utilizado no experimento é originário da estação de tratamento de esgotos de Jundiaí, SP, onde o processo de tratamento é composto por lagoas aeradas de mistura completa, seguida de lagoas de decantação. Na sequência, o LE é desaguado por centrífugas e sofre a adição polieletrólitos, sendo compostado por 60 a 90 dias, sofrendo revolvimento mecânico, em um pátio coberto. Algumas características químicas do LE utilizado no experimento, determinadas de acordo com as análises realizadas por Higashikawa, Silva e Bettiol (2010), encontram-se na Tabela 3.

Tabela 3 Características químicas do lodo de esgoto (LE) da Estação de Tratamento de Esgoto de Jundiaí, SP

Atributo	LE	Atributo	LE
pH em água	5,5	Mo (mg kg ⁻¹)	ND ³
CE ¹ (µS cm ⁻¹)	10100	Ni (mg kg ⁻¹)	30
CO ² (g kg ⁻¹)	226	Zn (g kg ⁻¹)	1,3
N (g kg ⁻¹)	22,3	Al (mg kg ⁻¹)	11.5
P (g kg ⁻¹)	4	As (mg kg ⁻¹)	ND
K (g kg ⁻¹)	4	Ba (mg kg ⁻¹)	350
Ca (g kg ⁻¹)	23,4	Cd (mg kg ⁻¹)	13
Mg (mg kg ⁻¹)	1,9	Pb (mg kg ⁻¹)	106
S (g kg ⁻¹)	6,2	Cu (mg kg ⁻¹)	175
Na (g kg ⁻¹)	2,4	Cr (mg kg ⁻¹)	108
B (mg kg ⁻¹)	4,3	Hg (mg kg ⁻¹)	ND
Fe (g kg ⁻¹)	11,1	Se (mg kg ⁻¹)	ND
Mn (mg kg ⁻¹)	247		

¹CE=Condutividade Elétrica; ²CO= Carbono orgânico; ³ND = Não detectado.

A água residuária de suinocultura (ARS) é proveniente das instalações do setor de suinocultura do Departamento de Zootecnia da UFLA. A ARS empregada neste estudo passou por filtragem em caixa de areia e peneira estática, em seguida, por um tratamento primário composto de um tanque de acidificação e equalização. Completa o processo anterior com o tratamento secundário em um reator anaeróbico, compartimentado, seguido de reator UASB e decantador final. A ARS foi filtrada em peneiras de 37 µm e armazenada em câmara fria durante a realização do experimento.

Para fins de comparação, uma solução iônica (SI) foi preparada a partir de 0,14 g de KH₂PO₄, 0,01 g de KNO₃, 0,15 g de KCl, 0,01 g de (NH₄)₂SO₄, 0,04 g de K₂SO₄, 0,23 g de Ca(H₂PO₄)₂.H₂O, 0,18 g de NaH₂PO₄, 0,79 g de NH₄OH e 0,05 g de Mg(OH)₂, sendo os cálculos das quantidades baseado nos íons presentes na ARS. O pH da SI foi corrigido para próximo de 7,8 com a

adição de HCl. O pH, a condutividade elétrica (CE) e os resultados analíticos de alguns íons de uma amostra da água deionizada (AD) empregada nos experimentos, da ARS e da SI, encontram-se na Tabela 4.

Tabela 4 Resultados analíticos de uma amostra da água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) usadas nos experimentos

Atributo	AD	ARS	SI
pH	4,6	7,7	7,8
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	1,0	2160	2760
CO ¹ (mg L ⁻¹)	15,9	51,5	26,93
CI ² (mg L ⁻¹)	3,2	179,2	32,3
C ³ (mg L ⁻¹)	19,1	230,7	59,3
Li ⁺ (mg L ⁻¹)	ND ⁴	ND	ND
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	2,0	34,4	34,6
NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	ND	320,0	371,8
K ⁺ (mg L ⁻¹)	2,3	151,7	141,7
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	ND	9,5	7,8
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	ND	43,1	0,3
F ⁻ (mg L ⁻¹)	0,1	0,2	0,1
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	26,6	95,8	798,1
NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	ND	0,2	ND
Br ⁻ (mg L ⁻¹)	ND	0,2	0,2
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	ND	0,2	3,9
PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	16,0	87,3	230,5
SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	ND	9,9	31,4
B ⁻ (mg L ⁻¹)	ND	< 0,25	ND
Cu ⁺ (mg L ⁻¹)	ND	< 0,05	ND
Fe ²⁺ (mg L ⁻¹)	ND	< 0,02	ND
Mn ²⁺ (mg L ⁻¹)	ND	< 0,05	ND
Zn ²⁺ (mg L ⁻¹)	ND	< 0,05	ND

¹CO = Carbono orgânico dissolvido; ²CI = Carbono inorgânico; ³C = Carbono total dissolvido; ⁴ND = Não detectado.

