



**ALISSON LUCRECIO DA COSTA**

**LIXIVIAÇÃO DE NUTRIENTES, ELEMENTOS-  
TRAÇO E TIAMETOXAM EM SOLOS COM  
CAFEIRO, SOB EFEITO DO USO SUCESSIVO  
DE LODO DE ESGOTO**

**LAVRAS – MG**

**2015**

**ALISSON LUCRECIO DA COSTA**

**LIXIVIAÇÃO DE NUTRIENTES, ELEMENTOS-TRAÇO E  
TIAMETOXAM EM SOLOS COM CAFEIEIRO, SOB EFEITO DO USO  
SUCESSIVO DE LODO DE ESGOTO**

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

Orientador

Dr. José Maria de Lima

**LAVRAS – MG**

**2015**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Costa, Alisson Lurecio.

Lixiviação de nutrientes, elementos-traço e tiametoxam em solos com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto / Alisson Lurecio Costa. – Lavras : UFLA, 2015.  
192 p. : il.

Tese(doutorado)–Universidade Federal de Lavras, 2015.

Orientador(a): José Maria de Lima.

Bibliografia.

1. Resíduo orgânico. 2. Fertilidade do Solo. 3. Nutrientes.  
4. Qualidade do fruto do Cafeeiro. 5. Carbono orgânico  
dissolvido. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

**ALISSON LUCRECIO DA COSTA**

**LIXIVIAÇÃO DE NUTRIENTES, ELEMENTOS-TRAÇO E  
TIAMETOXAM EM SOLOS COM CAFEIEIRO, SOB EFEITO DO USO  
SUCESSIVO DE LODO DE ESGOTO**

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

APROVADA em 6 de março de 2015.

Dra. Adelir Aparecida Saczk UFLA

Dr. Bruno Teixeira Ribeiro UFU

Dr. Carlos Alberto Silva UFLA

Dr. Júlio Cesar Azevedo Nobrega UFPI

Dr. José Maria de Lima  
Orientador

**LAVRAS – MG**

**2015**

*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 Doutorado.

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), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e INCT-CAFÉ pelo suporte financeiro que possibilitou a realização desta pesquisa.

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

Aos membros da banca examinadora, pelas valiosas sugestões para a melhora do trabalho.

Aos professores do Departamento de Ciência do Solo, pelo conhecimento transmitido durante o Curso de Doutorado.

Aos funcionários do Departamento de Ciência do Solo, especialmente: Carlos (Carlinhos), José Roberto (Pezão), Márcio, Humberto, Cristina, Geila e Cleuza pelo auxílio valioso nas atividades.

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

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

Aos amigos e colegas do Departamento de Ciência do Solo e Curso de Pós-Graduação, pelo agradável convívio e amizade durante esses dois anos de curso.

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

À minha noiva Hortência, 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 GERAL

A utilização de lodo de esgoto na agricultura tem como benefícios a incorporação de nutrientes e melhoria dos atributos físicos e químicos do solo, além de constituir-se em uma forma de reciclar esse subproduto das estações de tratamento de esgoto, cuja quantidade tende a aumentar em larga escala. Porém, não se pode menosprezar a possibilidade de lixiviação de nutrientes e elementos-traço e contaminação dos recursos hídricos nos locais onde é aplicado. Além disso, caso a aplicação desse resíduo ocorra juntamente com pesticidas, esse pode interferir na sorção ou até mesmo aumentar o carreamento de moléculas de pesticidas no perfil do solo. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a lixiviação de nutrientes, elementos-traço e tiametoxam em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto. O experimento foi realizado em um conjunto de lisímetros contendo material indeformado dos solos mencionados. O lodo de esgoto, em ambos os anos, aumentou atributos fundamentais da fertilidade do solo, como capacidade de troca de cátions e carbono orgânico, entretanto, diminuiu o pH e elevou o alumínio trocável. Esse resíduo também aumentou os teores de Cd, Cr, Cu, Pb e Zn nos solos estudados. O lodo de esgoto diminuiu o crescimento e a produtividade do cafeeiro nos solos estudados, mas aumentou os teores de Cu, Zn e Cd na casca do fruto do cafeeiro. Também foram observados maiores teores de Cd nas sementes do fruto do cafeeiro, nos três solos estudados, e maiores teores de Zn e Pb nas sementes do cafeeiro cultivado no LVdf. Além disso, houve aumento na quantidade de nitrato, cálcio, magnésio, potássio e sulfato lixiviados nos solos estudados, com a aplicação do lodo de esgoto. Não houve efeito da dose de lodo de esgoto na quantidade de cádmio, cromo e chumbo no lixiviado do LVAd e LVdf. Porém, houve efeito da dose de lodo de esgoto nas quantidades de cádmio, cromo e chumbo no lixiviado do solo PVAd. Já o inseticida tiametoxam mostrou-se altamente lixiviável nos solos estudados, mantidos com cafeeiro e sob chuva natural. De tal modo, que a aplicação do tiametoxam nesses solos resultou na lixiviação de quantidades expressivas do composto abaixo de 0,90 m, e portanto, em condições práticas de uso do tiametoxam nos solos estudados, os riscos de contaminação do lençol freático com resíduos deste composto são elevados. Além disso, a aplicação de lodo de esgoto no LVdf e PVAd aumentou a quantidade de tiametoxam lixiviado.

**Palavras-Chave:** Resíduo orgânico. Fertilidade do Solo. Nutrientes. Qualidade do fruto do Cafeeiro. Carbono orgânico dissolvido. Inseticida.

## GENERAL ABSTRACT

The use of sewage sludge in agriculture has benefits such as the incorporation of the nutrients and the improvement of physical and chemical soil properties, in addition to allowing the recycling of this byproduct of sewage treatment, of which the amount tends to increase in large scale. However, we cannot underestimate the possibility of nutrient and trace element leaching as well as the contamination of water resources at the locations in which it is applied. In addition, if the application of this residue occurs conjointly pesticides, it can interfere with sorption or even increase the carrying of pesticide molecules in the soil profile. Therefore, the objective of this study was to evaluate the leaching of nutrients, trace elements and thiamethoxam in dystrophic Yellow-Red Latosol (YRL), dystroferric Red Latosol (RL) and dystrophic Yellow-Red Argisol (YRA) cultivated with coffee, under the effect of successive applications of sewage sludge. The experiment was conducted on a set of lysimeters containing undisturbed material of the aforementioned soils. The sewage sludge, in both years, increased fundamental attributes of soil fertility, such as cation exchange capacity and organic carbon, however, it reduced pH and increased exchangeable aluminum. This residue also increased the contents of Cd, Cr, Cu, Pb and Zn in the studied soils. The sewage sludge reduced the growth and productivity of coffee in the studied soils, but increased the contents of Cu, Zn and Cd in the husks of the coffee fruit. We also observed higher levels of Cd in the coffee fruit seeds, in the three of the studied soils, and higher levels of Zn and Pb in coffee seeds cultivated in RL. Furthermore, there was increase in the amount of nitrate, calcium, magnesium, potassium and sulfate leachate in the studied soils. However, there was no effect of the dose of sewage sludge in the amounts of cadmium, chromium and lead in the leachate of YRL and RL, but there was effect of the same in the leachate of the YRA. The thiamethoxam insecticide was highly leachable in the studied soils, maintained with coffee and under natural rainfall, in such a manner that the application of thiamethoxam on these soils resulted in the leaching of significant amounts of the compound below 0.90. Therefore, under practical conditions of thiamethoxam use in the studied soils, the risk of groundwater contamination with residues of this compound are high. Furthermore, the application of sewage sludge on RL and YRA increased the amount of leached thiamethoxam.

Keywords: Organic waste. Soil fertility. Nutrients. Quality of coffee fruit. Dissolved organic carbon. Insecticide.

## LISTA DE FIGURAS

### PRIMEIRA PARTE

- Figura 1 Estrutura química do tiametoxam (3-(2-chloro-thiazol-5-ylmethyl)-5-methyl[1,3,5]oxadiazinan-4-ylidene-Nnitroamine)....32

### SEGUNDA PARTE - ARTIGOS

#### ARTIGO 1

- Figura 1 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para pH predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados .....50
- Figura 2 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para o teor fósforo ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados.....52
- Figura 3 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para o teor potássio ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados.....53

Figura 4	Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para o teor de cálcio ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados.....	54
Figura 5	Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para o teor de magnésio ( $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados.....	56
Figura 6	Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para o teor de alumínio ( $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados.....	59
Figura 7	Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para a capacidade de troca catiônica efetiva ( $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados .....	61

- Figura 8 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para capacidade de troca catiônica a pH 7 ( $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados .....62
- Figura 9 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para a saturação por bases (%) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados.....64
- Figura 10 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para o teor de zinco ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados.....65
- Figura 11 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para o teor de ferro ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados.....67

- Figura 12 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para o teor de manganês ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados.....68
- Figura 13 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para teor de cobre ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados.....70
- Figura 14 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para o teor carbono orgânico predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados.....72
- Figura 15 Análise de análise escalonamento multidimensional métrico de pH, Ca, Mg, Al, t, T, V, CO, P, K, Cu, Fe, Mn e Zn nos solos cultivados com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto, em 2011 ..... 74
- Figura 16 Análise de análise escalonamento multidimensional métrico de pH, Ca, Mg, Al, t, T, V, CO, P, K, Cu, Fe, Mn e Zn nos solos cultivados com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo

de esgoto, em 2013..... 75

## ARTIGO 2

- Figura 1 Análise de componentes principais de Cd, Cr, Cu, Pb e Zn nos solos cultivados com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto..... 100
- Figura 2 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear misto para altura (m), diâmetro do caule (mm) e número de ramos plagiotrópicos no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses se lodo de esgoto nos solos estudados ..... 104
- Figura 3 Produtividade do cafeeiro no primeiro ano pós-plantio sobre doses de lodo de esgoto em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd). A linha continua é a média estimada e as linhas pontilhadas demarcam o intervalo do erro-padrão ..... 106
- Figura 4 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para teor de cobre ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) na casca e semente no modelo predizendo os efeitos dos solos e das dose de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados ..... 108

- Figura 5 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para teor de zinco ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) na casca e semente no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados ..... 110
- Figura 6 Teor de cádmio na casca e na semente do fruto no primeiro ano pós-plantio do cafeeiro sobre doses de lodo de esgoto em um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, Latossolo Vermelho distroférico e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico. A linha continua é a média estimada e as linhas pontilhadas demarcam o intervalo do erro-padrão ..... 112
- Figura 7 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para teor de níquel ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) na casca e semente no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados ..... 114
- Figura 8 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para teor de chumbo na casca e sementes no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados ..... 115

### ARTIGO 3

- Figura 1 Lisímetros com amostra de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, Latossolo Vermelho distroférico e um Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico cultivados com cafeeiro sobre doses de lodo de esgoto na época de florescimento no primeiro ano pós-plantio (maio de 2012)..... 123
- Figura 1 Precipitação pluvial, irrigação e evapotranspiração de referência diária registrada durante a condução do experimento de 1/1/2011 a 31/1/2013 ..... 138
- Figura 2 Lâmina de água lixiviada diária registrada durante a condução do experimento ..... 139
- Figura 3 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear misto para amônio e nitrato ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se a estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados ..... 142
- Figura 4 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear misto para cálcio e magnésio ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se a estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados ..... 145
- Figura 5 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear misto para potássio e sulfato ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se a estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados ..... 145

	ha <sup>-1</sup> ) no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se a estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados.....	148
Figura 6	Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear misto para sódio e cloreto (kg ha <sup>-1</sup> ) no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se a estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados.....	150
Figura 7	Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear misto para cádmio e cromo (mg ha <sup>-1</sup> ) no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se a estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados.....	152
Figura 8	Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear misto para chumbo e zinco (mg ha <sup>-1</sup> ) no modelo predizendo os efeitos dos solos e das dose de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se a estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados.....	154

#### **ARTIGO 4**

- Figura 1 Precipitação pluvial, irrigação e evapotranspiração de referência diária registrada durante a condução do experimento de 1/1/2011 a 31/1/2013 ..... 178
- Figura 2 Lâmina de água lixiviada diária registrada durante a condução do experimento ..... 179
- Figura 3 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear misto para tiametoxamlixiviado ( $\text{g ha}^{-1}$ ) no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se a estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados ..... 183
- Figura 4 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear misto para carbono orgânico dissolvido lixiviado ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se a estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados..... 185

## LISTA DE TABELAS

### SEGUNDA PARTE - ARTIGOS

#### ARTIGO 1

Tabela 1	Principais atributos químicos da camada de 0-20 cm dos solos utilizados no experimento.....	45
----------	---	----

#### ARTIGO 2

Tabela 1	Composição química do lodo de esgoto da Estação de Tratamento de Jundiaí, SP e valores de referência .....	95
Tabela 2	Teor de Cd, Cr, Cu, Pb e Zn na camada de 0-10 cm dos solos submetidos a doses de lodo de esgoto.....	101
Tabela 3	Análise de variância do modelo linear misto com p-valor para os efeitos fixos de acordo com o teste de F baseado na aproximação de Sattethwaite e p-valor para os efeitos aleatórios baseado na razão de log-verossimilhança para altura, diâmetro e número de ramos plagiotrópicos .....	102
Tabela 4	Teor de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na casca e na semente do cafeeiro submetidos a doses de lodo de esgoto em solos.....	117

#### ARTIGO 3

Tabela 1	Atributos químicos das camadas de 0-20 cm e de 20-40 cm dos solos utilizados no experimento.....	131
Tabela 2	Atributos físicos e mineralógicos das camadas de 0-20 e 40-60 cm dos solos utilizados no experimento .....	132
Tabela 3	Análise de variância do modelo linear misto com p-valor para	

	os efeitos fixos de acordo com o teste de F baseado na aproximação de Sattethwaite e p-valor para os efeitos aleatórios baseado na razão de log-verossimilhança para amônio e nitrato .....	141
Tabela 4	Análise de variância do modelo linear misto com p-valor para os efeitos fixos de acordo com o teste de F baseado na aproximação de Sattethwaite e p-valor para os efeitos aleatórios baseado na razão de log-verossimilhança para cálcio e magnésio .....	144
Tabela 5	Análise de variância do modelo linear misto com p-valor para os efeitos fixos de acordo com o teste de F baseado na aproximação de Sattethwaite e p-valor para os efeitos aleatórios baseado na razão de log-verossimilhança para potássio e sulfato.....	147
Tabela 6	Análise de variância do modelo linear misto com p-valor para os efeitos fixos de acordo com o teste de F baseado na aproximação de Sattethwaite e p-valor para os efeitos aleatórios baseado na razão de log-verossimilhança para sódio e cloreto.....	149
Tabela 7	Análise de variância do modelo linear misto com p-valor para os efeitos fixos de acordo com o teste de F baseado na aproximação de Sattethwaite e p-valor para os efeitos aleatórios baseado na razão de log-verossimilhança para cádmio e cromo.....	151
Tabela 8	Análise de variância do modelo linear misto com p-valor para os efeitos fixos de acordo com o teste de F baseado na aproximação de Sattethwaite e p-valor para os efeitos aleatórios baseado na razão de log-verossimilhança para	

	chumbo e zinco .....	153
Tabela 9	Quantidade total de nutrientes e elementos-traço lixiviados nos solos tratados com lodo de esgoto e cultivados com cafeeiro.....	156
Tabela 10	Teores máximos de nutrientes e elementos-traço lixiviados nos solos tratados com lodo de esgoto e cultivados com cafeeiro.....	157

#### **ARTIGO 4**

Tabela 1	Atributos químicos das camadas de 0-20 cm e de 20-40 cm dos solos utilizados no experimento.....	171
Tabela 2	Atributos físicos e mineralógicos das camadas de 0-20 e 40-60 cm dos solos utilizados no experimento .....	172
Tabela 3	Análise de variância do modelo linear misto com p-valor para os efeitos fixos de acordo com o teste de F baseado na aproximação de Sattethwaite e p-valor para os efeitos aleatórios baseado na razão de log-verossimilhança para tiametoxam.....	182
Tabela 4	Análise de variância do modelo linear misto com p-valor para os efeitos fixos de acordo com o teste de F baseado na aproximação de Sattethwaite e p-valor para os efeitos aleatórios baseado na razão de log-verossimilhança para carbono orgânico dissolvido .....	184
Tabela 5	Quantidade total e teores máximos de tiametoxam e carbono orgânico dissolvido lixiviados nos solos tratados com lodo de esgoto e cultivados com cafeeiro .....	186

## SUMÁRIO

<b>PRIMEIRA PARTE</b>	
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> ..... 23
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> ..... 26
<b>2.1</b>	<b>Lodo de esgoto e benefícios para o solo e a planta</b> ..... 26
<b>2.2</b>	<b>Lodo de esgoto e contaminação ambiental</b> ..... 27
<b>2.3</b>	<b>Comportamento ambiental de pesticidas</b> ..... 30
<b>2.4</b>	<b>Inseticida tiametoxam</b> ..... 32
	<b>REFERÊNCIAS</b> ..... 34
<b>SEGUNDA PARTE – ARTIGOS</b> ..... 39	
<b>ARTIGO 1 Fertilidade de solos cultivados com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto</b> ..... 39	
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> ..... 41
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> ..... 44
<b>2.1</b>	<b>Análises Estatísticas</b> ..... 47
<b>3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> ..... 49
<b>4</b>	<b>CONCLUSÕES</b> ..... 76
	<b>REFERÊNCIAS</b> ..... 78
	<b>ANEXOS</b> ..... 80
<b>ARTIGO 2 Crescimento, produção e teor de elementos-traço nos frutos do cafeeiro cultivado em solos, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto</b> ..... 89	
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> ..... 91
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> ..... 93
<b>2.1</b>	<b>Análises Estatísticas</b> ..... 98
<b>3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> ..... 99
<b>4</b>	<b>CONCLUSÕES</b> ..... 118
	<b>REFERÊNCIAS</b> ..... 120
	<b>ANEXOS</b> ..... 123
<b>ARTIGO 3 Lixiviação de nutrientes e elementos-traço em solos cultivados com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto</b> ..... 124	
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> ..... 126
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> ..... 130
<b>2.1</b>	<b>Análises Estatísticas</b> ..... 136
<b>3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> ..... 137
<b>4</b>	<b>CONCLUSÕES</b> ..... 158
	<b>REFERÊNCIAS</b> ..... 160
<b>ARTIGO 4 Lixiviação de tiametoxam em solos cultivados com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto</b> ..... 165	

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	167
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	170
<b>2.1</b>	<b>Análises Estatísticas</b> .....	176
<b>3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	177
<b>4</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	187
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	190

## **PRIMEIRA PARTE**

### **1 INTRODUÇÃO**

O crescimento dos centros urbanos e industriais aumentou, e dentre outros problemas ambientais, também aumentou a poluição dos cursos d'água pela eliminação de esgotos não tratados. O tratamento de esgoto foi criado para minimizar essa poluição, porém, esse produz, diariamente, grande quantidade de lodo de esgoto. Este subproduto do tratamento de esgoto necessita de uma adequada disposição para que não se transforme em outro contaminante ambiental. A aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas tem sido proposta como uma alternativa de baixo custo para reciclagem desse resíduo e dos nutrientes presentes no mesmo (BETTIOL; CAMARGO, 2006; CELLS; BARRIUSO; HOUOT, 1998a). Entretanto, há um alto grau de incerteza relativa a magnitude em que essa prática pode comprometer a qualidade do solo, das águas superficiais e subterrâneas e da produção agrícola.