2.1 Isotermas de sorção do tiametoxam

O experimento de sorção foi realizado utilizando o método padrão de equilíbrio em lote (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT - OECD, 2000), em amostras da camada 0-20 cm de LVAd, LVdf e PVAd, com e sem adição de LE, em triplicata. Dois gramas de amostra foram adicionados a 5 mL de solução de cloreto de cálcio 0,01 M contendo tiametoxam (0,1; 0,25; 0,5; 0,75; 1,0; 2,5; 7,5 e 15,0 mg L⁻¹) e 5 mL de AD, ARS ou SI, em tubos de vidro de 25 mL, com tampa rosqueável. As suspensões foram agitadas a 200 rpm, em temperatura de 25 ± 1 °C por 4 h. Esse tempo de agitação foi definido por meio de resultados do estudo de cinética, que indicaram ser esse tempo suficiente para se atingir o equilíbrio da reação (OLIVEIRA et al., 2009). Depois disto, as amostras foram centrifugadas a 1500 g (25 ± 1 °C) por 10 min e retirada uma alíquota de 1 mL do sobrenadante para análise. A seguir, a alíquota foi filtrada em 0,45µm, analisada em Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE), como descrito mais adiante.

O modelo de Freundlich foi empregado para obtenção dos parâmetros de sorção:

$$S = K_f C_e^n$$

onde S é a concentração sorvida na fase sólida (mg kg⁻¹); C_e é concentração de soluto na fase aquosa (mg L⁻¹); K_f [(mg kg⁻¹).(mg L⁻¹)⁻ⁿ] é o coeficiente de sorção de Freundlich; n é um fator de linearidade; K_f e n são constantes relacionadas com a capacidade e intensidade de adsorção, respectivamente.

2.2 Ensaio de lixiviação do tiametoxam

As colunas empregadas para o experimento de lixiviação foram confeccionadas a partir de tubos de PVC com 10 cm de diâmetro interno e 100 cm de comprimento. O tubo foi seccionado aos 10, 20, 40, 60 e 80 cm, e unidos com fita adesiva, para permitir a separação em camadas. Na base de cada coluna foi colocada uma tampa de PVC com um orifício na parte central, com 2 cm de diâmetro, a fim de se permitir a saída da solução lixiviada. O fundo de cada coluna recebeu uma tela de polietileno e outra de tecido organza, sobre a qual foi colocada uma camada de 2 cm de areia lavada, para facilitar a drenagem. Esta areia foi lavada com HCl e água, misturada numa proporção de 80% com diâmetro de partículas entre 1-2 mm mais os outros 20% areia, com diâmetro de partículas menores que 0.5 mm.

As colunas foram preenchidas, a partir da base, com amostras do solo das camadas de 80-100, 60-80, 40-60, 20-40 e 0-20 cm, mantendo-se, portanto, a sequência de camadas do perfil original dos solos. As amostras de solos da camada 0-20 receberam calcário dolomítico, para elevar a saturação por bases do solo a 70%, correspondendo a 3,9; 5,57 e 0,79 g de calcário para o LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente. Para montagem das colunas, a cada 2 cm acrescentado, o material foi levemente compactado. A densidade do material de solos nas colunas foi de 1,2; 1,14 e 1,22 g cm⁻³, para o LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente. A metade das colunas recebeu 47,7 g de lodo de esgoto juntamente com o calcário. A quantidade total de solo em cada coluna foi de 9,3; 8,8 e 9,5 kg para LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente.

Depois de preparadas, as colunas foram colocadas em um suporte de madeira, estando cada uma sobre um funil de polietileno empregado para facilitar a coleta do lixiviado (Figura 1, detalhes A e C). Adicionou-se, inicialmente, 4 L de água deionizada em cada uma das colunas, para

umedecimento do solo; coletou-se a água percolada e calculou-se a capacidade de retenção de água dos solos. Depois de cessar a saída de água das colunas, cada coluna reteve, em média, 2,6; 3,0 e 2,7 L de água para o LVAd, LVdf e PVAd, que representaram 33, 38 e 34% do volume da coluna, respectivamente. Quinze dias depois da aplicação inicial de água, adicionou-se 1 L de água deionizada, para padronização da umidade em cada solo, e aplicou-se 0,86 mg do pesticida tiametoxam, em cada coluna, diluído em 0,5 mL de água deionizada. Depois de aplicado o produto, foi adicionado semanalmente 1 L de AD, ARS e SI, por 10 semanas. Como medida preventiva de se evitar o fluxo preferencial de água pela parede das colunas, tomou-se o cuidado na aplicação da água e das soluções por meio de gotejamento na porção central da superfície do solo (Figura 1, detalhe B).

As parcelas foram montadas em delineamento casualizado, com três repetições, com dezoito tratamentos em esquema fatorial (3 x 2 x 3) totalizando 54 parcelas experimentais. Os tratamentos foram AD, ARS e SI em 3 solos com e sem LE.



Figura 1 Experimento de lixiviação do tiametoxam em colunas de PVC preenchidas com amostras de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, Latossolo Vermelho distroférico e um Argissolo Vermelho-Amarelo (A) e detalhe do sistema (B e C)

O lixiviado foi coletado semanalmente, 2 dias após cada aplicação, e medido o seu volume, o material foi armazenado em vidro âmbar de 0,25 L, em câmara fria para posterior análise da concentração de tiametoxam.

As concentrações de tiametoxam no experimento de sorção e lixiviação foram medidas utilizando HPLC, HP série 1100, operando com detector ultravioleta, comprimento de onda de 255 nm. A coluna utilizada foi uma Ascentis C18, 5 μm , 250x4,6 mm. A fase móvel utilizada foi acetonitrila/água ultra, na proporção 20/80, com fluxo de $1,0 \text{ mL min}^{-1}$ e volume de injeção de $100 \mu\text{L}$. Nessas condições o limite de detecção do tiametoxam foi de $1,0 \mu\text{g L}^{-1}$. A curva padrão foi preparada a partir de um padrão tiametoxam da Fluka com pureza de 99,5%. As análises estatísticas dos dados, bem como as construções dos gráficos foram realizadas no R 2.14.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Isotermas de sorção do tiametoxam

As isotermas de sorção do tiametoxam em amostras das camadas 0-20 cm do Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho Amarelo distrófico (PVAd) com e sem lodo de esgoto (LE), água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) são apresentadas na Figura 2. Os resultados das isotermas de sorção ajustaram-se bem ao modelo de Freundlich ($S = K_f C_e^n$), com coeficientes de determinação (r^2) variando de 0,93 a 0,99. De acordo com a classificação de Calvet (1989), as isotermas de sorção do tiametoxam no solo foram do tipo-L ($n < 1$). Os compostos que se comportam dessa forma apresentam uma diminuição na sorção com o aumento da concentração do pesticida na solução (CALVET, 1989; CELIS; BARRIUSO; HOUOT, 1998).

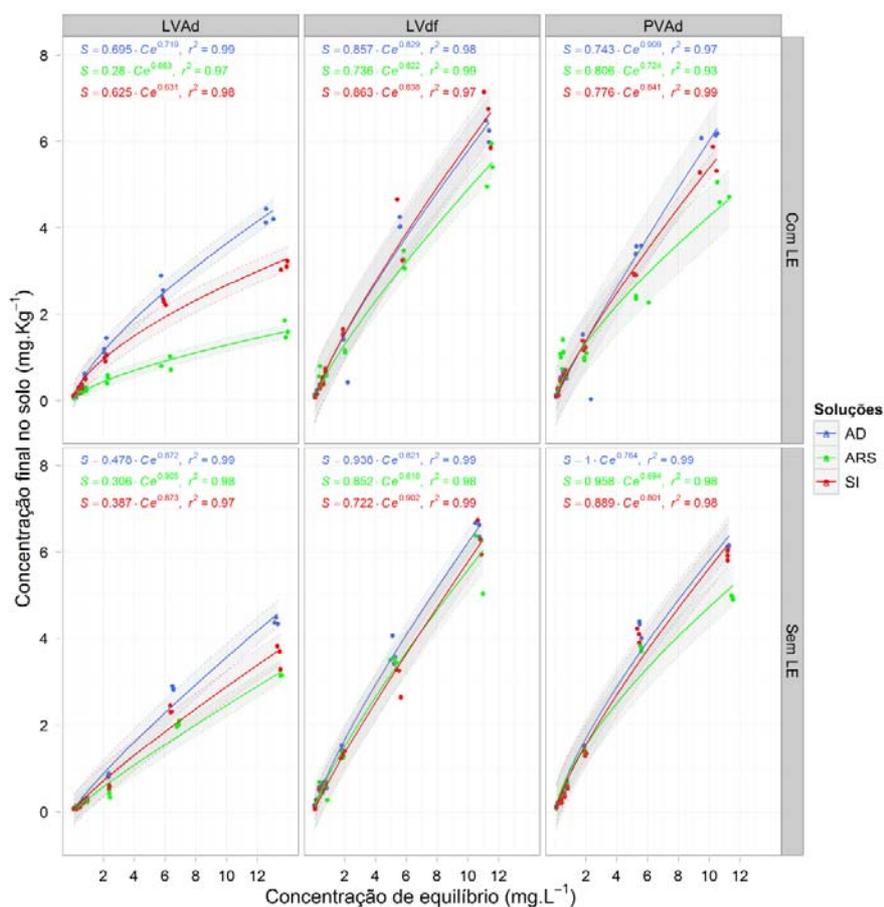


Figura 2 Isothermas de sorção de tiametoxam em amostras das camadas de 0-20 cm do Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) com e sem lodo de esgoto (LE), água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI)

As isothermas de sorção do tiametoxam, quando comparadas nos três solos na ausência de LE, ARS e SI, foram diferentes entre os solos, pelo teste da razão de verossimilhança (Tabela 5). A isoterma do solo LVAd apresentou menor valor K_f , que as isothermas do LVdf e PVAd. As isothermas do LVdf e PVAd não diferiram nos valores de K_f . As isothermas dos três solos não diferiram

quanto aos valores n (Tabela 6). A baixa sorção do tiametoxam no LVAd, indicada pela diferença entre as isotermas de sorção, é atribuída ao baixo teor de matéria orgânica desse solo (Tabela 1).