O lodo de esgoto no solo melhora as suas propriedades físicas e químicas, como a agregação, a capacidade de retenção de água, a capacidade de troca de cátions e o teor de matéria orgânica, bem como a disponibilidade de nutrientes para as plantas (BETTIOL; CAMARGO, 2006). Entretanto, o lodo de esgoto pode proporcionar um desbalanço de nutrientes, organismos patogênicos, elevadas concentrações de sais solúveis e elementos-traço. Com isso, a aplicação contínua desse resíduo no solo, pode contaminar as águas subterrâneas e os rios, por meio de nitrato e elementos-traço (ANDRADE; MATTIAZZO, 2000; BETTIOL; CAMARGO, 2006). Além disso, o lodo de esgoto pode também alterar o comportamento ambiental de outros compostos orgânicos poluentes aplicados na agricultura, tais como os pesticidas (CELLS; BARRIUSO; HOUOT, 1998a).

Em geral, a intensidade desses efeitos está relacionada à composição química do lodo de esgoto, mineralogia, textura e estrutura do solo, características das moléculas dos pesticidas e práticas de manejo e preparo do solo. O destino de pesticidas no solo também pode ser muito influenciado pela aplicação de lodo de esgoto ou de outra fonte exógena de matéria orgânica. Isso, porque essa prática aumenta o teor de matéria orgânica do solo e essa é claramente um componente importante na sorção, transformação e transporte de muitos poluentes orgânicos no solo (BARRIUSO; BAER; CALVET, 1992; CARON; SUFFET; BELTON, 1985; CELLS; BARRIUSO; HOUOT, 1998a).

A priori, a sorção de pesticidas no solo, tem se mostrado maior, com a aplicação de resíduos orgânicos (BARRIUSO; HOUOT; SERRA-WITTLING, 1997; BELLIN; O'CONNOR, 1990) devido, principalmente, a elevada capacidade de sorção da matéria orgânica insolúvel adicionada (BUSINELL, 1997). Entretanto, a matéria orgânica dissolvida, produzida por esses resíduos orgânicos, tem mostrado afetar a sorção de pesticidas (BARRIUSO; BAER; CALVET, 1992; CARON; SUFFET; BELTON, 1985; CELLS; BARRIUSO; HOUOT, 1998a), principalmente, quando as moléculas desses pesticidas são não-iônicas (BARRIUSO; BAER; CALVET, 1992).

O inseticida tiametoxam é um neonicotinoide introduzido no Brasil para o controle de pragas em várias culturas, especialmente do cafeeiro. O uso deste inseticida em lavouras cafeeiras tem aumentado rapidamente, de modo que, dependendo das condições do solo, há o risco de contaminação de água subterrânea, pois sua molécula apresenta baixa retenção pelas partículas do solo (URZEDO et al., 2006). O tiametoxam apresenta caráter apolar e, assim, a aplicação desse pesticida junto com lodo de esgoto, pode reduzir ainda mais a sua sorção e levar a um aumento da sua lixiviação para as águas subterrâneas.

Assim, o presente estudo, foi conduzido visando avaliar a lixiviação de nutrientes, elementos-traço e tiametoxam em três solos representativos de minas gerais, com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto.

## **2 REFERENCIAL TEÓRICO**

### **2.1 Lodo de esgoto e benefícios para o solo e a planta**

O lodo de esgoto é um resíduo rico em nutrientes e matéria orgânica gerado no tratamento de esgoto (BETTIOL; CAMARGO, 2000). O lodo de esgoto apresenta elevado teor de nitrogênio, fósforo e enxofre, além de poder conter micronutrientes e metais pesados (TEDESCO et al., 2008). É evidente que com essas características, o lodo de esgoto tenha perspectiva de uso na agricultura como fonte de nutrientes para as plantas, principalmente nitrogênio, reduzindo custos com fertilizantes minerais.

A aplicação de lodo de esgoto no solo, também resulta em aumento nos teores de matéria orgânica (RICCI; PADOVANI; PAULA JÚNIOR, 2010). Esse efeito é extremamente positivo em solos tropicais mais intemperizados, devido aos atributos do solo que são influenciados pela matéria orgânica, especialmente a capacidade de troca de cátions e estrutura do solo (MELO et al., 1994).

Embora em quantidade ainda insuficiente, várias pesquisas conduzidas no Brasil, evidenciam que o lodo de esgoto é um resíduo com potencial de uso agrícola. Para a cultura do milho no cerrado brasileiro, Silva, Resck e Sharma (2000) demonstraram que o lodo de esgoto, gerado pela CAESB em Brasília, DF, apresenta potencial para substituição dos fertilizantes minerais. Melo e Marques (2000) apresentam informações sobre o fornecimento de nutrientes pelo lodo de esgoto para as seguintes culturas: cana-de-açúcar, milho, sorgo e azevém. Existe ainda, informações do aproveitamento do lodo de esgoto para arroz, aveia, trigo, pastagens, feijão, soja, girassol, café e pêssego, dentre outras culturas (BETTIOL; CAMARGO, 2000). Além dessas culturas, o lodo de esgoto vem sendo utilizado com sucesso em espécies florestais. Gonçalves et al. (2000)

apresentam informações sobre o potencial do uso do lodo de esgoto, gerado na ETE de Barueri, SP, para o cultivo de eucalipto.

## **2.2 Lodo de esgoto e contaminação ambiental**

O desconhecimento dos efeitos do lodo de esgoto na comunidade de organismos, na dinâmica de carbono e nitrogênio, nas propriedades físicas e químicas, no comportamento dos metais pesados, dos compostos orgânicos persistentes e dos patógenos humanos nos solos tropicais, é o principal problema relacionado a sua utilização agrícola. Sabendo-se que a aplicação do lodo de esgoto causa alterações nesses compartimentos, há necessidade de identificá-las para verificar se não serão deletérias para os agroecossistemas, organismos, desenvolvimento das culturas e o ambiente, contaminando o solo, o ar e a água.

Atualmente, nas discussões sobre a disposição do lodo de esgoto em solos, os efeitos sobre o ambiente e saúde pública vêm se destacando no cenário nacional. No Brasil, além desses aspectos, as discussões para o estabelecimento de normas vêm ocorrendo em todo o território nacional e envolvendo diversos grupos da sociedade.

Um dos riscos inerentes ao uso inadequado do lodo de esgoto, refere-se a possibilidade de contaminação de lençóis freáticos e cursos d'água, com nitrato, que presente em excesso na água destinada ao uso doméstico pode causar problemas de saúde no homem e nos animais que a consomem. O nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), uma das formas de nitrogênio aproveitadas pelas plantas, resulta da mineralização do nitrogênio orgânico contido no solo, seja ele original ou adicionado por meio de resíduos orgânicos, como o lodo esgoto. Em virtude do fato de não ser retido pelas partículas do solo que, em geral, apresentam carga elétrica predominantemente negativa, esse ânion permanece livre em solução. Assim, quando a quantidade presente no solo excede a capacidade de absorção

das raízes das plantas, há a possibilidade de lixiviação no perfil do solo, podendo, ao longo do tempo, atingir o lençol freático e os corpos de água por ele alimentados.

Trabalhos sobre o tema, desenvolvidos no país, indicam que dependendo das doses, da frequência de aplicação e do lodo de esgoto, quantidades expressivas de nitrato podem ser lixiviadas da camada arável dos solos, trazendo o risco de contaminação das águas subterrâneas (ANJOS; MATTIAZZO, 2000; MATTIAZZO; ANDRADE, 2000; OLIVEIRA, 1995). Assim, torna-se importante a realização de estudos que enfoquem a possibilidade de cultivos sucessivos, após a aplicação de lodo de esgoto, visando determinar doses ideais, que associem a nutrição adequada para as plantas com o mínimo de impacto ambiental.

Um dos critérios utilizados no cálculo da dose de lodo de esgoto a ser aplicada em determinado cultivo considera a quantidade de nitrogênio disponível no resíduo. Essa quantidade é definida como a soma do nitrogênio na forma mineral (amônio + nitrato) originalmente contida no lodo de esgoto, com a fração do nitrogênio orgânico do mesmo que será mineralizada durante o ciclo da cultura (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DE SÃO PAULO - CETESB, 1999). Com isso, aplicações sucessivas desse resíduo, podem originar um processo cumulativo de nitrogênio orgânico no solo, aumentando o risco de lixiviação de nitrato (BOEIRA; MAXIMILIANO, 2009). Oliveira et al. (2001) observaram perdas acima de 100 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de nitrato em um Latossolo Amarelo distrófico sob aplicação de lodo de esgoto, ou mesmo adubação nitrogenada convencional para a cultura da cana-de-açúcar.

O lodo de esgoto contém ainda, elementos-traço, normalmente, em concentrações superiores às aquelas encontradas nos solos, mesmo considerando lodos de esgoto de origem domiciliar. Dessa forma, a incorporação de lodos de

esgoto em solos agrícolas, deve ser adequadamente planejada e monitorada. Além do zinco, cobre, manganês, ferro, molibdênio e níquel, que são micronutrientes essenciais para as plantas, mas que em altas concentrações podem causar sérios problemas, o cádmio e o chumbo podem também aparecer em quantidades consideráveis, especialmente se os lodos de esgoto provêm de regiões industrializadas. Neste caso, há que se controlar e monitorar a aplicação porque, em especial, zinco, cobre e níquel, se presentes em teores elevados, podem ser fitotóxicos, podendo até ser altamente prejudicial para os animais que se alimentem destas plantas, principalmente no caso do cádmio.

Outra questão ainda pouco estudada, mas nem por isso menos importante, é a interferência do lodo de esgoto na sorção de pesticidas quando aplicados juntos no solo. 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, pode também aumentar a sorção de moléculas, principalmente daquelas hidrofóbicas.

A sorção de pesticidas não iônicos em solos, ocorre principalmente na matéria orgânica presente nos mesmos (BRIGGS, 1981; CANELLAS et al., 2008; CHIOU, 1990). A aplicação de lodo de esgoto em solos 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 as interações entre as moléculas de pesticidas e a matéria orgânica dissolvida, ou pode dificultar a interação das moléculas do composto com as moléculas de água, por reduzir a afinidade entre essas moléculas, influenciando a solvatação do produto (URZEDO et al., 2006). Assim, uma parte das moléculas do

pesticida pode se movimentar no solo ao se associar à matéria orgânica dissolvida (CASTRO, 2005; CELLS; BARRIUSO; HOUOT, 1998a). Além disso, a competição pelos sítios de sorção dos pesticidas no solo, pela matéria orgânica insolúvel e solúvel desses resíduos adicionados, também afeta a sorção dos pesticidas (BRICEÑO; PALMA; DURAN, 2007).

As implicações decorrentes da adição de lodo de esgoto ao solo, sobre o comportamento dos pesticidas, ainda são pouco conhecidas, principalmente no Brasil. Cells, Barriuso e Houot (1998b) aplicaram lodo de esgoto no solo e concluíram que a fração insolúvel da matéria orgânica, contribuiu para o aumento da sorção do herbicida atrazina, porém, a fração solúvel da matéria orgânica favoreceu a lixiviação e, assim, aumenta o risco de contaminação de águas subterrâneas.

### **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, 2011).

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 coloides 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 entre a quantidade adsorvida às partículas do solo e àquela 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 a 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 químico, 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 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 ser translocado até as folhas por meio 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).

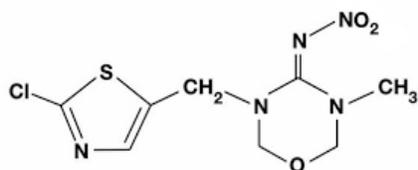


Figura 1 Estrutura química do tiametoxam (3-(2-chloro-thiazol-5-ylmethyl)-5-methyl[1,3,5]oxadiazinan-4-ylidene-Nnitroamine)

O tiametoxam é um pó cristalino, fino e ligeiramente creme à temperatura ambiente, com massa molar de  $291,7 \text{ g mol}^{-1}$  e temperatura de fusão de  $139,1^\circ\text{C}$ . Trata-se de um sólido que decompõe termicamente, em temperaturas próximas de  $147^\circ\text{C}$ , sendo um composto altamente tóxico a insetos e pouco tóxico a mamíferos, apresentando  $DL_{50}$  para ratos (dose letal a 50% dos indivíduos tratados) em torno de  $1500 \text{ mg kg}^{-1}$  de peso corpóreo (MAIENFISCH et al., 2001; ROBINSON, 2001). A ingestão diária aceitável (IDA) do tiametoxam para o homem, é de  $0,02 \text{ mg kg}^{-1}$  de peso corpóreo  $\text{dia}^{-1}$  (ROBINSON, 2001). Entretanto, quando em contato constante, mesmo em pequenas doses, esse inseticida tem grande potencial carcinogênico. Assim, a concentração máxima aceitável do tiametoxam na água potável é de  $0,94 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$  (ABBOTT, 2014).

O tiametoxam é um composto de elevada solubilidade em água ( $4,1 \text{ g L}^{-1}$ ), com pressão de vapor baixa ( $6,6 \times 10^{-9} \text{ Pa}$ , a  $25^\circ \text{C}$ ) e baixa lipofilicidade ( $K_{ow} = 0,73$ ). Esse composto apresenta baixo coeficiente de sorção no carbono orgânico ( $K_{OC}$ ) de 32 a 70 e estabilidade ( $t_{1/2}$ ) moderada a alta em solos de 34 a 353 dias (ROBINSON, 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

ABBOTT, J. D. **Thiamethoxam**: registration of special local need labeling for Actara insectice: EPA Res. nº 100-939 - 6/02. Disponível em: <[http://www.pmep.cce.cornell.edu/profiles/insect-mite/propetamphos-zetacyperm/thiamethoxam/thiameth\\_sln\\_0602.html](http://www.pmep.cce.cornell.edu/profiles/insect-mite/propetamphos-zetacyperm/thiamethoxam/thiameth_sln_0602.html)>. Acesso em: 10 nov. 2014.

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.

ANJOS, A. R. M.; MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, n. 4, p. 927-938, 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.

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

BARRIUSO, E.; HOUOT, S.; SERRA-WITTLING, C. Influence of compost addition to soil on the behaviour of herbicides. **Pesticide Science**, Tokyo, v. 49, n. 1, p. 65-75, 1997.

BELLIN, C. A.; O'CONNOR, G. A. Plant uptake of pentachlorophenol from sludge-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 19, n. 3, p. 598-602, 1990.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. 312 p.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **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, 2009.
- 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.
- BUSINELLI, D. Pig slurry amendment and herbicide coapplication effects on s-Triazine mobility in soil: an adsorption-desorption study. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 26, n. 1, p. 102-108, 1997.
- 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.
- 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.
- 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.
- CELLS, R.; BARRIUSO, E.; HOUOT, S. Sorption and desorption of atrazine by sludge-amended soil: dissolved organic matter effect. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, n. 6, p. 1348-1356, Nov./Dec. 1998b.

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: ASA/SSSA, 1990. p. 111-149.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DE SÃO PAULO. **Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas: critérios para projeto e operação**. São Paulo, 1999. 32 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](http://www.infobibos.com/Artigos/2010_3/DefensivosAgricolas/Index.htm)>. Acesso em: 20 jan. 2011.

GONÇALVES, J. L. M. et al. Aplicabilidade de biossólido em plantações florestais: II., efeito na fertilidade do solo, nutrição e crescimento das árvores. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 179-196.

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.

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.

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

MATTIAZZO, M. E.; ANDRADE, C. A. Aplicabilidade do biossólido em plantações florestais: IV., lixiviação de N inorgânico e toxicidade de metais pesados. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 203-213.

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.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 109-141.

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, n. 1, p. 157-170, jan./dez. 1998.

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

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

OLIVEIRA, V. S. **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.

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.

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

ROBINSON, P. **Evaluation of the new active thiamethoxam in the product Cruiser 350 FS insecticide seed treatment**. Victoria: National Registration Authority for Agricultural and Veterinary Chemicals, 2001. Disponível em: <<http://www.apvma.gov.au/publications/prsthi.pdf>>. Acesso em: 2 jun. 2003.

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

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; SHARMA, R. D. Alternativa agrônômica para o bio-sólido: a experiência de Brasília. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 143-152.

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.

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

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, n. 1, p. 71-80, jan./dez. 2006.

**SEGUNDA PARTE – ARTIGOS**

**ARTIGO 1 Fertilidade de solos cultivados com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto**

Alisson Lucrecio da Costa<sup>1</sup>

Ciro Augusto de Souza Magalhães<sup>2</sup>

Carlos Alberto Silva<sup>3</sup>

José Maria de Lima<sup>4</sup>

**Artigo formatado de acordo com a NBR 6022 (ABNT, 2003),  
conforme exigido pela UFLA.**

---

<sup>1</sup> Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200- 000, Lavras, MG, Brasil. Autor correspondente: alissonluc@gmail.com

<sup>2</sup> Embrapa Agrossilvipastoril, Rodovia MT 222, km 2,5. Caixa Posta 343. Sinop, MT, Brasil.

<sup>3</sup> Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200- 000, Lavras, MG, Brasil.

<sup>4</sup> Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200- 000, Lavras, MG, Brasil.