Tabela 5 Graus de liberdade (GL), valores da estatística do teste de F (F valor) e níveis descritivos do teste (p-valor) do teste da razão de verossimilhança das isotermas de sorção do tiametoxam em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) na ausência de lodo esgoto, água residuária de suinocultura e solução iônica

Hipóteses	GL	F valor	p-valor	
$H_0^{(1)}$: $K_{fLVAd}=K_{fLVdf}=K_{fPVAd}=K_f$ e $n_{LVAd}=n_{LVdf}=n_{PVAd}=n$	4	135,06	0,000	*
$H_0^{(2)}$: $K_{fLVAd}=K_{fLVdf}=K_{fPVAd}=K_f$	2	31,51	0,000	*
$H_0^{(3)}$: $n_{LVAd}=n_{LVdf}=n_{PVAd}=n$	2	3,07	0,053	ns

Tabela 6 Graus de liberdade (GL), valores da estatística do teste de F (F valor) e níveis descritivos do teste (p-valor) do teste da razão de verossimilhança das combinações duas a duas das isotermas de sorção do tiametoxam em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) na ausência de lodo esgoto, água residuária de suinocultura e solução iônica

Hipóteses	GL	LVAd ^(A) vs LVdf ^(B)		LVAd ^(A) vs PVAd ^(B)		LVdf ^(A) vs PVAd ^(B)		
		F valor	p-valor	F valor	p-valor	F valor	p-valor	
$H_0^{(1)}$: $K_{fA}=K_{fB}=K_f$ e $n_A=n_B=n$	2	303,78	0,000 *	143,78	0,000 *	3,87	0,028 *	
$H_0^{(2)}$: $K_{fA}=K_{fB}=K_f$	1	55,78	0,000 *	45,15	0,000 *	0,58	0,450	ns
$H_0^{(3)}$: $n_A=n_B=n$	1	1,59	0,214 ns	4,77	0,034 ns	2,21	0,144	ns

A sorção de pesticidas em solos ocorre tanto nas frações minerais como nas frações orgânicas, ou em ambas (SPARK; SWIFT, 2002). Entretanto, a predominância da sorção de pesticidas, principalmente os não iônicos, ocorre na matéria orgânica do solo (BRIGGS, 1981). Diversos autores observaram a correlação entre a sorção de compostos não iônicos e o teor de matéria orgânica do solo. Felsot e Dahm (1979) estudaram a sorção e dessorção de aldicarbe, forato, paration, terbufôs e clorpirifôs em cinco solos com diferentes teores de

matéria orgânica, observaram que todos esses pesticidas foram sorvidos proporcionalmente ao teor de matéria orgânica dos solos. Urzedo et al. (2006) estudando a sorção de tiametoxam nas mesmas classes de solo do presente estudo, constatou que existe uma forte correlação da sorção do tiametoxam com o teor de matéria orgânica do solo. Ainda, os autores verificaram que a sorção do tiametoxam em hematita, goethita sintética e caulinita, minerais comuns de serem encontrados nesses solos, é negligenciável.

As isotermas de sorção do tiametoxam do solo LVAd reduziu com a aplicação de LE, quando comparadas com o solo sem aplicação de LE, na AD, SI e ARS (Tabela 7). As isotermas do LVdf e PVAd não foram afetadas pela aplicação de LE, para a AD, SI e ARS.

Tabela 7 Graus de liberdade (GL), valores da estatística do teste de F (F valor) e níveis descritivos do teste (p-valor) do teste da razão de verossimilhança das combinações duas a duas das isotermas de sorção do tiametoxam em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd) com e sem lodo esgoto (LE) dentro água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI)

Hipóteses	GL	AD ^(A) vs L,AD ^(B)		AR ^(A) vs L,AR ^(B)		SI ^(A) vs L,SI ^(B)	
		F valor	p-valor	F valor	p-valor	F valor	p-valor
H ₀ ⁽¹⁾ : K _{fA} =K _{fB} =K _f e n _A =n _B =n	2	7,29	0,002 *	161,98	0,000 *	12,07	0,000 *
H ₀ ⁽²⁾ : K _{fA} =K _{fB} =K _f	1	14,59	0,000 *	0,366	0,548 ns	14,33	0,000 *
H ₀ ⁽³⁾ : n _A =n _B =n	1	13,50	0,001 *	12,43	0,001 *	20,60	0,000 *

AD = Água deionizada; L.AD = Lodo de esgoto e água deionizada; AR = Água residuária de suinocultura; L.AR = Lodo de esgoto e água residuária de suinocultura; SI = Solução iônica; L.SI = Lodo de esgoto e solução iônica.

A redução na sorção do tiametoxam no LVAd, com a aplicação de LE, pode ter sido decorrente de interações entre o solo com a matéria orgânica do LE, que teriam resultado em alguma redução na disponibilidade das superfícies de sorção do tiametoxam para o LVAd. Essa redução na sorção pode ter se expressado mais no LVAd por esse solo apresentar uma menor capacidade de sorção do tiametoxam que o LVdf e PVAd. E assim, a interação das partículas

minerais e orgânicas do solo responsáveis pela sorção deste pesticida com a matéria orgânica do LE adicionada, poderiam interferir nos sítios de cargas do tiametoxam nesse solo.

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 (URZEDO et al., 2006). Cells, Barriuso e Houot (1998), estudando a sorção do herbicida atrazina em solos, com a aplicação de diferentes doses de LE, observaram aumento na sorção com o aumento do teor de carbono orgânico no solo; no entanto, o incremento foi baixo com a aplicação de LE, quando comparado ao solo sem aplicação de LE. Os autores verificaram, ainda, que embora o efeito líquido de aplicação de LE aumente a sorção de atrazina, as interações entre o solo e LE, que dependem da natureza dos LEs, podem resultar em alguma redução da disponibilidade das superfícies de sorção deste herbicida.