## RESUMO

O lodo de esgoto é um subproduto de estações de tratamento de esgoto, e que tem característica de adubo orgânico. Esse resíduo vem sendo utilizado em áreas de produção de milho, soja, feijão, cana-de-açúcar e café, com benefícios de ciclagem dos nutrientes e melhorias em atributos do solo, por meio da adição de matéria orgânica. Assim, o objetivo deste trabalho, foi avaliar a fertilidade de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, Latossolo Vermelho distroférico e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, cultivados com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto. O experimento foi realizado em um conjunto de lisímetros contendo material indeformado dos solos mencionados. As aplicações de doses de lodo de esgoto, em ambos os anos, diminuíram do pH, saturação por bases e teores de magnésio e potássio, e aumentaram a capacidade de troca de cátions e nos teores de fósforo, alumínio, cobre, ferro, zinco e carbono orgânico dos solos.

Palavras-Chave: Resíduos orgânicos. Carbono Orgânico. Nutrientes.

## 1 INTRODUÇÃO

A utilização do lodo de esgoto como adubo orgânico, propicia a reciclagem de nutrientes presentes no mesmo e a melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, além de representar benefícios de ordem ambiental, econômica e mesmo social, pela disposição final menos impactante desse resíduo no ambiente.

O lodo de esgoto, que varia em sua composição de acordo com a origem e método de tratamento, contém considerável percentual de matéria orgânica e nutrientes para as plantas, podendo substituir, ainda que parcialmente, os fertilizantes minerais, melhorando a fertilidade do solo. Esse resíduo, por meio da adição de matéria orgânica, contribui para aumentar a aeração do solo, a agregação das partículas do solo, com consequente diminuição da densidade, e aumento na retenção de água (MELO; MARQUES, 2000).

Diversos trabalhos têm mostrado aumento no pH do solo (SILVA et al., 2001), nos teores de carbono orgânico, potássio (NASCIMENTO et al., 2004; SIMONETE et al., 2003), fósforo, cálcio (NASCIMENTO et al., 2004; SILVA et al., 2001; SIMONETE et al., 2003), magnésio (NASCIMENTO et al., 2004; SIMONETE et al., 2003), alumínio (SIMONETE et al., 2003), cobre, ferro, manganês e zinco (NASCIMENTO et al., 2004) e na capacidade de troca catiônica efetiva (t) (SILVA et al., 2001), capacidade de troca catiônica a pH 7 (T) (NASCIMENTO et al., 2004) e saturação por bases (V) (SILVA et al., 2001).

Os aumentos nos teores de carbono orgânico, e nutrientes pH, t, T e V do solo, em decorrência da aplicação de lodo de esgoto, variam de acordo com os solos, composição química, grau de maturação e quantidade aplicada e taxa de mineralização dos resíduos. Em geral, os solos apresentam diferenças em termos de pH, matéria orgânica, teor e tipo de argila. Isso implica em valores de CTC e balanços de cargas diferenciados, além de diferentes taxas de mineralização da matéria orgânica. O lodo de esgoto interage com o solo nos seguintes modos: aumenta a capacidade de troca de cátions do solo, altera o pH e influencia na taxa de mineralização da matéria orgânica, com consequências sobre a disponibilidade dos nutrientes. Além disso, esse resíduo possui nutrientes na sua composição; deste modo, pode também resultar em maior disponibilidade no solo.

A taxa de aplicação do lodo de esgoto no solo segue as determinações da resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 375/06 (BRASIL, 2006), e leva em consideração, o mais limitante desses atributos: aporte de metais pesados, aporte de nitrogênio e relação à demanda nutricional da planta, e reação do solo. Entretanto, o emprego de dose de lodo de esgoto aplicada em área agrícola é calculado de acordo com o teor de nitrogênio no resíduo e a necessidade deste nutriente para a cultura, o que pode resultar em toxidez de outros nutrientes, uma vez que o lodo de esgoto pode apresentar desbalanço de constituintes (elementos nutrientes para as plantas), em relação a capacidade de absorção das plantas.

Assim, o objetivo deste estudo, foi avaliar a fertilidade de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, Latossolo Vermelho distroférico

e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico cultivados com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado em um conjunto de 36 lisímetros de drenagem, com 0,9 m de profundidade e 1 m de diâmetro, entre os anos de 2009 e 2013. Os lisímetros contém material com estrutura indeformada de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd). A granulometria dos solos na camada de 0-20 cm foi determinada pelo método da pipeta (DONAGEMA et al., 2011) e os teores de argila, silte e areia, respectivamente, foram: 592, 48, 360 g kg<sup>-1</sup>, para o LVAd, 677, 91 e 232 g kg<sup>-1</sup>, para o LVdf, e 330, 203 e 467 g kg<sup>-1</sup>, para o PVAd.

Antes da implantação das mudas de cafeeiro, a área experimental (colunas) foi cultivada com feijoeiro e milho. O feijoeiro foi plantado no final de junho e colhido no final de outubro de 2009. O milho foi plantado no final de novembro de 2009 e colhido no final de março de 2010. O transplântio das mudas do cafeeiro ocorreu no final de dezembro de 2009, ainda com o milho a ser colhido, o que contribuiu para diminuir a intensidade luminosa e prejuízo para as mudas do cafeeiro.

Amostras de solo foram coletadas, antes do plantio do feijoeiro, na camada de 0-20 cm para as análises de fertilidade (SILVA, 2009), os resultados dessas análises encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1 Principais atributos químicos da camada de 0-20 cm dos solos utilizados no experimento

Solo	pH	Ca	Mg	Al	t <sup>1</sup>	T <sup>2</sup>	V <sup>3</sup>	CO <sup>4</sup>	P	K	Cu	Fe	Mn	Zn
	água	----- cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----			----- % -----		g dm <sup>-3</sup>	----- mg dm <sup>-3</sup> -----						
LVAd <sup>5</sup>	5,5	1,8	0,3	0,2	2,5	5,5	41,8	10,2	0,8	70	1,5	96,0	24,0	4,0
LVdf <sup>6</sup>	5,5	1,3	0,3	0,1	1,8	6,0	28,8	11,6	2,2	43	2,7	47,0	9,6	4,8
PVAd <sup>7</sup>	4,8	0,2	0,1	1,1	1,5	8,3	4,8	11,6	1,1	23	0,7	72,0	7,6	4,2

<sup>1</sup>Capacidade de troca de catiônica efetiva; <sup>2</sup>Capacidade de troca catiônica a pH 7,0; <sup>3</sup>Índice de saturação por bases; <sup>4</sup>Carbono orgânico; <sup>5</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; <sup>6</sup>Latossolo Vermelho distrófico; <sup>7</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico.

Calagem e fosfatagem corretiva foram realizadas baseadas nos resultados das análises químicas feita em 15 de abril de 2009 e 8 de maio de 2009, em todos os lisímetros. A quantidade de calcário foi calculada pelo método de saturação por bases, para elevá-la a 70%. Assim, as quantidades adicionadas de calcário (36% de CaO, 14% de MgO e PRNT igual a 95%) foram 1,6; 2,6 e 5,7 Mg ha<sup>-1</sup> para o LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente. Já a quantidade de fósforo adicionada correspondeu a 2,0 Mg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, via superfosfato simples, em todos os solos. Em 21 de novembro de 2011 foi realizada uma segunda calagem e as quantidades de calcário adicionadas foram 2,7; 3,3 e 0,5 Mg ha<sup>-1</sup> para o LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente.

As doses de lodo de esgoto foram determinadas de acordo com o teor de nitrogênio total (N), amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) presentes no resíduo, e a necessidade de nitrogênio do cafeeiro. A dose D3 corresponde a exigência total de N para cultura, e as doses D0, D1 e D2 foram, respectivamente, 0, ¼ e ½ da dose D3. O lodo de esgoto foi aplicado sete meses antes do transplântio das mudas do cafeeiro “Mundo Novo 379/19” (primeira aplicação), nas doses de 0, 11, 22 e 44 Mg ha<sup>-1</sup>; quatro meses

após o transplante das mudas do cafeeiro (segunda aplicação), o lodo foi reaplicado nas doses de 0, 8, 16 e 32 Mg ha<sup>-1</sup> e, no 1º e 2º ano pós plantio (terceira e quarta aplicação), nas doses de 0, 15, 31 e 61 Mg ha<sup>-1</sup>. As aplicações do lodo de esgoto foram em 15 de maio de 2009, 16 de abril de 2010, 14 de abril de 2011 e 28 de abril de 2012, respectivamente.

O lodo de esgoto foi distribuído em área total na superfície do solo de cada coluna e incorporado nos primeiros 10 cm, evitando-se o revolvimento do solo nas camadas mais profundas. Considerando-se o teor de N encontrado no lodo e 28% de taxa de mineralização de N em kg ha<sup>-1</sup> no primeiro ano após a aplicação (CHIARADIA et al., 2009), a quantidade de N potencialmente mineralizável em um ano equivale a 6,26 x dose de lodo de esgoto em Mg ha<sup>-1</sup>. A quantidade de K<sub>2</sub>O em kg ha<sup>-1</sup> fornecida pelo lodo de esgoto é igual a 4,23 x dose de lodo de esgoto em Mg ha<sup>-1</sup>.

O lodo de esgoto foi proveniente da Estação de Tratamento de Jundiaí, SP, que recebe, predominantemente, esgotos domésticos. Esse material passou por um processo de compostagem, com aproximadamente 90 dias de duração e apresentava teores de N = 22,3; P = 4,0; K = 4,0; Ca = 23,4; Mg = 1,9; S = 6,2; Na = 2,0; Fe = 11,1; Zn = 1,3 g kg<sup>-1</sup> e Al = 11,5; B = 4,3; Cu = 175; Mn = 247 mg kg<sup>-1</sup>, carbono orgânico (CO) = 226 g kg<sup>-1</sup> e pH em água de 5,5, conforme Higashikawa, Silva e Bettiol (2010).

Sulfato de amônio foi adicionado em cada lisímetro, na primeira aplicação de lodo de esgoto, e quatro meses depois, nas doses de 188 e 97 kg ha<sup>-1</sup>. Cloreto de potássio também foi adicionado em cada lisímetro, na primeira aplicação, conforme a dose de lodo de esgoto, sendo 177, 132,

87 e 0 kg ha<sup>-1</sup> para as doses 0, 11, 22 e 44 Mg ha<sup>-1</sup>. Cinco meses depois da primeira aplicação de lodo de esgoto, foi adicionado o sulfato de amônio conforme as doses de lodo aplicadas, sendo 570, 430, 145 e 0 kg ha<sup>-1</sup> para as doses 0, 11, 22 e 44 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Nessa mesma época, o cloreto de potássio também foi adicionado em cada lisímetro na dose de 69 kg ha<sup>-1</sup>. Na terceira e quarta aplicação de lodo de esgoto foi adicionado o sulfato de amônio, conforme as doses de lodo aplicadas, sendo 1.819, 1.364, 909 e 0 kg ha<sup>-1</sup> para as doses 0, 15, 31 e 61 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente. O cloreto de potássio foi adicionado em cada lisímetro, conforme a dose de lodo de esgoto aplicada, sendo 670, 556, 442 e 214 kg ha<sup>-1</sup> para as doses 0, 15, 31 e 61 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

Amostras dos solos foram retiradas em 7 de março de 2011 e 16 dezembro de 2013, na camada de 0-10 cm para a determinação de pH em água, Ca, Mg e Al pelo extrator KCl 1 mol L<sup>-1</sup>, carbono orgânico total (CO) pelo método de oxidação a CO<sub>2</sub> por dicromato, em meio sulfúrico (Walkley-Black); P, K, Cu, Fe, Mn e Zn foram extraídos pelo extrator Mehlich 1 (SILVA, 2011). Com os resultados obtidos nas análises do complexo sortivo, foram calculadas a capacidade de troca catiônica efetiva (t), a capacidade de troca catiônica a pH 7 (T) e a saturação por bases (V).

## 2.1 Análises Estatísticas

Os resultados de pH, Ca, Mg, Al, t, T, V, CO, P, K, Cu, Fe, Mn e Zn dos solos foram submetidos a análise de variância em delineamento em blocos casualizados, empregando-se o teste F. Avaliou-se o efeito dos

solos e das doses de lodo de esgoto dentro de cada solo por regressão polinomial de 1° ou 2° grau.

Para analisar os efeitos dos solos, das doses de lodo de esgoto e as inter-relações entre as variáveis, os resultados de fertilidade dos solos foram submetidos à análise de escalonamento multidimensional métrico (MDS). A matriz de distância foi calculada usando o Índice Euclidiano a partir dos resultados de fertilidade do solo em escala. A MDS parte de uma configuração inicial de pontos (subpopulações) alocados ao acaso em um número reduzido de dimensões, normalmente, 2-D ou 3-D. Com base nesta distribuição inicial, são calculadas novas distâncias, que são comparadas às originais e, mediante procedimento iterativo, as diferenças entre essas matrizes são minimizadas com o uso de estatística denominada stress (S). Quanto mais próximo de zero for o valor de S, menor a distorção, portanto, melhor a representação das distâncias. Assim, a MDS arranja objetos (nesse caso, repetições, solos e doses) num espaço com um número reduzido de dimensões, 2-D, de modo a reproduzir as distâncias observadas. Posteriormente, essa nova matriz de distância foi usada para organizar os solos e as doses de lodo de esgoto em um plano bidimensional. Todas as análises foram realizadas no ambiente de programação R 3.0.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014), utilizando os pacotes `vegan`, `arm` e `ggplot2`.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O pH, em 2011, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,28} = 2902,34$  e p-valor  $< 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 9,07$  e p-valor =  $0,0002$ ). O pH foi menor no LVAd que no LVdf e PVAd sem lodo de esgoto (Figura 1). O pH do LVdf e PVAd diminuiu com aplicação de lodo de esgoto e, não foi afetado no LVAd, uma vez que o coeficiente que relaciona a dose de lodo de esgoto com o pH não foi significativo para LVAd.

O pH, em 2013, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,27} = 8120,57$  e p-valor  $< 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,27} = 37,61$  e p-valor  $< 0,0001$ ). O pH dos solos diminuiu com a aplicação do lodo de esgoto (Figura 1).

Têm sido constatado aumento nos valores de pH do solo com a adição de lodo de esgoto (OLIVEIRA et al., 2002; SILVA et al., 2001), em razão da alcalinidade do mesmo (pH em água  $> 10$ ). No entanto, outros trabalhos, tem verificado também a diminuição nos valores de pH do solo com a adição de lodo de esgoto (GALDOS; MARIA; CAMARGO, 2004; NASCIMENTO et al., 2004; SIMONETE et al., 2003). Esses autores atribuíram a redução no pH pela aplicação de lodo de esgoto, à acidificação, às reações de nitrificação e à produção de ácidos orgânicos durante a degradação do resíduo. A discrepância desses resultados está associada às diferentes características dos lodos de esgoto e dos solos. Assim, sugere-se que a alteração no pH do solo com aplicação de lodo de esgoto, depende do pH e quantidade aplicada do

resíduo e do pH, textura do solo e capacidade de tamponamento de cada solo.

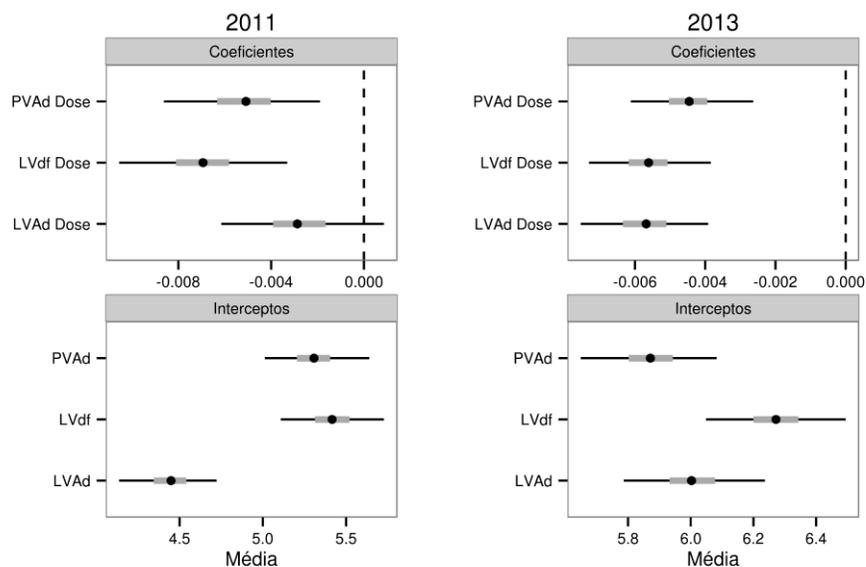


Figura 1 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para pH predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

O teor de P, em 2011, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,25} = 389,78$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{6,25} = 2,92$  e  $p\text{-valor} = 0,0270$ ). O teor de P aumentou no LVAd e PVAAd com aplicação de lodo de esgoto (Figura 2).

O teor de P, em 2013, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,24} = 1057,83$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de

esgoto em cada solo ( $F_{6,24} = 26,92$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ). O teor de P no LVAd foi maior que no LVdf, sendo que esse não diferiu do PVAd. O teor de P aumentou nos solos com aplicação de lodo de esgoto (Figura 2).

O teor de P respondeu ao modelo quadrático, em razão da aplicação de lodo de esgoto, com aumento médio de 0,79 e 0,69  $\text{mg dm}^{-3}$  para cada  $\text{Mg ha}^{-1}$  de resíduo aplicado, em 2011 e 2013, respectivamente. Entretanto, o aumento no teor de P não foi suficiente para mudar a classe de disponibilidade do nutriente, permanecendo classificado como muito bom (RIBEIRO; GUIMARÃES; VENEGAS, 1999).

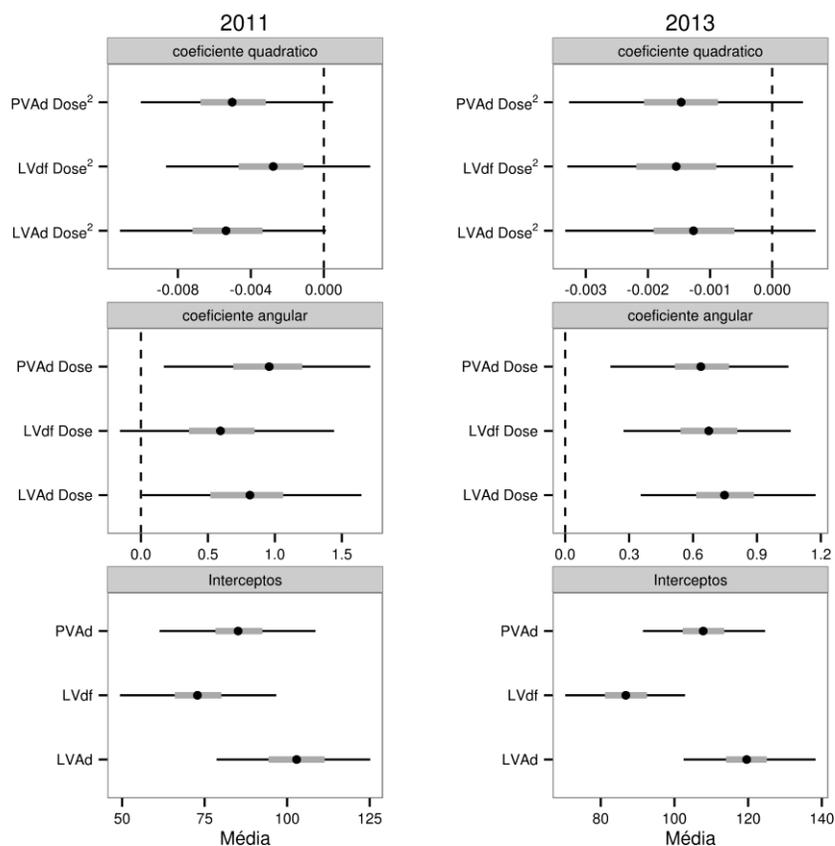


Figura 2 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para o teor fósforo ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

O teor de K, em 2011, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,28} = 98,99$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 18,13$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ). O teor de K nos solos diminuiu com a aplicação de lodo de esgoto (Figura 3).

O teor de K, em 2013, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,27} = 429,45$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{6,25} = 21,36$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ). O teor de K nos solos diminuiu com a aplicação de lodo de esgoto (Figura 3).

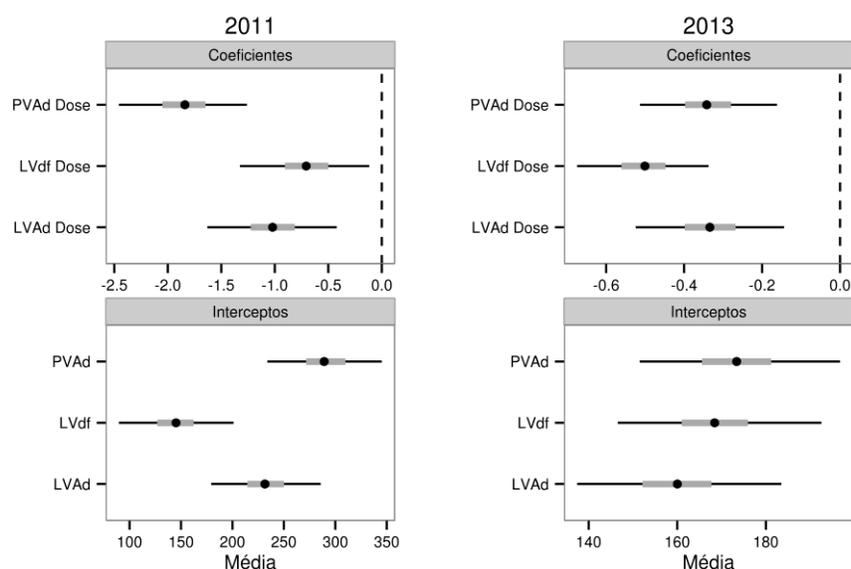


Figura 3 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para o teor potássio ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

O teor de Ca, em 2011, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,28} = 242,99$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 3,30$  e  $p\text{-valor} = 0,0349$ ). O teor de Ca no

LVAd foi menor que do PVAd e não diferenciou do LVdf. O teor de Ca no LVAd aumentou com a aplicação de lodo de esgoto (Figura 4).

O teor de Ca, em 2013, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,27} = 287,13$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,27} = 6,00$  e  $p\text{-valor} = 0,0029$ ). O teor de Ca no LVdf e PVAd diminuiu com a aplicação de lodo de esgoto (Figura 4).

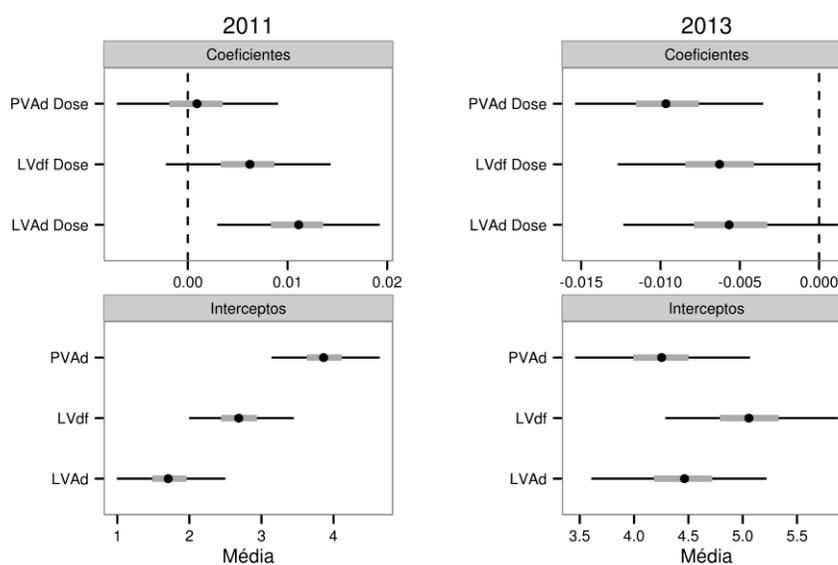


Figura 4 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para o teor de cálcio (mg dm<sup>-3</sup>) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

O teor de Mg, em 2011, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,28} = 109,08$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 9,63$  e  $p\text{-valor} = 0,0002$ ). O teor de Mg nos solos não foram diferentes, entretanto, o teor de Mg no LVAd tendeu a ser menor que no LVdf e PVAd. O teor de Mg no LVdf e PVAd diminuiu com a aplicação de lodo de esgoto (Figura 5).

O teor de Mg, em 2013, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,27} = 269,26$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,27} = 9,76$  e  $p\text{-valor} = 0,0002$ ). O teor de Mg no LVdf foi menor que no PVAd, sendo que esse não diferiu do LVAd. O teor de Mg nos solos diminuiu com a aplicação de lodo de esgoto (Figura 5).

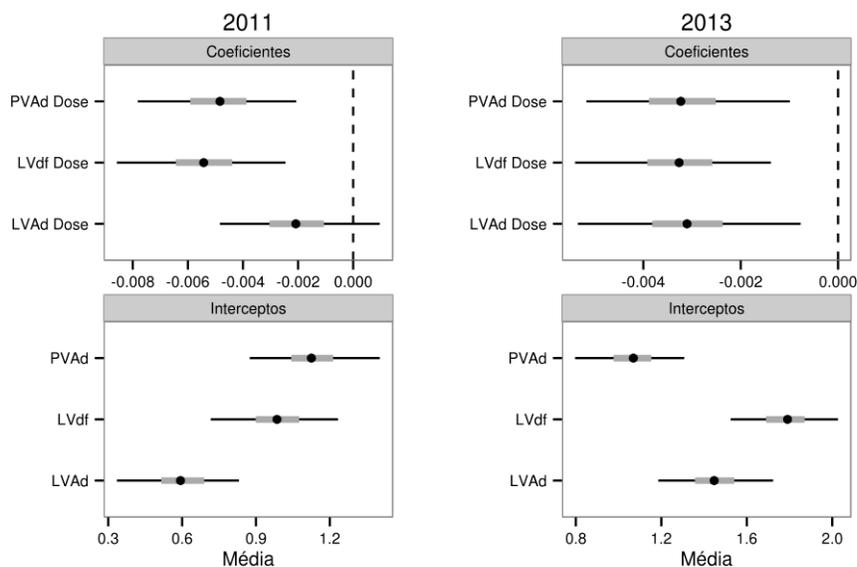


Figura 5 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para o teor de magnésio ( $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

O teor de K diminuiu de forma linear em razão da aplicação de lodo de esgoto, com diminuição média de 1,19 e 0,39  $\text{mg dm}^{-3}$  para cada  $\text{Mg ha}^{-1}$  de resíduo aplicado em 2011 e 2013, respectivamente. O K, em virtude da baixa concentração no lodo de esgoto, foi suplementado com fertilizante mineral para suprir a necessidade da cultura, considerando a quantidade adicionada nas doses de lodo de esgoto. O teor de K chegou a diminuir 2 classes no LVdf, passando de muito bom para médio, e no

LVAd e PVAd, de muito bom para bom, com a dose mais elevada de lodo de esgoto (RIBEIRO; GUIMARÃES; VENEGAS, 1999).

O teor de Ca aumentou de forma linear em razão da aplicação de lodo de esgoto, quando o teor do solo era menor que  $4 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ . Quando o teor Ca no solo era maior que  $4 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  não ocorreu alteração no teor de Ca do solo com aplicação de lodo de esgoto. A classe de disponibilidade do Ca permaneceu sempre como muito baixo (RIBEIRO; GUIMARÃES; VENEGAS, 1999).

O teor de Mg diminuiu de forma linear em razão da aplicação de lodo de esgoto, quando o teor do solo era relativamente alto, maior que  $0,9 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ . Quando o teor Mg no solo era maior que  $0,9 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  não ocorreu alteração com aplicação de lodo de esgoto. O teor de Mg chegou a diminuir 2 classes no LVdf e PVAd, passando de bom para baixo, e no LVAd, de médio para baixo, com a dose mais elevada de lodo de esgoto (RIBEIRO; GUIMARÃES; VENEGAS, 1999).

Considerando o comportamento do Ca e Mg dentro das doses de lodo de esgoto, supõem-se uma tendência de lixiviação dos íons Ca e Mg solúveis, quando esses teores foram maiores que 4 e  $0,9 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ , respectivamente. A hipótese da lixiviação de íons foi comprovada, neste trabalho, pelas determinações realizadas no lixiviado, nos mesmos anos agrícolas. Com base nestes dados, verificou-se que as doses empregadas de lodo de esgoto proporcionaram aumento significativo da quantidade lixiviada desses íons. Anjos e Mattiazzo (2000) verificaram, em dois Latossolos, aumento na quantidade de K, Ca e Mg no lixiviado com a aplicação de  $78 \text{ Mg ha}^{-1}$  de lodo de esgoto, sendo as de Ca maiores do que as de Mg e K. Oliveira et al. (2002), em ensaio utilizando lisímetros,

também constataram que as quantidades de Ca presentes no lixiviado excederam as de Mg e de K.

O teor de Al, em 2011, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,28} = 112,60$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 22,48$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ). O teor de Al no LVAd foi maior que no solo LVdf e PVAd. O teor de Al nos solos aumentou com a aplicação de lodo de esgoto, sendo que esse incremento tendeu a ser mais intenso no LVAd e LVdf (Figura 6).

O teor de Al, em 2013, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,27} = 82,81$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,27} = 41,47$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ). O teor de Al no LVAd e PVAd aumentou com a aplicação de lodo de esgoto (Figura 6).

O teor de Al trocável relaciona com o pH do solo, sendo que em pH acima de 5,5 o teor do mesmo é nulo. A partir do pH 5,5 a redução no pH pela dose de lodo de esgoto promoveu aumento nos teores de Al trocável. O teor de Al, em 2011, aumentou 2 classes no LVdf, passando de muito baixo para alto, e no LVAd e PVAd, de médio para alto e muito baixo para médio, respectivamente, com a dose mais elevada de lodo de esgoto. Em 2013, o aumento no teor de Al foi menor, pois o pH do solo tinha sido corrigido com calcário, com isso, aumentou 2 classes no LVAd, muito baixo para médio, e no e PVAd e LVdf, muito baixo para médio e muito baixo, respectivamente, com a dose mais elevada de lodo de esgoto (RIBEIRO; GUIMARÃES; VENEGAS, 1999).

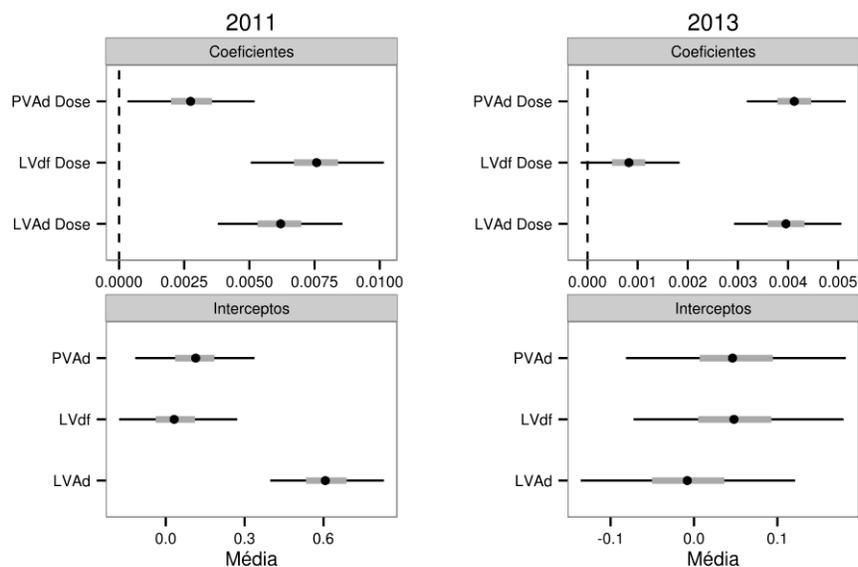


Figura 6 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para o teor de alumínio ( $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

A capacidade de troca de cátions efetiva ( $t$ ), em 2011, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,28} = 288,84$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 2,04$  e  $p\text{-valor} = 0,1304$ ). Esse parâmetro não diferiu nos solos sem lodo de esgoto. Entretanto, o LVAd, tendeu a ser menor que no LVdf, seguido do PAd (Figura 7).

Em 2013, a  $t$  diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,27} = 531,24$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em

cada solo ( $F_{3,27} = 6,02$  e  $p\text{-valor} = 0,0028$ ). A  $t$  não diferiu nos solos sem lodo de esgoto, enquanto, no LVdf e PVAd diminuiu com a aplicação de lodo de esgoto (Figura 7).

O comportamento da  $t$  foi semelhante ao teor de Ca no solo, pois esta é composta, em grande parte, pelo teor de Ca, retido as superfícies das partículas do solo. Os valores det, em 2011, aumentaram uma classe no LVAd e LVdf, passando de média para alta, e no PVAd, para bom, com a dose mais elevada de lodo de esgoto. A  $t$ , em 2013, diminuiu uma classe no LVAd e PVAd, bom para média, e no LVdf, para bom, com a dose mais elevada de lodo de esgoto (RIBEIRO; GUIMARÃES; VENEGAS, 1999).

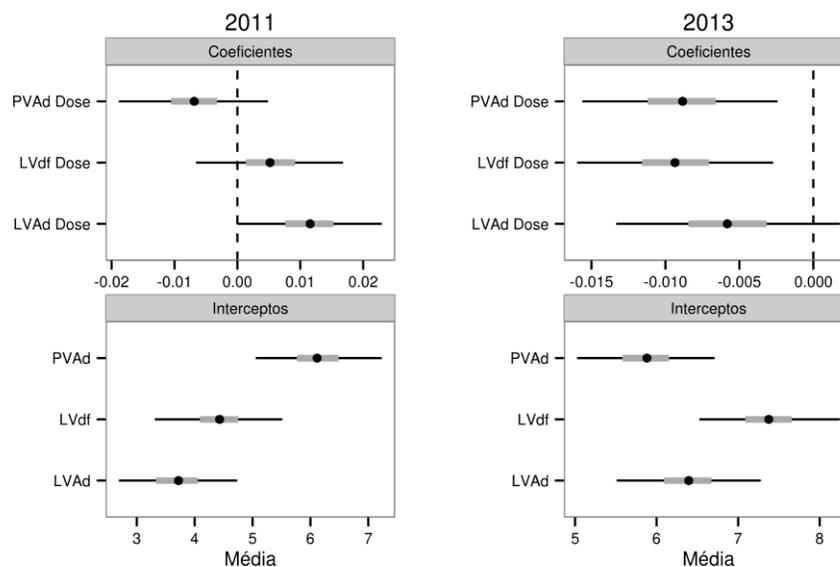


Figura 7 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para a capacidade de troca catiônica efetiva ( $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

A capacidade de troca catiônica a pH 7 (T), em 2011, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,28} = 394,09$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 11,26$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ). A T, em 2013, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,27} = 1004,92$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,27} = 23,42$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ). Nas duas amostragens, os valores de T não diferiram nos solos sem lodo de esgoto e aumentou nos solos com a aplicação de lodo de esgoto (Figura 8). O

aumento foi de forma linear, em razão da aplicação de lodo de esgoto, com aumento médio de 0,07 e 0,023  $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$  para cada  $\text{Mg ha}^{-1}$  de resíduo aplicado, em 2011 e 2013, respectivamente. Os resultados observados no presente trabalho são concordantes com os verificados por Cavallaro, Padilla e Villarrubia (1993), Epstein, Taylor e Chancy (1976) e Simeoni, Barbarick e Sabey (1984). Estes autores encontraram um comportamento crescente da CTC potencial com a aplicação de lodo de esgoto em doses que variaram de 0 a 240  $\text{Mg ha}^{-1}$ . Nesses trabalhos, o comportamento da CTC potencial foi atribuído aos acréscimos de CO nos solos proporcionados pelas aplicações do resíduo.