As isotermas de sorção diferiram significativamente no LVAd com e sem LE, pela aplicação de SI e ARS, em relação a AD (Tabela 9). No LVdf, sem LE, as isotermas mostram redução na sorção com aplicação de SI e ARS. Já no LVdf com LE, o efeito ocorreu apenas nas colunas que receberam ARS (Tabela 10). No PVAd, sem LE, o efeito foi apenas nas colunas que receberam ARS, já com LE as isotermas mostram redução de sorção com aplicação de SI e ARS (Tabela 11).

Tabela 8 Graus de liberdade (GL), valores da estatística do teste de F (F valor) e níveis descritivos do teste (p-valor) do teste da razão de verossimilhança das isotermas de sorção do tiametoxam em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) com água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) dentro de lodo esgoto (LE)

Hipóteses	GL	LVAd		LVdf		PVAd	
		F valor	p-valor	F valor	p-valor	F valor	p-valor
Sem LE							
$H_0^{(1)}$: $K_{fAD}=K_{fSI}=K_{fARS}=K_f$ e $n_{AD}=n_{SI}=n_{ARS}=n$	4	30,78	0,000 *	4,92	0,002 *	10,57	0,000 *
$H_0^{(2)}$: $K_{fAD}=K_{fSI}=K_{fARS}=K_f$	2	4,45	0,015 *	2,50	0,090 ns	0,65	0,523 ns
$H_0^{(3)}$: $n_{AD}=n_{SI}=n_{ARS}=n$	2	0,15	0,865 ns	1,49	0,233 ns	2,49	0,091 ns
Com LE							
$H_0^{(1)}$: $K_{fAD}=K_{fSI}=K_{fARS}=K_f$ e $n_{AD}=n_{SI}=n_{ARS}=n$	4	235,36	0,000 *	8,34	0,000 *	14,15	0,000 *
$H_0^{(2)}$: $K_{fAD}=K_{fSI}=K_{fARS}=K_f$	2	39,28	0,000 *	0,77	0,469 ns	0,11	0,900 ns
$H_0^{(3)}$: $n_{AD}=n_{SI}=n_{ARS}=n$	2	3,82	0,027 *	0,03	0,972 ns	2,24	0,114 ns

Tabela 9 Graus de liberdade (GL), valores da estatística do teste de F (F valor) e níveis descritivos do teste (p-valor) do teste da razão de verossimilhança das combinações duas a duas das isotermas de sorção do tiametoxam em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd) com água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) dentro sem e com lodo esgoto (LE)

Hipóteses	GL	AD(1) vs ARS(2)		AD(1) vs SI(2)		ARS(1) vs SI(2)	
		F valor	p-valor	F valor	p-valor	F valor	p-valor
Sem LE							
$H_0^{(1)}$: $K_{f1}=K_{f2}=K_f$ e $n_1=n_2=n$	2	72,24	0,000 *	19,14	0,000 *	9,29	0,000 *
$H_0^{(2)}$: $K_{f1}=K_{f2}=K_f$	1	10,49	0,002 *	2,18	0,147 ns	2,04	0,161 ns
$H_0^{(3)}$: $n_1=n_2=n$	1	0,31	0,583 ns	0,00	0,993 ns	0,22	0,642 ns
Com LE							
$H_0^{(1)}$: $K_{f1}=K_{f2}=K_f$ e $n_1=n_2=n$	2	580,28	0,000 *	59,96	0,000 *	186,03	0,000 *
$H_0^{(2)}$: $K_{f1}=K_{f2}=K_f$	1	87,91	0,000 *	1,59	0,214 ns	52,46	0,000 *
$H_0^{(3)}$: $n_1=n_2=n$	1	1,02	0,319 ns	5,87	0,020 *	0,33	0,571 ns

Tabela 10 Graus de liberdade (GL), valores da estatística do teste de F (F valor) e níveis descritivos do teste (p-valor) do teste da razão de verossimilhança das combinações duas a duas das isotermas de sorção do tiametoxam em Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) com água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) dentro sem e com lodo esgoto (LE)

Hipóteses	GL	AD(1) vs ARS(2)			AD(1) vs SI(2)			ARS(1) vs SI(2)		
		F valor	p-valor		F valor	p-valor		F valor	p-valor	
Sem LE										
$H_0^{(1)}$: $K_{f1}=K_{f2}=K_f$ e $n_1=n_2=n$	2	7,24	0,002	*	8,74	0,001	*	1,05	0,357	ns
$H_0^{(2)}$: $K_{f1}=K_{f2}=K_f$	1	0,86	0,360	ns	6,77	0,013	*	1,45	0,234	ns
$H_0^{(3)}$: $n_1=n_2=n$	1	0,01	0,927	ns	3,07	0,087	ns	1,86	0,179	ns
Com LE										
$H_0^{(1)}$: $K_{f1}=K_{f2}=K_f$ e $n_1=n_2=n$	2	12,73	0,000	*	0,23	0,797	ns	15,90	0,000	*
$H_0^{(2)}$: $K_{f1}=K_{f2}=K_f$	1	1,38	0,247	ns	0,00	0,963	ns	1,37	0,248	ns
$H_0^{(3)}$: $n_1=n_2=n$	1	0,01	0,910	ns	0,02	0,899	ns	0,06	0,807	ns