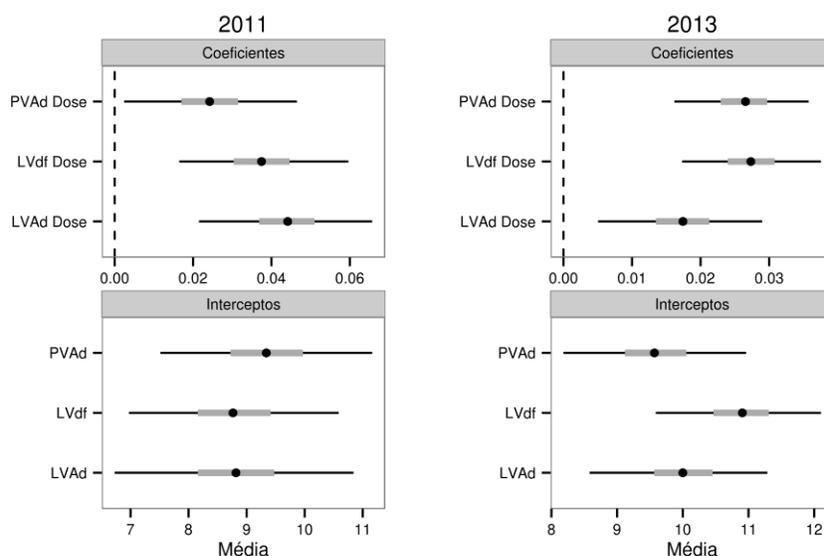


Figura 8 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para capacidade de troca catiônica a pH 7 ( $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

A saturação por bases (V), em 2011, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,28} = 630,83$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 20,95$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ). A V nos solos sem lodo de esgoto seguiu a seguinte ordem crescente: LVAd < LVdf < PVAd. A saturação diminuiu com a aplicação de lodo de esgoto, sendo que esse efeito da dose de lodo de esgoto aumentou nos solos ocorreu na seguinte ordem: LVAd < LVdf < PVAd (Figura 9).

Em 2013, a V diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,27} = 399,58$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,27} = 290,22$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ). Esse atributo diminuiu com aplicação de lodo de esgoto (Figura 9).

A redução nos valores de V ocorreu de forma linear, em razão da aplicação de lodo de esgoto, com redução média de 0,14 e 0,20% para cada  $Mg\ ha^{-1}$  de resíduo aplicado, em 2011 e 2013, respectivamente. A saturação por bases chegou a diminuir 2 classes no PVAd, a qual passou de média para baixa, no LVdf e LVAd, com a dose mais elevada de lodo de esgoto, em 2011. Ela também diminuiu 2 classes no LVAd e LVdf, passou de média para baixa, no PVAd, com a dose mais elevada de lodo de esgoto, em 2013 (RIBEIRO; GUIMARÃES; VENEGAS, 1999). A redução na V foi proporcional ao valor do solo na dose zero, sendo mais acentuada no solo com V médio (> 65%) do que com V baixa.

A redução na V com as doses de lodo de esgoto foi pelo efeito de diluição. A exceção do Ca, o fornecimento de Mg e K pelo composto são pequenos, os quais compõem a soma de base (SB). Já a T aumentou com as doses de lodo de esgoto, o que contribuiu para provocar uma redução na V.

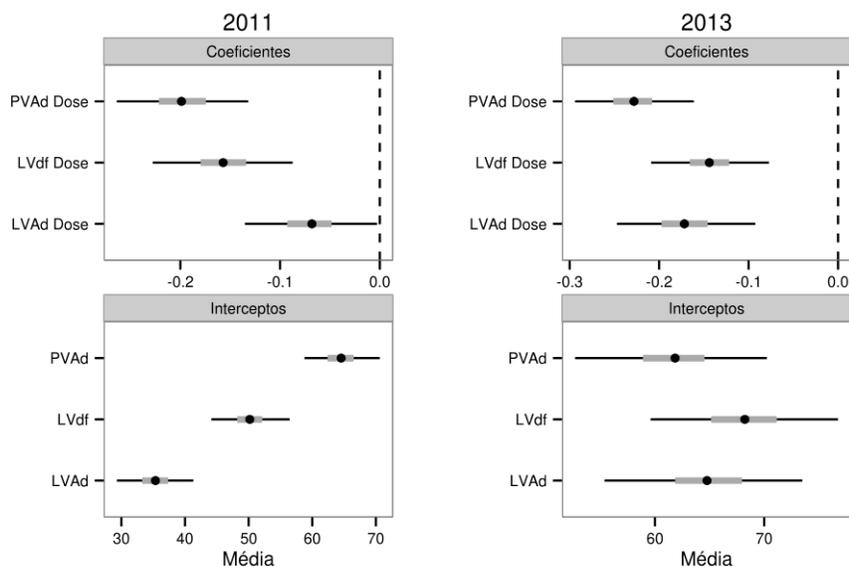


Figura 9 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para a saturação por bases (%) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

O teor de Zn, em 2011, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,28} = 121,87$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 19,80$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ). O teor de Zn nos solos sem lodo de esgoto foi maior no PVAAd do que no LVAAd e LVdf, que apresentam diferenças entre si. O teor de Zn nos solos aumentou com a aplicação de lodo de esgoto (Figura 10).

Em 2013, o teor de Zn diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,27} = 57,75$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e porém não houve diferença

para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,27} = 2,38$  e p-valor = 0,0917).

Os teores de Zn aumentaram de forma linear em razão da aplicação de lodo de esgoto, com aumento médio de  $0,75 \text{ mg dm}^{-3}$  para cada  $\text{Mg ha}^{-1}$  de resíduo aplicado, em 2011. Em 2013, os teores de Zn tenderam a aumentar em razão da aplicação de lodo de esgoto, entretanto, esse efeito só foi observado no LVdf. O teor de Zn sempre foi alto mesmo no solo sem receber lodo de esgoto (RIBEIRO; GUIMARÃES; VENEGAS, 1999).

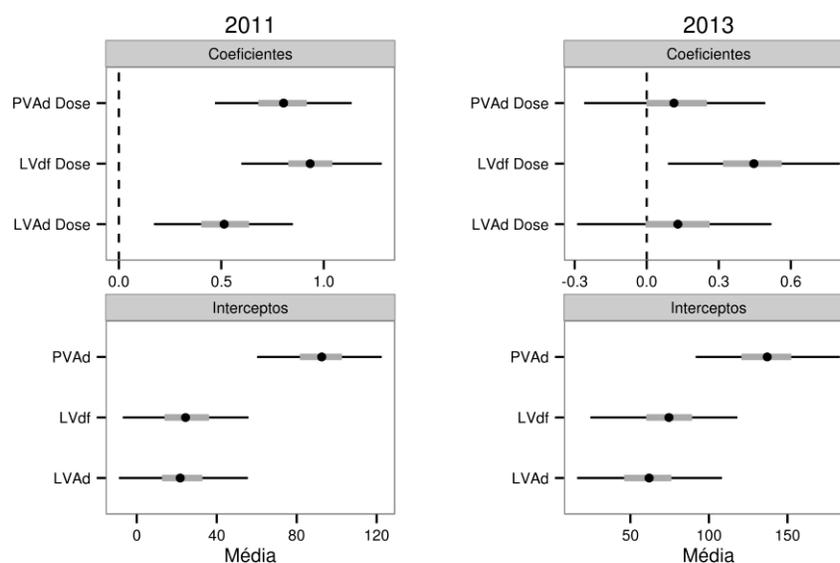


Figura 10 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para o teor de zinco ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

O teor de Fe, em 2011, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,28} = 121,87$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 19,80$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ). O teor de Fe, em 2013, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,27} = 104,80$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,27} = 26,26$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ). Nas duas amostragens, os teores de Fe não diferiram nos solos sem lodo de esgoto e aumentou nos solos com a aplicação de lodo de esgoto (Figura 11).

Os teores de Fe aumentaram de forma linear em razão da aplicação de lodo de esgoto, com aumento médio de  $0,740$  e  $0,523 \text{ gdm}^{-3}$  para cada  $\text{Mg ha}^{-1}$  de resíduo aplicado, em 2011 e 2013, respectivamente. O teor de Fe aumentou de médio para alto com aplicação de qualquer dose de lodo de esgoto (RIBEIRO; GUIMARÃES; VENEGAS, 1999).

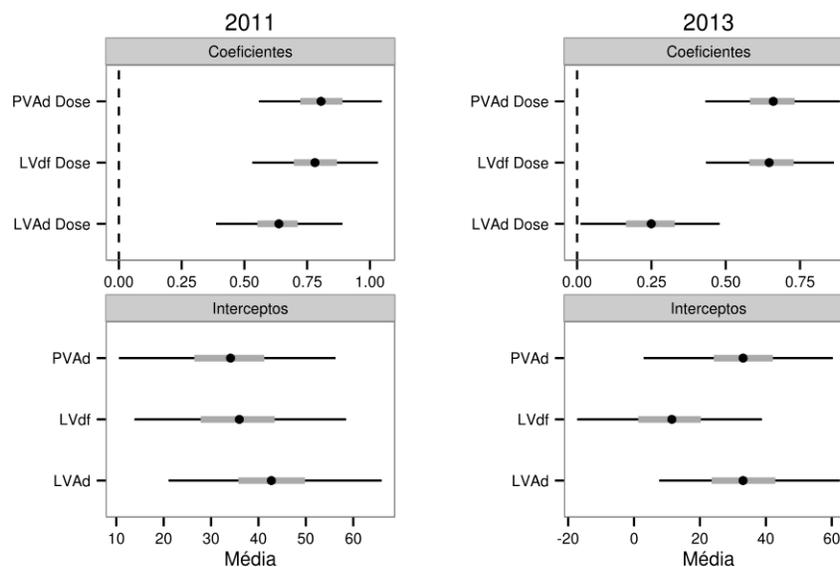


Figura 11 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para o teor de ferro ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

O teor de Mn, em 2011, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,28} = 148,44$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 8,12$  e  $p\text{-valor} = 0,0005$ ). Em 2013, o teor de Mn diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,27} = 159,21$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,27} = 3,19$  e  $p\text{-valor} = 0,0395$ ). Nas duas amostragem, os teores de Mn nos solos sem lodo de esgoto foi maior no LVAd do que no LVdf e PVAd (Figura 12). Em 2011, o teor de Mn nos solos LVdf e PVAd aumentou

com a aplicação de lodo de esgoto e enquanto no LVAd houve diminuição em função da dose aplicada. Em 2013, não se observou alteração no teor de Mn dos solos com a aplicação de lodo de esgoto.

O teor de Mn trocável está relacionado com o teor inicial do solo, que, nesses solos estudados, foram sempre elevados, mesmo no solo sem receber lodo de esgoto. Considerando a baixa concentração do Mn no lodo de esgoto, era esperado que o mesmo não apresentasse um aumento de disponibilidade com a dose de lodo de esgoto. Outro fator que pode ter contribuído é que esse elemento pode encontrar-se no resíduo, em forma de baixa disponibilidade, como, por exemplo, óxidos de manganês.

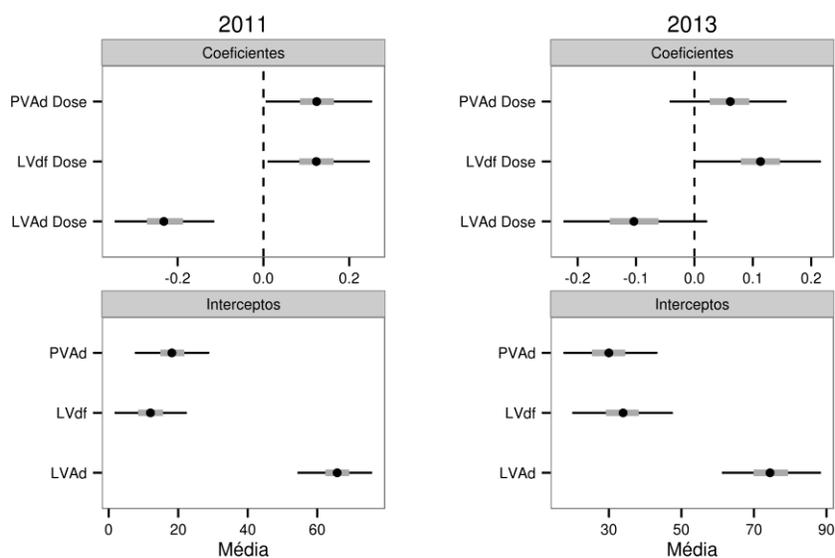


Figura 12 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para o teor de manganês ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

O teor de Cu, em 2011, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,28} = 335,88$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 54,17$  e  $p\text{-valor} = 0,0005$ ). O teor de Cu nos solos sem lodo de esgoto foi maior no LVdf do que no LVAd e PVAd, sendo que o LVAd tendeu a ter maior teor de Cu que no PVAd.

O teor de Cu, em 2013, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,27} = 336,81$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,27} = 79,79$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ). O teor de Cu nos solos sem lodo de esgoto foi maior no LVdf do que no PVAd. Em ambas amostragens, o teor de Cu nos solos aumentou com a aplicação de lodo de esgoto (Figura 13).

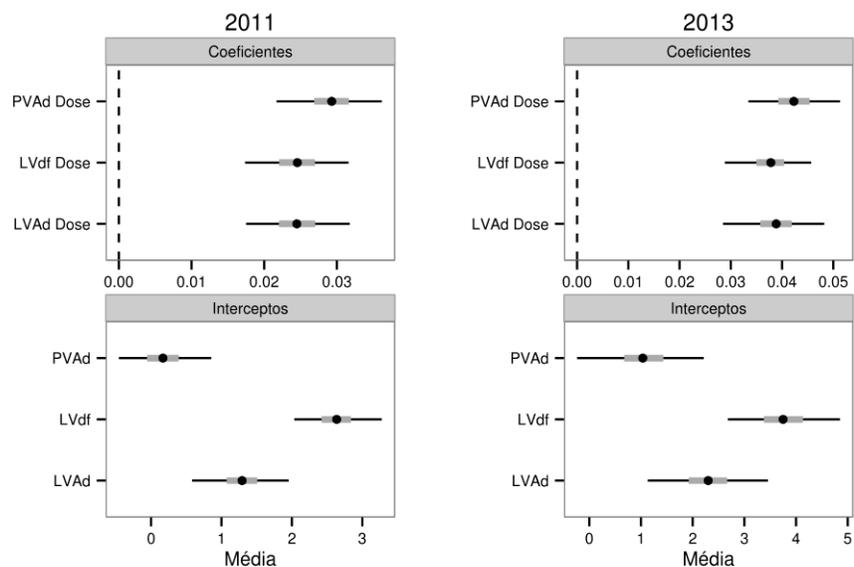


Figura 13 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para teor de cobre ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

Os teores de Cu aumentaram de forma linear em razão da aplicação de lodo de esgoto, com aumento médio de 0,026 e 0,040  $\text{mgdm}^{-3}$  para cada  $\text{Mg ha}^{-1}$  de resíduo aplicado, em 2011 e 2013, respectivamente. O teor de Cu chegou a aumentar 2 classes no PVAAd, passando de baixo para alto, no LVAd, de médio para alto, e no LVdf, continuou alto, com a dose mais elevada de lodo de esgoto (RIBEIRO; GUIMARÃES; VENEGAS, 1999).

Para Cu e Zn, observou-se uma estreita relação entre as doses do lodo e os teores disponíveis, com aumento proporcional das doses. O Fe apresentou aumento relativamente menor de disponibilidade no solo, o que era esperado se considerar sua concentração no lodo de esgoto, indicando encontrar-se no resíduo em formas de baixa disponibilidade, como, por exemplo, óxidos de ferro.

O teor de CO, em 2011, diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,28} = 128,55$  e p-valor  $< 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 6,34$  e p-valor =  $0,0005$ ). Em 2013, o teor de CO diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{3,27} = 355,63$  e p-valor  $< 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,27} = 14,96$  e p-valor  $< 0,0001$ ). Em ambas a amostragem, os teores de CO nos solos aumentaram com aplicação de lodo de esgoto (Figura 14).

Os teores de CO aumentaram de forma linear em razão da aplicação de lodo de esgoto, com aumento médio de  $0,076$  e  $0,104 \text{ gdm}^{-3}$  para cada  $\text{Mg ha}^{-1}$  de resíduo aplicado, em 2011 e 2013, respectivamente. Entretanto, o aumento no CO não foi suficiente para mudar a classe de disponibilidade do mesmo, permanecendo classificado com muito baixo (RIBEIRO; GUIMARÃES; VENEGAS, 1999).

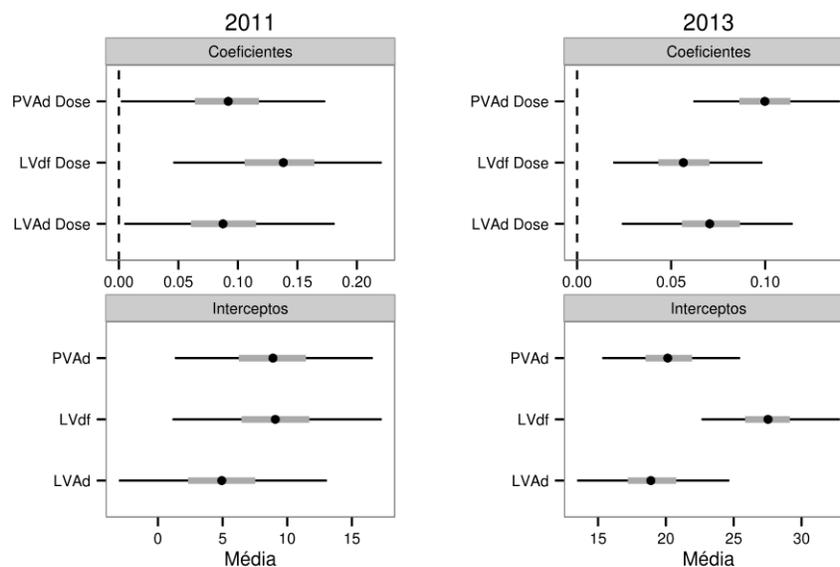


Figura 14 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para o teor carbonó orgânico predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

A análise de escalonamento multidimensional métrico (MDS) apresentou um valor de estresse aceitável de 0,120 e 0,119, em 2011 e 2013, respectivamente, tornando possível distinguir entre os solos e as doses de lodo de esgoto, conforme pode ser observado nas Figuras 15 e 16.

Em 2011 e 2013, o eixo horizontal (MDS1) apresentou uma relação maior com as doses de lodo de esgoto. É possível perceber um gradiente de dissimilaridade que aumenta em razão da dose do resíduo.

Em 2011, o eixo vertical (MDS2) exibe um maior vínculo com os solos, possibilitando ver que esses apresentam uma maior separação na dose D1 e que essa separação diminui de acordo com que se aumenta a dose de lodo de esgoto, em 2013, essa separação não ocorreu.

A estrutura da MSD, que indica certa correlação das variáveis originais e as MDS1 e MDS2 é representada pela direção, sentido e comprimento das setas apresentadas no biplot. Dessa forma, é possível observar que, em 2011, as doses de lodo de esgoto diminuíram o pH, teor de K e Mg e V e aumentaram os teores de CO, P, Al, Fe, Cu e Zn e a T dos solos. O solo LVAd sem lodo de esgoto apresentou alta dissimilaridade quanto ao PVAd e LVdf, principalmente, quanto ao pH, V, t e teores de Ca, Mg, Mn, Zn e Al. Em 2013, as doses de lodo de esgoto diminuíram o pH, teor de K, Ca e Mg e V e aumentaram os teores de CO, P, Al, Fe, Cu e Zn e a T dos solos. Os solos sem lodo de esgoto apresentam baixa dissimilaridade entre si.

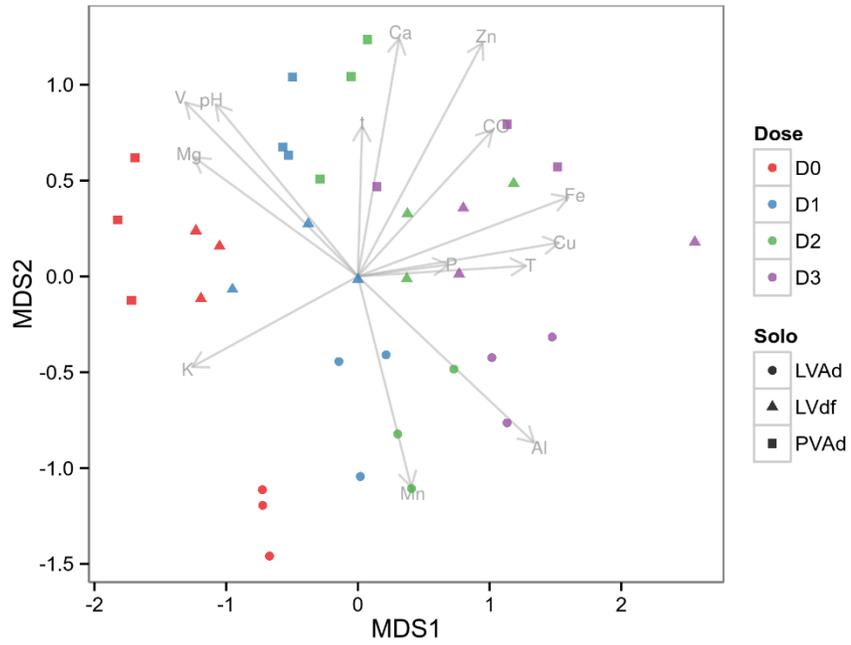


Figura 15 Análise de análise escalonamento multidimensional métrico de pH, Ca, Mg, Al, t, T, V, CO, P, K, Cu, Fe, Mn e Zn nos solos cultivados com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto, em 2011

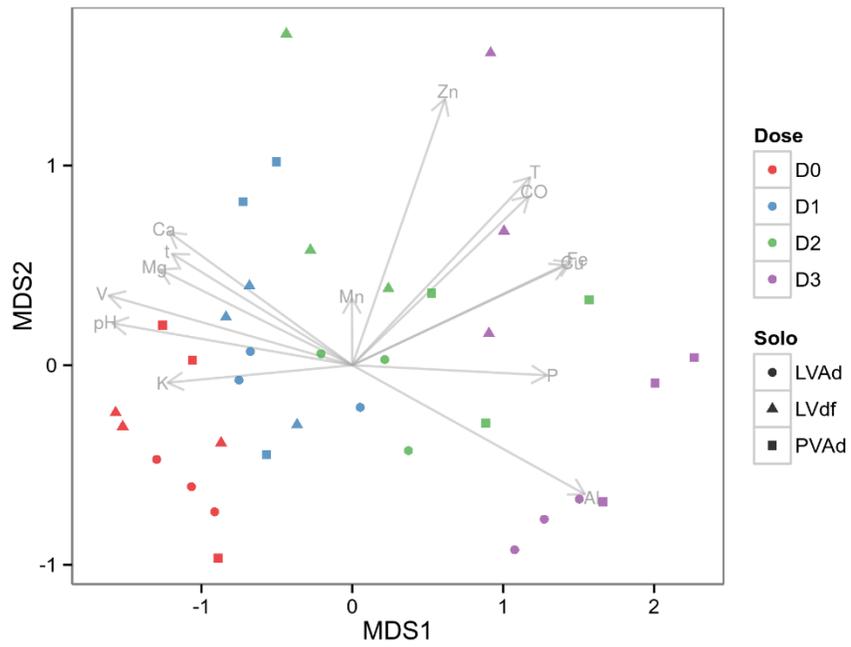


Figura 16 Análise de análise escalonamento multidimensional métrico de pH, Ca, Mg, Al, t, T, V, CO, P, K, Cu, Fe, Mn e Zn nos solos cultivados com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto, em 2013

## **4 CONCLUSÕES**

As aplicações de doses de lodo de esgoto, promoveram, em ambos os anos, diminuição do pH, da saturação por bases e dos teores de magnésio e potássio, e aumento na CTC potencial e nos teores de fósforo, alumínio, cobre, ferro, zinco e carbono orgânico dos solos.

A utilização de lodo de esgoto nos solos agrícolas deve ser cuidadosa, pois, esse melhora atributos fundamentais da fertilidade, como CTC e carbono orgânico, mas também diminui o pH e eleva o alumínio a níveis prejudiciais.

## **AGRADECIMENTOS**

À CAPES, CNPq, FAPEMIG e INCT-CAFÉ, pelo suporte financeiro concedido ao projeto, e a bolsa do doutorado concedida ao primeiro autor deste trabalho, e à Opersan Serviços Ambientais, pelo fornecimento do lodo de esgoto.

**Fertility of soils cultivated with coffee, under the effect of successive applications of sewage sludge**

**ABSTRACT**

Sewage sludge is a byproduct of the sewage treatment facilities and presents the trait of organic fertilizer. This waste has been used in production areas of maize, soybeans, beans, sugarcane and coffee, with benefits of nutrient cycling and improvements in soil properties by means of the addition of organic matter. Thus, the objective of this study was to evaluate the fertility of dystrophic Yellow-Red Latosol, dystroferric Red Latosol and dystrophic Yellow-Red Argisol cultivated with coffee, under the effect of successive applications of sewage sludge. The experiment was conducted on a set of lysimeters containing undisturbed material of the aforementioned soils. The applications of sewage sludge doses, in both years, decreased pH, base saturation, and the contents of magnesium and potassium, as well as increased cation exchange capacity and the contents of phosphorus, aluminum, copper, iron, zinc and organic carbon of the soils.

Keywords: Organic residue. Organic Carbon. Nutrients.

## REFERÊNCIAS

ANJOS, A. R. M.; MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, n. 4, p. 927-938, 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, n. 167, p. 141-146, 30 ago. 2006. Seção 1.

CAVALLARO, N.; PADILLA, N.; VILLARRUBIA, J. Sewage sludge effects on chemical properties of acid soils. **Soil Science**, Baltimore, v. 156, n. 1, p. 63-70, 1993.

CHIARADIA, J. J. et al. Produtividade e nutrição de mamona cultivada em área de reforma de canavial tratada com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, n. 3, p. 701-709, 2009.

DONAGEMA, G. K. et al. (Org.). **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2011. 230 p.

EPSTEIN, E.; TAYLOR, J. M.; CHANCY, R. L. Effects of sewage sludge and sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties 1. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 5, n. 4, p. 422-426, 1976.

GALDOS, M. V.; MARIA, I. C. de; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um latossolo vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 3, p. 569-577, 2004.

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

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 109-141.

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

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**, Viçosa, MG, v. 26, n. 2, p. 505-519, 2002.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2014. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 1 dez. 2014.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; VENEGAS, V. H. A. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa, MG: UFV, 1999. 359 p.

SILVA, F. C. da. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2009. 627 p.

SILVA, F. C. da et al. Efeito de lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 5, p. 831-840, maio 2001.

SIMEONI, L. A.; BARBARICK, K. A.; SABEY, B. R. Effect of small-scale composting of sewage sludge on heavy metal availability to plants. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 13, n. 1, p. 264-268, 1984.

SIMONETE, M. A. et al. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 10, p. 1187-1195, out. 2003.

## ANEXOS



Figura 1 Vista parcial do conjunto de 78 lisímetros do Departamento de Ciência de Solo da Universidade Federal de Lavras, sendo 42 lisímetros de 1,0 m x 0,9 m; 12 colunas de 1,0 m x 0,45 m e 12 colunas de 1,0 m x 1,8 m com sensores de umidade instalados a cada 25 cm em profundidade; 6 evaporímetros de solo saturado e 6 evaporímetros de solo não saturado, contendo amostras de solo com estrutura indeformada de Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, Latossolo Vermelho distroférico e Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico

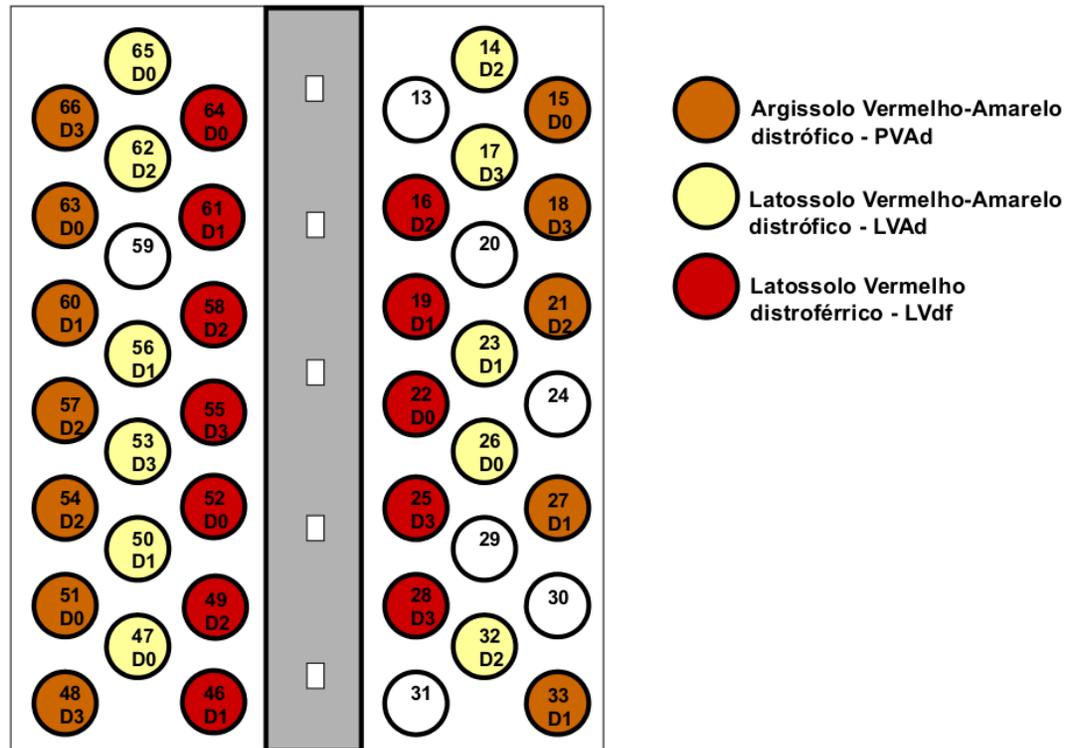


Figura 2 Esquema do conjunto de 36 lisímetros 1,0 m x 0,9 m contendo amostras de solo com estrutura indeformada de Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, Latossolo Vermelho distroférico e Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico

Tabela 1 Principais atributos químicos da camada de 0-10 cm dos solos submetidos a doses de lodo de esgoto, amostragem de 07 de março de 2011

Solo	Dose <sup>1</sup> Mg ha <sup>-1</sup>	pH água	Ca	Mg	Al	t <sup>1</sup>	T <sup>2</sup>	V <sup>3</sup>	CO <sup>4</sup>	P	K	Cu	Fe	Mn	Zn
			----- cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----					%	gdm <sup>-3</sup>		----- mg dm <sup>-3</sup> -----				
LVAd <sup>5</sup>	0	4,4	1,5	0,7	0,6	3,5	8,4	35,0	13,3	100,6	246,5	1,1	42,8	72,5	13,4
	34	4,4	2,1	0,6	0,8	4,0	9,8	32,2	18,4	135,3	154,4	2,8	81,0	51,2	46,0
	69	4,2	2,8	0,5	1,2	4,9	12,0	31,3	24,7	127,5	183,0	3,3	89,9	50,6	63,0
	137	4,1	3,0	0,4	1,4	5,0	14,3	25,1	25,6	115,4	88,4	4,7	135,4	37,2	86,8
LVdf <sup>6</sup>	0	5,5	2,6	1,3	0,1	4,3	8,3	51,1	18,3	73,5	143,0	2,5	38,1	10,7	8,7
	34	5,1	2,8	0,8	0,2	4,8	9,8	46,3	23,0	95,0	160,7	3,8	70,0	17,7	9,8
	69	4,8	3,3	0,4	0,6	4,5	11,2	34,6	31,7	101,0	59,8	5,2	103,9	24,9	11,2
	137	4,5	3,4	0,5	1,1	5,1	13,4	30,3	36,1	104,3	64,0	5,9	145,3	27,8	13,4
PVAd <sup>7</sup>	0	5,2	3,6	1,2	0,2	6,1	9,2	64,8	16,1	89,4	368,2	0,4	38,1	15,6	9,2
	34	5,3	3,9	0,9	0,2	5,4	9,3	56,0	23,9	108,1	149,8	1,6	75,4	27,1	9,3
	69	4,9	4,2	1,1	0,2	6,1	11,3	51,8	28,6	133,5	112,3	2,2	89,7	29,5	11,3
	137	4,6	3,8	0,5	0,6	5,0	12,2	36,9	29,3	124,1	77,0	4,5	151,6	34,5	12,2

<sup>1</sup>Dose acumulada de lodo de esgoto; <sup>2</sup>Capacidade de troca catiônica efetiva; <sup>3</sup>Capacidade de troca catiônica a pH 7,0; <sup>4</sup>Índice de saturação por bases; <sup>5</sup>Carbono orgânico; <sup>6</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico; <sup>7</sup>Latossolo Vermelho Distroférrico; <sup>8</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico.

Tabela 2 Classe de fertilidade do solo para os principais atributos químicos da camada de 0-10 cm dos solos submetidos a doses de lodo de esgoto, amostragem de 07 de março de 2011

Solo	Dose <sup>1</sup>	pH	Ca	Mg	Al	t <sup>2</sup>	T <sup>3</sup>	V <sup>4</sup>	CO <sup>5</sup>	P	K	Cu	Fe	Mn	Zn
LVAd <sup>6</sup>	0	Mb <sup>9</sup>	Mb	M <sup>11</sup>	M	M	M	b	Mb	MB <sup>14</sup>	MB	M	B	A	A
	34	Mb	Mb	M	M	M	B	b	Mb	MB	MB	A	A	A	A
	69	Mb	Mb	M	A <sup>13</sup>	B	B	b	Mb	MB	MB	A	A	A	A
	137	Mb	Mb	b	A	B	B	b	Mb	MB	B	A	A	A	A
LVdf <sup>7</sup>	0	b <sup>10</sup>	Mb	B <sup>12</sup>	Mb	M	M	M	Mb	MB	MB	A	B	B	A
	34	b	Mb	M	Mb	B	B	b	Mb	MB	MB	A	A	A	A
	69	b	Mb	b	M	M	B	b	Mb	MB	M	A	A	A	A
	137	Mb	Mb	M	A	B	B	b	Mb	MB	M	A	A	A	A
PVAd <sup>8</sup>	0	b	Mb	B	Mb	B	B	b	Mb	MB	MB	b	A	A	A
	34	b	Mb	M	Mb	B	B	b	Mb	MB	MB	B	A	A	A
	69	b	Mb	B	Mb	B	B	b	Mb	MB	B	A	A	A	A
	137	b	Mb	M	M	B	B	b	Mb	MB	B	A	A	A	A

<sup>1</sup>Dose acumulada de lodo de esgoto; <sup>2</sup>Capacidade de troca catiônica efetiva; <sup>3</sup>Capacidade de troca catiônica a pH 7,0; <sup>4</sup>Índice de saturação por bases; <sup>5</sup>Carbono orgânico; <sup>6</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico; <sup>7</sup>Latossolo Vermelho Distroférico; <sup>8</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico; <sup>9</sup>Mb: Muito baixo; <sup>10</sup>b: Baixo; <sup>11</sup>M: Médio; <sup>12</sup>B: Bom; <sup>13</sup>A: Alto; <sup>14</sup>MB: Muito bom.

Tabela 3 Principais atributos químicos da camada de 0-10 cm dos solos submetidos a doses de lodo de esgoto, amostragem de 16 dezembro de 2013

Solo	Dose <sup>1</sup>	pH	Ca	Mg	Al	t <sup>2</sup>	T <sup>3</sup>	V <sup>4</sup>	CO <sup>5</sup>	P	K	Cu	Fe	Mn	Zn
	Mg ha <sup>-1</sup>	água		-----	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	-----		%	gdm <sup>-3</sup>			-----	mg dm <sup>-3</sup>	-----	
LVAd <sup>6</sup>	0	5,9	3,6	1,3	0,1	5,5	8,7	62,0	14,9	107,9	157,0	2,0	38,5	63,7	19,7
	49	5,7	4,2	1,4	0,2	6,1	10,5	56,9	24,0	133,1	135,3	4,2	83,4	74,2	72,4
	100	5,3	4,1	1,2	0,4	6,0	11,7	48,0	25,3	172,5	120,0	7,1	83,5	70,2	86,8
	198	4,8	2,6	0,8	0,8	4,5	12,4	28,9	29,6	207,8	95,0	9,4	84,5	45,4	57,2
LVdf <sup>7</sup>	0	6,3	4,4	1,8	0,1	6,7	9,9	66,3	22,6	74,6	172,0	3,3	30,2	27,9	31,0
	49	5,8	4,5	1,7	0,2	6,7	11,4	56,9	29,6	97,0	126,0	5,8	49,3	34,8	81,0
	100	5,7	4,8	1,5	0,1	6,7	13,7	58,7	37,9	128,5	113,3	8,5	74,6	55,4	160,7
	198	5,1	3,1	1,1	0,2	4,9	15,2	36,3	34,2	145,2	66,7	10,8	157,1	48,8	119,3
PVAd <sup>8</sup>	0	5,8	3,7	1,0	0,1	5,3	8,5	59,9	17,2	99,2	163,3	0,7	36,6	25,0	93,0
	49	5,7	3,8	1,1	0,2	5,5	9,8	53,7	22,6	107,9	163,3	2,6	59,9	34,1	157,6
	100	5,1	3,1	0,7	0,5	4,6	12,7	32,2	33,4	153,4	126,0	7,0	142,8	34,8	143,1
	198	5,0	1,9	0,4	0,9	3,7	13,6	17,0	36,5	162	102,0	8,8	160,5	38,7	133,9

<sup>1</sup>Dose acumulada de lodo de esgoto; <sup>2</sup>Capacidade de troca catiônica efetiva; <sup>3</sup>Capacidade de troca catiônica a pH 7,0; <sup>4</sup>Índice de saturação por bases; <sup>5</sup>Carbono orgânico; <sup>6</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico; <sup>7</sup>Latossolo Vermelho Distroférico; <sup>8</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico.