Tabela 111 Graus de liberdade (GL), valores da estatística do teste de F (F valor) e níveis descritivos do teste (p-valor) do teste da razão de verossimilhança das combinações duas a duas das isotermas de sorção do tiametoxam em Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVdf) com água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) dentro sem e com lodo esgoto (LE)

Hipóteses	GL	AD(1) vs ARS(2)			AD(1) vs SI(2)			ARS(1) vs SI(2)		
		F valor	p-valor		F valor	p-valor		F valor	p-valor	
Sem LE										
$H_0^{(1)}$: $K_{f1}=K_{f2}=K_f$ e $n_1=n_2=n$	2	19,11	0,000	*	1,09	0,346	ns	11,91	0,000	*
$H_0^{(2)}$: $K_{f1}=K_{f2}=K_f$	1	0,20	0,660	ns	1,26	0,268	ns	0,46	0,500	ns
$H_0^{(3)}$: $n_1=n_2=n$	1	2,41	0,128	ns	0,62	0,434	ns	4,65	0,036	*
Com LE										
$H_0^{(1)}$: $K_{f1}=K_{f2}=K_f$ e $n_1=n_2=n$	2	19,68	0,000	*	4,24	0,021	*	12,86	0,000	*
$H_0^{(2)}$: $K_{f1}=K_{f2}=K_f$	1	0,15	0,700	ns	0,09	0,772	ns	0,06	0,815	ns
$H_0^{(3)}$: $n_1=n_2=n$	1	3,23	0,079	ns	0,92	0,343	ns	2,24	0,141	ns

A redução na sorção do tiametoxam nos solos com a aplicação de LE e ARS pode ser atribuída à MOD liberada desses resíduos, a qual pode competir com o pesticida pelos sítios de adsorção nos solos. Isto poderia ser comprovado com o aumento do teor carbono orgânico sorvido no solo com a aplicação do LE e ARS. O aumento do teor de carbono com a aplicação de resíduo nos solos

indicaria que os processos de interação entre os resíduos e o pesticida ocorreram na interface solo/solução, tais como competição entre o composto orgânico presentes na LE e ARS para sítios de sorção do tiametoxam (GRABER et al., 2001; LEE; FARMER; AOCHI, 1990). No entanto a aplicação de LE e ARS resultou em um pequeno aumento do teor de carbono orgânico nesses solos, indicando que as reduções dos processos de sorção do tiametoxam pela aplicação de LE e ARS ocorreram na solução. Os compostos orgânicos presentes na solução podem modificar a adsorção dos pesticidas através da interação com o solo ou com o composto em solução (LEE; FARMER; AOCHI, 1990). Cells, Barriuso e Houot (1998), estudando efeito da MOD de LE na sorção de atrazina, observaram que a sorção da atrazina nos solos reduziu com aplicação de MOD. Entretanto, os autores encontraram uma baixa associação entre a MOD e atrazina em solução, assim, eles atribuíram a redução da sorção aos processos de competição que ocorrem entre a MOD e pesticida pelos sítios de adsorção do solo na interface solo/solução. A MOD pode reduzir a sorção, devido à diminuição das interações com as moléculas do pesticida e as partículas do solo, ou pode aumentar a interação das moléculas do composto com as moléculas de água, aumentando a afinidade entre elas, influenciando a solvatação do pesticida (URZEDO et al., 2006). Entretanto, a associação da MOD com compostos orgânicos na solução do solo tem sido proposta como o principal processo através do qual a MOD pode reduzir a sorção de pesticidas não iônicos em solos e sedimentos (CARON; SUFFET; BELTON, 1985; CARTER; SUFFET, 1982; LEE; FARMER; AOCHI, 1990; REBHUN; SMEDT; RWETABULA, 1996), o que pode explicar a diminuição na sorção tiametoxam pela presença de LE e ARS. Caron, Suffet e Belton (1985), estudando o efeito do MOD na sorção de DDT e Lindane, observaram que a presença do MOD pode diminuir a sorção desses compostos no solo. Barriuso, Baer e Calvet (1992), estudando o efeito da MOD proveniente de vários resíduos de diferentes fontes, observaram que a

adsorção de atrazina foi favorecida quando o solo estava pré-tratado com MOD. Em contraste, os autores observaram que a sorção da atrazina é geralmente diminuída quando a MOD era pré-incubada com o herbicida e depois aplicada ao solo.

3.2 Lixiviação do tiametoxam em colunas

A variação na quantidade de tiametoxam no lixiviado de cada coluna, durante o experimento, é apresentada na Figura 4. Nota-se, que o LVAd foi o primeiro solo a apresentar resíduos do inseticida tiametoxam no lixiviado, seguido do PVAd. No caso do LVdf, o período de amostragem não foi suficiente para detectar o produto nas quantidades observadas nos demais solos. A quantidade de tiametoxam lixiviada no LVAd foi maior que o PVAd, e esse foi maior que no LVdf, independente da solução de lixiviação aplicada às colunas. Nota-se, ainda, que no LVAd e PVAd tratado com LE, a quantidade de tiametoxam no lixiviado foi maior em relação à condição somente com calagem e, nas colunas que receberam ARS, a quantidade de tiametoxam no lixiviado foi maior, quando comparado aos tratamentos que receberam AD e SI como soluções de lixiviação.