Tabela 4 Classe de fertilidade do solo para os principais atributos químicos da camada de 0-10 cm dos solos submetidos a doses de lodo de esgoto, amostragem de 16 de dezembro de 2013

Solo	Dose <sup>1</sup>	pH	Ca	Mg	Al	t <sup>2</sup>	T <sup>3</sup>	V <sup>4</sup>	CO <sup>5</sup>	P	K	Cu	Fe	Mn	Zn
LVAd <sup>6</sup>	0	B <sup>9</sup>	Mb <sup>12</sup>	B	Mb	B	B	B	Mb	MB	MB	A	B	A	A
	49	B	Mb	B	Mb	B	B	M	Mb	MB	MB	A	A	A	A
	100	b <sup>10</sup>	Mb	B	b	B	B	M	Mb	MB	B	A	A	A	A
	198	b	Mb	M <sup>13</sup>	M	M	B	b	Mb	MB	B	A	A	A	A
LVdf <sup>7</sup>	0	A <sup>11</sup>	Mb	MB <sup>14</sup>	Mb	B	B	B	Mb	MB	MB	A	B	A	A
	49	B	Mb	MB	Mb	B	B	M	Mb	MB	MB	A	A	A	A
	100	B	Mb	B	Mb	B	B	M	Mb	MB	B	A	A	A	A
	198	B	Mb	B	Mb	B	MB	b	Mb	MB	M	A	A	A	A
PVAd <sup>8</sup>	0	B	Mb	B	Mb	B	M	M	Mb	MB	MB	b	B	A	A
	49	B	Mb	B	Mb	B	B	M	Mb	MB	MB	A	A	A	A
	100	b	Mb	M	b	M	B	b	Mb	MB	MB	A	A	A	A
	198	b	Mb	b	M	M	B	b	Mb	MB	B	A	A	A	A

<sup>1</sup>Dose acumulada de lodo de esgoto; <sup>2</sup>Capacidade de troca catiônica efetiva; <sup>3</sup>Capacidade de troca catiônica a pH 7,0; <sup>4</sup>Índice de saturação por bases; <sup>5</sup>Carbono orgânico; <sup>6</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico; <sup>7</sup>Latossolo Vermelho Distroférico; <sup>8</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico; <sup>9</sup>B: Bom; <sup>10</sup>b: Baixo; <sup>11</sup>A: Alto; <sup>12</sup>Mb: Muito baixo; <sup>13</sup>M: Médio; <sup>14</sup>MB: Muito bom.

Tabela 5 Equações de regressão obtidas entre as doses de lodo de esgoto aplicadas e os atributos químicos dos solos, em 2011

Solo	Equação	R <sup>2</sup> (%)
LVAd <sup>1</sup>	pH = 4,445 - 0,003 <sup>ns</sup> * Dose <sup>4</sup>	99,7
LVdf <sup>2</sup>	pH = 5,412 - 0,007 <sup>**</sup> * Dose	99,7
PVAd <sup>3</sup>	pH = 5,312 - 0,005 <sup>**</sup> * Dose	99,7
LVAd	P = 102,418 + 0,814 <sup>*</sup> * Dose - 0,005 <sup>ns</sup> * Dose <sup>2</sup>	97,9
LVdf	P = 72,768 + 0,616 <sup>ns</sup> * Dose - 0,003 <sup>ns</sup> * Dose <sup>2</sup>	97,9
PVAd	P = 85,455 + 0,947 <sup>*</sup> * Dose - 0,005 <sup>ns</sup> * Dose <sup>2</sup>	97,9
LVAd	K = 230,85 - 1,006 <sup>**</sup> * Dose	92,6
LVdf	K = 144,219 - 0,708 <sup>*</sup> * Dose	92,6
PVAd	K = 290,285 - 1,852 <sup>**</sup> * Dose	92,6
LVAd	Ca = 1,723 + 0,011 <sup>*</sup> * Dose	96,4
LVdf	Ca = 2,676 + 0,006 <sup>ns</sup> * Dose	96,4
PVAd	Ca = 3,850 + 0,001 <sup>ns</sup> * Dose	96,4
LVAd	Mg = 0,587 - 0,02 <sup>ns</sup> * Dose	92,8
LVdf	Mg = 0,988 - 0,006 <sup>**</sup> * Dose	92,8
PVAd	Mg = 1,120 - 0,005 <sup>**</sup> * Dose	92,8
LVAd	Al = 0,615 + 0,006 <sup>**</sup> * Dose	93,6
LVdf	Al = 0,035 + 0,008 <sup>**</sup> * Dose	93,6
PVAd	Al = 0,109 + 0,003 <sup>*</sup> * Dose	93,6
LVAd	t = 3,706 + 0,012 <sup>ns</sup> * Dose	96,9
LVdf	t = 4,443 + 0,005 <sup>ns</sup> * Dose	96,9
PVAd	t = 6,087 - 0,007 <sup>ns</sup> * Dose	96,9
LVAd	T = 8,807 + 0,044 <sup>**</sup> * Dose	97,8
LVdf	T = 8,787 + 0,037 <sup>**</sup> * Dose	97,8
PVAd	T = 9,378 + 0,024 <sup>*</sup> * Dose	97,8
LVAd	V = 35,281 - 0,070 <sup>*</sup> * Dose	98,6
LVdf	V = 50,261 - 0,158 <sup>**</sup> * Dose	98,6
PVAd	V = 64,388 - 0,198 <sup>**</sup> * Dose	98,6
LVAd	Zn = 23,241 + 0,511 <sup>**</sup> * Dose	93,9
LVdf	Zn = 24,057 + 0,940 <sup>**</sup> * Dose	93,9
PVAd	Zn = 92,374 + 0,799 <sup>**</sup> * Dose	93,9
LVAd	Fe = 42,700 + 0,638 <sup>**</sup> * Dose	96,2
LVdf	Fe = 36,202 + 0,780 <sup>**</sup> * Dose	96,2
PVAd	Fe = 34,360 + 0,800 <sup>**</sup> * Dose	96,2
LVAd	Mn = 65,779 - 0,230 <sup>**</sup> * Dose	94,4

Solo	Equação	R <sup>2</sup> (%)
LVdf	Mn = 12,058 + 0,123* * Dose	94,4
PVAd	Mn = 18,307 + 0,125* * Dose	94,4
LVAd	Cu = 1,302 + 0,025** * Dose	97,7
LVdf	Cu = 2,652 + 0,025** * Dose	97,7
PVAd	Cu = 0,185 + 0,029** * Dose	97,7
LVAd	CO = 4,994 + 0,089* * Dose	94
LVdf	CO = 9,076 + 0,134** * Dose	94
PVAd	CO = 8,897 + 0,090* * Dose	94

<sup>1</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico; <sup>2</sup>Latossolo Vermelho Distroférico; <sup>3</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico; <sup>4</sup>Dose acumulada de lodo de esgoto em Mg ha<sup>-1</sup>.

Tabela 6 Equações de regressão obtidas entre as doses de lodo de esgoto aplicadas e os atributos químicos dos solos, em 2013

Solo	Equação	R <sup>2</sup> (%)
LVAd	pH = 6,001 - 0,006** * Dose	99,9
LVdf	pH = 6,273 - 0,006** * Dose	99,9
PVAd	pH = 5,875 - 0,005** * Dose	99,9
LVAd	P = 119,409 + 0,754** * Dose - 0,001 <sup>ns</sup> * Dose <sup>2</sup>	97,9
LVdf	P = 86,534 + 0,675** * Dose - 0,002 <sup>ns</sup> * Dose <sup>2</sup>	97,9
PVAd	P = 107,802 + 0,636** * Dose - 0,001 <sup>ns</sup> * Dose <sup>2</sup>	97,9
LVAd	K = 159,788 - 0,334** * Dose	98,0
LVdf	K = 168,276 - 0,500** * Dose	98,0
PVAd	K = 173,560 - 0,340** * Dose	98,0
LVAd	Ca = 4,430 - 0,005 <sup>ns</sup> * Dose	97,0
LVdf	Ca = 5,067 - 0,006* * Dose	97,0
PVAd	Ca = 4,260 - 0,010** * Dose	97,0
LVAd	Mg = 1,444 - 0,003* * Dose	96,9
LVdf	Mg = 1,783 - 0,003** * Dose	96,9
PVAd	Mg = 1,067 - 0,003** * Dose	99,9
LVAd	Al = 0,006 + 0,004** * Dose	93,3
LVdf	Al = 0,049 + 0,001** * Dose	93,3
PVAd	Al = 0,051 + 0,004* * Dose	93,3
LVAd	t = 6,376 - 0,006 <sup>ns</sup> * Dose	98,4
LVdf	t = 7,374 - 0,009** * Dose	98,4
PVAd	t = 5,871 - 0,009** * Dose	98,4

Solo	Equação	R <sup>2</sup> (%)
LVAd	$T = 10,014 + 0,017^{**} * \text{Dose}$	99,1
LVdf	$T = 10,899 + 0,027^{**} * \text{Dose}$	99,1
PVAd	$T = 9,587 + 0,026^* * \text{Dose}$	99,1
LVAd	$V = 64,832 - 0,170^{**} * \text{Dose}$	97,9
LVdf	$V = 68,136 - 0,144^{**} * \text{Dose}$	97,9
PVAd	$V = 61,638 - 0,288^{**} * \text{Dose}$	97,9
LVAd	$Zn = 61,459 + 0,131^{ns} * \text{Dose}$	93,9
LVdf	$Zn = 73,404 + 0,449^* * \text{Dose}$	93,9
PVAd	$Zn = 135,077 + 0,129^{ns} * \text{Dose}$	93,9
LVAd	$Fe = 22,359 + 0,254^* * \text{Dose}$	93,0
LVdf	$Fe = 11,452 + 0,650^{**} * \text{Dose}$	93,0
PVAd	$Fe = 32,287 + 0,666^{**} * \text{Dose}$	93,0
LVAd	$Mn = 74,662 - 0,105^{ns} * \text{Dose}$	94,8
LVdf	$Mn = 33,884 + 0,113^* * \text{Dose}$	94,8
PVAd	$Mn = 29,822 + 0,125^* * \text{Dose}$	94,8
LVAd	$Cu = 2,275 + 0,039^{**} * \text{Dose}$	97,9
LVdf	$Cu = 3,746 + 0,038^{**} * \text{Dose}$	97,9
PVAd	$Cu = 1,035 + 0,042^{**} * \text{Dose}$	97,9
LVAd	$CO = 19,050 + 0,070^{**} * \text{Dose}$	97,6
LVdf	$CO = 27,635 + 0,057^{**} * \text{Dose}$	97,6
PVAd	$CO = 20,252 + 0,101^{**} * \text{Dose}$	97,6

<sup>1</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico; <sup>2</sup>Latossolo Vermelho Distroférico; <sup>3</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico; <sup>4</sup>Dose acumulada de lodo de esgoto em Mg ha<sup>-1</sup>.

**ARTIGO 2 Crescimento, produção e teor de elementos-traço nos frutos do  
cafeeiro cultivado em solos, sob efeito do uso sucessivo de lodo  
de esgoto**

Alisson Lucrecio da Costa<sup>1</sup>

Gabriela Lúcia Pinheiro<sup>2</sup>

Flávia Villela Soares<sup>3</sup>

Lilian Aparecida Zampieri Benedick<sup>4</sup>

Carlos Alberto Silva<sup>5</sup>

José Maria de Lima<sup>6</sup>

**Artigo formatado de acordo com a NBR 6022 (ABNT, 2003),  
conforme exigido pela UFLA.**

---

<sup>1</sup> Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200- 000, Lavras, MG, Brasil. Autor correspondente: alissonluc@gmail.com

<sup>2</sup> Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200- 000, Lavras, MG, Brasil.

<sup>3</sup> Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200- 000, Lavras, MG, Brasil.

<sup>4</sup> Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200- 000, Lavras, MG, Brasil.

<sup>5</sup> Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200- 000, Lavras, MG, Brasil.

<sup>6</sup> Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200- 000, Lavras, MG, Brasil.

## RESUMO

O uso de lodo de esgoto como adubo orgânico é uma prática que propicia a reciclagem desse resíduo, fornece nutrientes para as plantas e melhora as características físicas, químicas e biológicas dos solos. Tendo em vista que o Brasil é um grande produtor e consumidor de café, além do fato de que a número de estações de tratamento de esgoto tem aumentado, com a produção cada vez maior do lodo de esgoto. O objetivo deste estudo foi avaliar o crescimento, produção e teores de zinco, cobre, níquel, cádmio, chumbo e cromo em frutos do cafeeiro cultivado em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd), sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto. O experimento foi realizado em um conjunto de lisímetros, contendo material indeformado dos solos mencionados. O lodo de esgoto aumentou os teores de Cd, Cr, Cu, Pb e Zn nos solos estudados. O lodo de esgoto diminuiu o crescimento e a produtividade do cafeeiro nos solos estudados, mas aumentou os teores de Cu, Zn e Cd na casca do fruto do cafeeiro. Também foram observados maiores teores de Cd nas sementes do fruto do cafeeiro nos três solos estudados, maiores teores de Zn e Pb nas sementes do cafeeiro cultivado no LVdf.

Palavras-Chave: Coffea arabica. Altura do cafeeiro. Qualidade do fruto do cafeeiro. Metais pesados.

## 1 INTRODUÇÃO

Reciclar resíduos orgânicos nas lavouras é condição básica para o aumento da sustentabilidade dos sistemas agrícolas, pois abre possibilidades de aproveitamento de nutrientes, energia, matéria orgânica, e deixa-se de poluir matrizes essenciais para a produção de alimentos, como é o caso da água.

A crescente população dos centros urbanos é a grande produtora de diversos resíduos, os quais, muitas vezes, são acumulados no ambiente sem o adequado tratamento ou utilização que possibilite sua reciclagem. Dentre esses resíduos, destaca-se o lodo de esgoto, resíduo semissólido, com considerável percentual de matéria orgânica e de elementos essenciais para as plantas (BERTON; NOGUEIRA, 2010) que, devidamente higienizado e seco, pode ser utilizado como adubo orgânico incorporando esses elementos, muitos deles nutrientes das plantas, ao solo (BETTIOL; CAMARGO, 2006).

Embora o uso agrícola do lodo de esgoto seja considerado a alternativa mais promissora de disposição final desse resíduo (CAMPOS; ALVES, 2008), a presença de elementos-traço pode limitar sua aplicação. Assim, a reciclagem de nutrientes contidos em lodos de esgoto pode ser feita por meio de seu uso em áreas agrícolas, desde que o resíduo esteja dentro dos padrões mínimos exigidos pelos órgãos ambientais quanto a presença de metais pesados e patógenos humanos, dentre outros (BETTIOL; CAMARGO, 2001; BRASIL, 2006).

O acúmulo de metais pesados em solos é um aspecto de grande preocupação quanto à segurança ambiental (SOARES et al., 2005), pois

esses elementos podem expressar seu potencial poluente diretamente nos organismos do solo, pela disponibilidade às plantas em níveis fitotóxicos, além da possibilidade de transferência para a cadeia alimentar, por meio das próprias plantas, ou pela contaminação das águas de superfície e subsuperfície (CHANG et al., 1984).

Diante do exposto, e tendo em vista que o Brasil é um grande produtor e consumidor de café, objetivou-se avaliar o crescimento, a produção e os teores de zinco, cobre, níquel, cádmio, chumbo e cromo, em frutos do cafeeiro cultivado em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, Latossolo Vermelho distroférico e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado em um conjunto de 36 lisímetros de drenagem, com 0,9 m de profundidade e 1 m de diâmetro, entre os anos de 2009 e 2013. Os lisímetros contém material com estrutura indeformada de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd). A granulometria dos solos na camada de 0-20 cm foi determinada pelo método da pipeta (DONAGEMA et al., 2011) e os teores de argila, silte e areia, respectivamente, foram: 592, 48, 360 g kg<sup>-1</sup>, para o LVAd, 677, 91 e 232 g kg<sup>-1</sup>, para o LVdf, e 330, 203 e 467 g kg<sup>-1</sup>, para o PVAd.

Antes da implantação das mudas de cafeeiro, a área experimental (colunas) foi cultivada com feijoeiro e milho. O feijoeiro foi plantado no final de junho e colhido no final de outubro de 2009. O milho foi plantado no final de novembro de 2009 e colhido no final de março de 2010. O transplante das mudas do cafeeiro ocorreu no final de dezembro de 2009, ainda com milho, para diminuir a intensidade luminosa nas mudas do cafeeiro.

Amostras de solo foram coletadas, antes do plantio do feijoeiro, na camada de 0-20 cm para determinação dos teores de Cu e Zn pelo extrator Mehlich 1. Foram encontrados, respectivamente, 1,5 e 4,0 mg dm<sup>-3</sup>, para o LVAd, 2,7 e 4,8 mg dm<sup>-3</sup>, para o LVdf e 0,7 e 4,2 mg dm<sup>-3</sup>, para o PVAd. Os elementos Cd, Pb e Cr também foram analisados e encontram-se abaixo do limite de detecção (<0,01 mg dm<sup>-3</sup>) pelo extrator Mehlich 1 (SILVA, 2009).

Calagem e fosfatagem corretivas foram realizadas baseando-se nos resultados das análises químicas realizadas em 15 de abril de 2009 e 8 de maio de 2009, em todos os lisímetros. A quantidade de calcário foi calculada pelo método de saturação por bases, para elevá-la a 70%. Assim, as quantidades adicionadas de calcário (36% de CaO, 14% de MgO e PRNT igual a 95%) foram 1,6; 2,6 e 5,7 Mg ha<sup>-1</sup> para o LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente. Já a quantidade de fósforo adicionada correspondeu a 2,0 Mg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, aplicado via superfosfato simples, em todos os solos. Em 21 de novembro de 2011 foi realizada uma segunda calagem e as quantidades de calcário adicionadas foram 2,7; 3,3 e 0,5 Mg ha<sup>-1</sup> para o LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente.