A análise de variância para as quantidades totais lixiviadas do tiametoxam, mostrou diferença significativa para o efeito isolado da classe de solo, LE, soluções e as interações: solo \times LE, solo \times solução e LE \times solução, mas não significativa para a interação tripla: solo \times LE \times solução. As médias são apresentadas na Tabela 12. O LVAd apontam para maiores quantidades de tiametoxam do que o PVAd, para todas as soluções, e esse apresentou valores maiores que o LVdf. O LVAd e PVAd com calagem e LE, os valores de tiametoxam no lixiviado foram maiores que no LVAd e PVAd com calagem. O LVAd e PVAd que receberam ARS, a quantidade de tiametoxam no lixiviado foi maior em relação aos solos que receberam AD e SI. No LVAd, as

quantidades lixiviadas seguiram o comportamento previsto em relação ao encontrado para a sorção, ou seja, um aumento da lixiviação com a aplicação de LE e ARS e maior lixiviação em relação ao LVdf e PVAd. No PVAd, as quantidades lixiviadas seguiram um comportamento semelhante ao LVAd, previsível, pelos resultados de sorção, ou seja, um aumento da lixiviação com a aplicação de LE e ARS. No LVdf a lixiviação de tiametoxam foi muito menor, quando comparado ao PVAd, mesmo não apresentando diferenças nos resultados de sorção. No entanto, pelos resultados de sorção na camada 0-20 cm do LVdf, há como explicar a lixiviação no perfil, sugerindo que o produto encontra-se distribuído ao longo do perfil e que levará mais tempo para sair da coluna de solo. O fato do LVdf apresentar maior teor de MO no perfil do solo, relativamente aos LVAd e PVAd, entre outros fatores como óxidos de ferro e alumínio, os quais ligados à matéria orgânica do solo neutralizam cargas negativas da mesma, é responsável pela retenção do produto no interior das colunas. Especula-se que a matéria orgânica nesses LVdf teria, então, menor tendência à solvatação pelas moléculas de água (URZEDO et al., 2006). Isso permitiria maior interação com as moléculas do tiametoxam e explicaria as menores quantidades de tiametoxam no lixiviado.

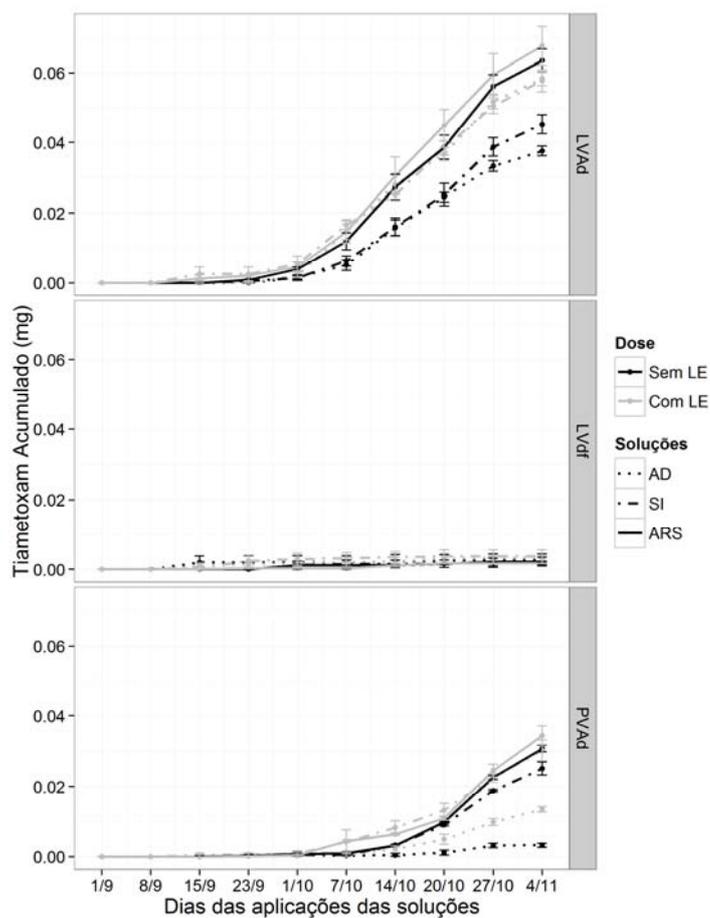


Figura 4 Quantidades de tiametoxam acumulado nos lixiviados do ensaio em função dos dias das aplicações de água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) com e sem lodo de esgoto (LE)

Tabela 122 Quantidades totais de tiametoxam lixiviadas no ensaio de aplicações de água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) com e sem lodo de esgoto (LE)

Solo	AD			ARS			SI		
Tiametoxam (mg)									
Sem LE									
LVAd	0,0376	4,3% ¹	A ² b ³ β ⁴	0,0635	7,3%	A b α	0,0453	5,2%	A b β
LVdf	0,0028	0,3%	C a α	0,0022	0,2%	C a α	0,0024	0,3%	C a α
PVAd	0,0033	0,4%	B b γ	0,0309	3,6%	B b α	0,0292	3,4%	B b β
Com LE									
LVAd	0,0584	6,8%	A a β	0,0676	7,8%	A a α	0,0577	6,7%	A a β
LVdf	0,0033	0,4%	C a α	0,0017	0,2%	C a α	0,0037	0,4%	C a α
PVAd	0,0134	1,6%	B a γ	0,0345	4,0%	B a α	0,0303	3,5%	B a β

¹Porcentagem média do tiametoxam lixiviado em cada tratamento em relação ao total aplicado.

²Letras maiúsculas comparam médias de solo em um mesmo nível de dose de lodo de esgoto pelo teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 0,05. ³Letras minúsculas comparam médias de dose de lodo de esgoto em um mesmo nível de solo pelo teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 0,05. ⁴Letras gregas comparam médias de solução em um mesmo nível de solo pelo teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 0,05.

4 CONCLUSÕES

O LE diminuiu a sorção de tiametoxam no LVAd. As aplicações de ARS reduziram a sorção do tiametoxam para os solos. A diminuição da sorção com a aplicação de LE e ARS pode aumentar a lixiviação de pesticidas nos solos.

O elevado teor de matéria orgânica, óxidos de ferro e alumínio contribuíram para uma menor lixiviação do tiametoxam no LVdf.

O modelo empregado no estudo não explica completamente o efeito do descarte de resíduos orgânicos aos solos na lixiviação de pesticidas. Os resultados mostraram que existe uma tendência de diminuição da sorção e aumento de lixiviação, principalmente em solos com menores teores de MO, não permitindo explicar, detalhadamente, o efeito MOD na sorção e lixiviação de

tiametoxam.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a CAPES, CNPq e FAPEMIG pela bolsa de estudos e pelo suporte financeiro concedido ao projeto.

REFERÊNCIAS

- BARRIUSO, E.; BAER, U.; CALVET, R. Dissolved organic matter and adsorption-desorption of dimefuron, atrazine, and carbetamide by soils. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 21, n. 3, p. 359-360, 1992.
- BASSO, C. J. et al. Dejeito líquido de suínos: II., perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1305-1312, nov./dez. 2005.
- BERTONCINI, E. I.; MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 23, n. 3, p. 737-744, jul./set. 1999.
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O. **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2006. 349 p.
- 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, 1981.
- CALVET, R. Adsorption of organic chemicals in soils. **Environmental Health Perspectives**, Research Triangle Park, v. 83, p. 145-177, 1989.
- CARON, G.; SUFFET, I. H.; BELTON, T. Effect of dissolved organic carbon on the environmental distribution of nonpolar organic compounds. **Chemosphere**, Oxford, v. 14, n. 8, p. 993-1000, 1985.
- CARTER, C. W.; SUFFET, I. H. Binding of DDT to dissolved humic materials. **Environmental Science & Technology**, Easton, v. 16, n. 11, p. 735-740, 1982.
- CASTRO, N. R. A. et al. Lixiviação do inseticida thiamethoxam em macrolisímetros de duas classes de solo. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 6, p. 1818-1823, nov./dez. 2008.
- 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, 1998.

CERETTA, C. A. et al. Dejeito líquido de suínos: I., perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, nov./dez. 2005.

DYNIA, J. F.; SOUZA, M. D. de; 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, 1997. 212 p.

FELSOT, A.; DAHM, P. A. Sorption of organophosphorus and carbamate insecticides by soil. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Easton, v. 27, n. 3, p. 557-563, 1979.

GRABER, E. et al. Enhanced transport of pesticides in a field trial with treated sewage sludge. **Chemosphere**, Oxford, v. 44, n. 4, p. 805-811, 2001.

HIGASHIKAWA, F. S.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W. Chemical and physical properties of organic residues. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 34, n. 5, p. 1742-1752, 2010.

LEE, D. Y.; FARMER, W. J.; AOCHI, Y. Sorption of napropamide on clay and soil in the presence of dissolved organic matter. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 19, n. 3, p. 567-570, 1990.

MAJUMDAR, K.; SINGH, N. Effect of soil amendments on sorption and mobility of metribuzin in soils. **Chemosphere**, Oxford, v. 66, n. 4, p. 630-637, 2007.

OLIVEIRA, V. de S. de et al. Sorção do inseticida tiametoxam em latossolos sob efeito de fosfato e vinhaça. **Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 6, p. 1432-1435, nov./dez. 2009.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **Test n° 106**: adsorption, desorption using a batch equilibrium method. Paris, 2000. 44 p.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2011. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 1 jun. 2011.

REBHUN, M.; SMEDT, F. de; RWETABULA, J. Dissolved humic substances for remediation of sites contaminated by organic pollutants: binding-desorption model predictions. **Water Research**, New York, v. 30, n. 9, p. 2027-2038, Sept. 1996.

SPARK, K. M.; SWIFT, R. S. Effect of soil composition and dissolved organic matter on pesticide sorption. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 298, n. 1/3, p. 147-161, 2002.

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