As doses de lodo de esgoto foram determinadas de acordo com o teor de nitrogênio total (N), amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) presentes no lodo e a necessidade de nitrogênio do cafeeiro. A dose D3 correspondeu à exigência total de N para cultura, e as doses D0, D1 e D2 foram, respectivamente, 0, ¼ e ½ da dose D3. O lodo de esgoto foi aplicado sete meses antes do transplântio das mudas do cafeeiro (*Coffea arábica* L. cv. Mundo Novo 379/19) (primeira aplicação), nas doses de 0, 11, 22 e 44 Mg ha<sup>-1</sup>; quatro meses após o transplântio da muda do cafeeiro (segunda aplicação), o lodo foi reaplicado nas doses de 0, 8, 16 e 32 Mg ha<sup>-1</sup> e, no 1º e 2º ano pós plantio (terceira e quarta aplicação), nas doses de 0, 15, 31 e 61 Mg ha<sup>-1</sup>. As aplicações do lodo de esgoto foram em 15 de maio de 2009, 16 de abril de 2010, 14 de abril de 2011 e 28 de abril de 2012, respectivamente.

O lodo de esgoto foi distribuído em área total na superfície do solo de cada coluna e incorporado nos primeiros 10 cm, evitando-se o

revolvimento do solo nas camadas mais profundas. Considerando-se o teor de N encontrado no lodo e 28% de taxa de mineralização de N em  $\text{kg ha}^{-1}$  no primeiro ano após a aplicação (CHIARADIA et al., 2009), a quantidade de N potencialmente mineralizável em um ano equivale a 6,26 x dose de lodo de esgoto em  $\text{Mg ha}^{-1}$ . A quantidade de  $\text{K}_2\text{O}$  em  $\text{kg ha}^{-1}$  fornecida pelo lodo de esgoto é igual a 4,23 x dose de lodo de esgoto em  $\text{Mg ha}^{-1}$ .

O lodo de esgoto foi proveniente da Estação de Tratamento de Jundiaí, SP, que recebe predominantemente esgotos domésticos. Esse material passou por um processo de compostagem, com aproximadamente 90 dias de duração. O teor de metais no lodo de esgoto foi determinado segundo o Método 3051A (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA, 1998) e os resultados dessas análises encontram-se na tabela 1.

Tabela 1 Composição química do lodo de esgoto da Estação de Tratamento de Jundiaí, SP e valores de referência

Elemento	Concentração ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Máximo permitido <sup>1</sup> ( $\text{mg kg}^{-1}$ )
Cd	6	39
Pb	122	300
Cu	170	1500
Cr	179	1000
Ni	42	420
Zn	367	2800

<sup>1</sup>Resolução Conama n. 375 (BRASIL, 2006).

Sulfato de amônio foi adicionado em cada lisímetro, na primeira aplicação de lodo de esgoto e quatro meses depois, nas doses de 188 e 97

kg ha<sup>-1</sup>. O cloreto de potássio também foi adicionado em cada lisímetro, na primeira aplicação conforme a dose de lodo de esgoto, sendo 177, 132, 87 e 0 kg ha<sup>-1</sup> para as doses 0, 11, 22 e 44 Mg ha<sup>-1</sup>. Cinco meses depois da primeira aplicação do lodo de esgoto, foi adicionado o sulfato de amônio conforme as doses de lodo de esgoto, sendo 570, 430, 145 e 0 kg ha<sup>-1</sup> para as doses 0, 11, 22 e 44 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Nessa mesma época, o cloreto de potássio também foi adicionado em cada lisímetro na dose de 69 kg ha<sup>-1</sup>. Na terceira e quarta aplicação de lodo de esgoto foi adicionado o sulfato de amônio conforme as doses de lodo de esgoto, sendo 1.819, 1.364, 909 e 0 kg ha<sup>-1</sup> para as doses 0, 15, 31 e 61 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente. O cloreto de potássio também foi adicionado em cada lisímetro, conforme a dose de lodo de esgoto, sendo 670, 556, 442 e 214 kg ha<sup>-1</sup> para as doses 0, 15, 31 e 61 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

Amostras de solo foram coletadas em 16 dezembro de 2013 na camada de 0-10 cm, para determinação dos teores de Cd, Cu, Pb, Cr e Zn pelo extrator Mehlich 1 (SILVA, 2009). A altura, diâmetro do caule e número de ramos plagiotrópicos foram medidos mensalmente, para avaliação do crescimento da planta no período de janeiro de 2011 a julho de 2012.

Os frutos do cafeeiro foram colhidos manualmente entre maio e agosto de 2012 e, em seguida, secos em estufa a 60°C, até umidade de 11%, aproximadamente. Os frutos foram descascados mecanicamente por descascador manual simples. A separação das cascas e dos grãos foi realizada utilizando soprador automático simples. As cascas foram moídas em moinho do tipo Willey, e os grãos, empregando nitrogênio

líquido, foram moídos utilizando moinho analítico modelo A11 da marca IKA.

Uma amostra de 0,5 g do material foi colocada em tubos de teflon, aos quais foram adicionados cerca de 5 mL de ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ). Em seguida, os tubos foram hermeticamente fechados para o procedimento de digestão, feita segundo o método 3051A (USEPA, 1998). Neste método de digestão, ocorre a digestão das amostras com o  $\text{HNO}_3$  sob alta pressão (65 psi) e temperatura ( $180^\circ\text{C}$ ), durante 10 minutos. Após a digestão, o extrato foi filtrado e seu volume completado até 10 mL com água destilada. A partir dos extratos, foram determinados os teores de Cu e Zn por espectrometria de absorção atômica, em chama de ar-acetileno e de Cr, Ni, Cd e Pb, em forno de grafite. O equipamento utilizado foi o AAnalyst 800 da Perkin Elmer.

O controle e a garantia da qualidade dos resultados das análises foram assegurados pelo uso de material de referência Plankton BCR-414, certificado para análises em matriz vegetal, em cada bateria de análise, bem como de uma amostra em branco. Os resultados obtidos foram satisfatórios, com recuperação de 114% para Cd, 61% para Cr, 58% para Ni, 70% para Pb, 111% para Cu e 112% para Zn. Os limites de detecção dos metais também foram calculados e apresentaram os seguintes valores: Cd =  $0,24 \mu\text{g kg}^{-1}$ ; Cr =  $2,13 \mu\text{g kg}^{-1}$ ; Ni =  $3,37 \mu\text{g kg}^{-1}$ ; Pb =  $2,31 \mu\text{g kg}^{-1}$ ; Zn =  $0,03 \text{mg kg}^{-1}$  e Cu =  $0,09 \text{mg kg}^{-1}$ .

## 2.1 Análises Estatísticas

Os resultados de Cd, Cr, Cu, Pb e Zn nos solos foram submetidos a análise de variância em delineamento em blocos casualizados, empregando o teste F, para avaliar o efeito dos solos e das doses de lodo de esgoto dentro de cada solo por regressão polinomial de 1° ou 2° grau. Para analisar os efeitos dos solos, das doses de lodo de esgoto e as interações entre as variáveis, os resultados padronizados dos elementos-traços nos solos foram submetidos a análise de componentes principais (PCA). Para apresentação dos resultados, os *scores* (pontos) e *loadings* (variáveis) foram usados para organizar os solos e as doses de lodo de esgoto em um plano bidimensional. Todas as análises foram realizadas no ambiente de programação R 3.0.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014), utilizando os pacotes *arm* e *ggplot2*.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise de componentes principais permitiu explicar 80,4% da variância total dos dados de metais nos solos nas duas primeiras componentes, sendo que a primeira componente contribuiu com 58,4% da variância e a segunda com 22,0% da variância total (Figura 1). Na componente 1, houve a separação das doses de lodo de esgoto, sendo possível perceber um gradiente de dissimilaridade que aumentou em razão das doses do resíduo, sendo as médias das posições dos centróides das doses D0, D1, D2 e D3 de lodo de esgoto na componente 1, respectivamente, 2,13; 0,49; -1,34 e -1,43. Nessa componente, ainda é possível perceber o agrupamento do LVAd e PVAd, separando-os do LVdf, sendo as médias das posições dos centróides do LVAd, PVAd e LVdf na componente 1, respectivamente, 0,39; 0,27 e -0,63, o que mostra que ser o LVdf o solo mais afetado pelas doses de lodo de esgoto. Na componente 2, houve a separação do LVAd e LVdf do PVAd, sendo as médias das posições dos centróides do LVAd, LVdf e PVAd na componente 2, respectivamente, 0,81; 0,28 e -1,03.

A estrutura da análise de componentes principais, que indica uma correlação das variáveis originais e as componentes 1 e 2, é representada pela direção, sentido e comprimento das setas apresentadas no biplot. Dessa forma, é possível observar que, com aumento das doses de lodo de esgoto aumentaram-se os teores de Cd, Cr, Cu, Pb e Zn. Percebe-se também que os teores de Cd, Cr, Cu, Pb e Zn nos solos encontram-se abaixo dos valores orientadores de prevenção de contaminação (BRASIL, 2009) (Tabela 2).

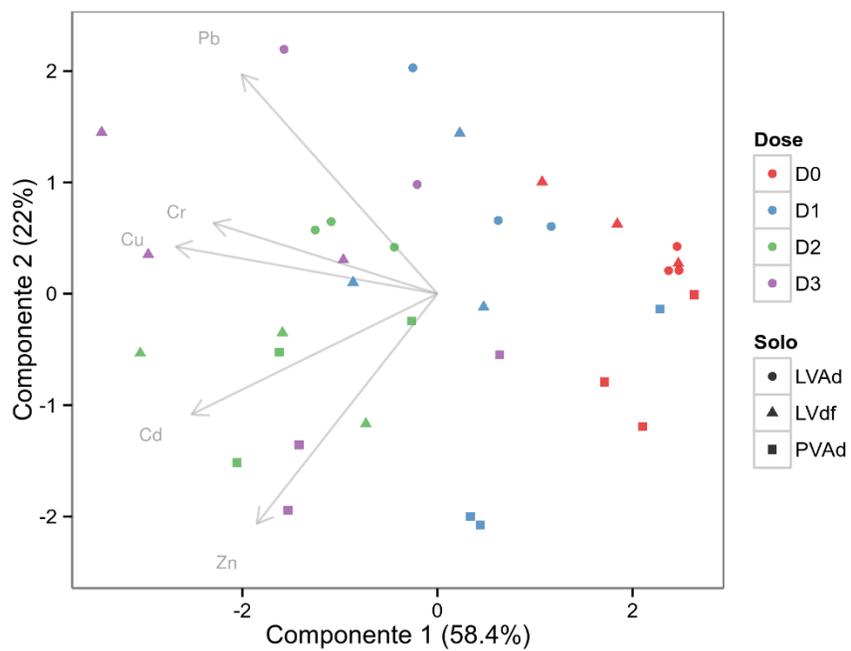


Figura 1 Análise de componentes principais de Cd, Cr, Cu, Pb e Zn nos solos cultivados com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto

Tabela 2 Teor de Cd, Cr, Cu, Pb e Zn na camada de 0-10 cm dos solos submetidos a doses de lodo de esgoto

Solo	Dose <sup>1</sup>	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
	Mg ha <sup>-1</sup>					
LVAd <sup>2</sup>	0	0,00	0,14	1,96	0,04	19,70
	49	0,02	0,67	4,22	0,67	72,35
	100	0,21	1,08	7,06	0,58	86,79
	198	0,12	0,79	9,41	1,90	57,19
LVdf <sup>3</sup>	0	0,00	0,27	3,32	0,24	31,01
	49	0,08	1,23	5,82	0,33	80,98
	100	0,43	1,34	8,46	0,37	160,67
	198	0,48	1,19	10,81	1,09	174,16
PVAd <sup>4</sup>	0	0,00	0,22	0,74	0,00	93,01
	49	0,06	0,45	2,66	0,00	157,62
	100	0,33	0,82	6,99	0,43	143,05
	198	0,32	0,27	8,77	0,15	133,94

<sup>1</sup>Dose acumulada de lodo de esgoto; <sup>2</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico; <sup>3</sup>Latossolo Vermelho Distroférico; <sup>4</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico.

A altura, o diâmetro do caule e número de ramos plagiotrópicos do cafeeiro diferiram significativamente entre os solos, e para as doses de lodo de esgoto em cada solo, no período de 1 a 499 dias (Tabela 3).

Tabela 3 Análise de variância do modelo linear misto com p-valor para os efeitos fixos de acordo com o teste de F baseado na aproximação de Sattethwaite e p-valor para os efeitos aleatórios baseado na razão de log-verossimilhança para altura, diâmetro e número de ramos plagiotrópicos

	Altura			Diâmetro do caule			Nº de ramos plagiotrópicos		
Efeitos fixos									
Parâmetro	GL	Sq	p-valor	GL	Sq	p-valor	GL	Sq	p-valor
Solo	2	0,45	<0,0001 ***	2	306,38	<0,0007 ***	2	577,25	<0,0001 ***
Dia	1	1,01	<0,0001 ***	1	1491,75	<0,0001 ***	1	859,48	<0,0001 ***
Bloco	2	0,11	0,0005 ***	2	101,03	0,0063 **	2	76,42	0,0073 **
Solo:Dose	3	0,13	0,0005 ***	3	173,79	<0,0003 ***	3	190,48	<0,0001 ***
Efeitos aleatórios									
	Chi GL	Chi Sq	p-valor	Chi GL	Chi Sq	p-valor	Chi GL	Chi Sq	p-valor
(1   Dia)	1	116,61	<0,0001 ***	1	62,23	<0,0001 ***	1	200,94	<0,0001 ***
R <sup>2</sup> marginal*		89,3%			85,1%			93,6%	
R <sup>2</sup> condicional*		95,4%			89,7%			100%	

\* Calculado de acordo com Nakagawa e Schielzeth (2013).

A altura, o diâmetro do caule e o número de ramos plagiotrópicos do cafeeiro não diferiram significativamente entre os solos, para o tratamento sem lodo de esgoto (Figura 2). A altura do cafeeiro cultivado nos solos PVAd e LVdf diminuiu significativamente com aplicação de lodo de esgoto, não causando efeito no LVAd. O diâmetro do caule do cafeeiro cultivado no LVdf e LVAd aumentou com aplicação de lodo de esgoto, enquanto no PVAd, não houve efeito da dose de lodo de esgoto; os coeficientes que relacionam as doses de lodo de esgoto com diâmetro do caule foram significativos e positivos para LVdf e LVAd. O número de ramos plagiotrópicos do cafeeiro cultivado no PVAd e LVdf diminuiu com aplicação de lodo de esgoto, enquanto que no LVAd eles aumentaram com aplicação do lodo.

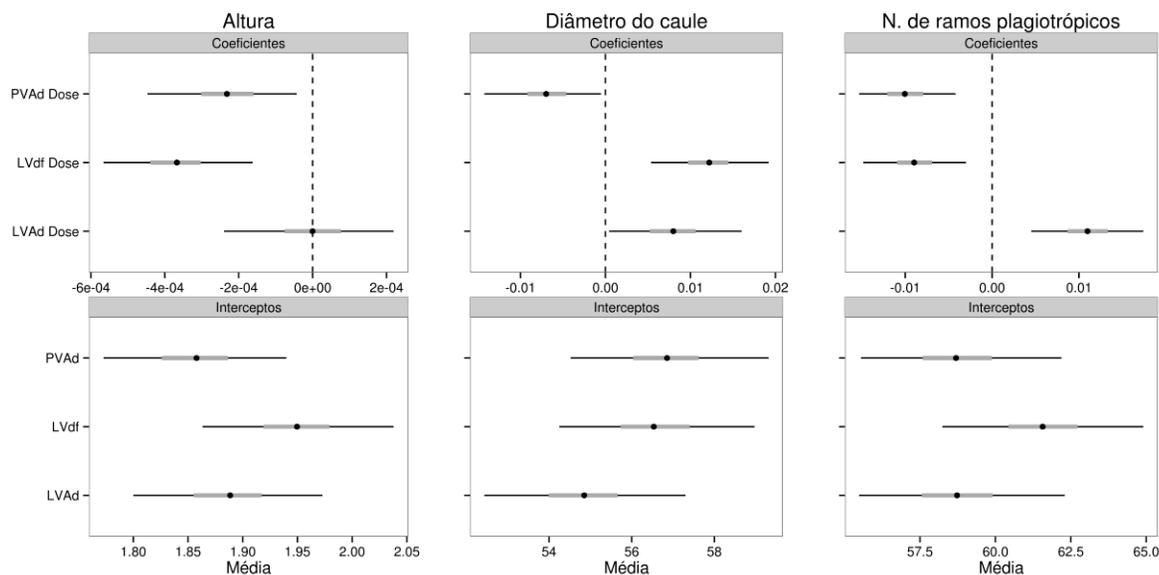


Figura 2 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear misto para altura (m), diâmetro do caule (mm) e número de ramos plagiotrópicos no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses se lodo de esgoto nos solos estudados

A produtividade do cafeeiro diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{2,28} = 5,38$  e  $p\text{-valor} = 0,0107$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 18,6$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ), tendo sido menor no LVAd,  $0,77 \text{ kg planta}^{-1}$ , em relação ao LVdf e PVAd,  $0,95$  e  $1,11 \text{ kg planta}^{-1}$ , respectivamente. Martins (2003), estudando a produtividade do cafeeiro “Acaiá IAC-474” com 10 anos cultivado em Latossolo Vermelho eutrófico, encontrou resultados semelhantes de produção de frutos de  $1,0 \text{ kg planta}^{-1}$ . Catani et al. (1967), encontraram valores de produtividade de  $1,2 \text{ kg planta}^{-1}$  para a variedade “Mundo Novo” com 10 anos cultivado em Latossolo Vermelho. A redução de produtividade com a aplicação de lodo de esgoto encontrada neste estudo foi menos acentuada no LVdf e mais no PVAd (Figura 3). Martins (2003), encontrou produção de frutos de  $0,62$  e  $0,59 \text{ kg planta}^{-1}$  em cafeeiro “Acaiá IAC-474” com 9 e 6 anos cultivado em Latossolo Vermelho distrófico e Argissolo Vermelho distrófico, com dose acumulada de  $29,8$  e  $18,0 \text{ Mg ha}^{-1}$  de lodo de esgoto base seca, respectivamente.

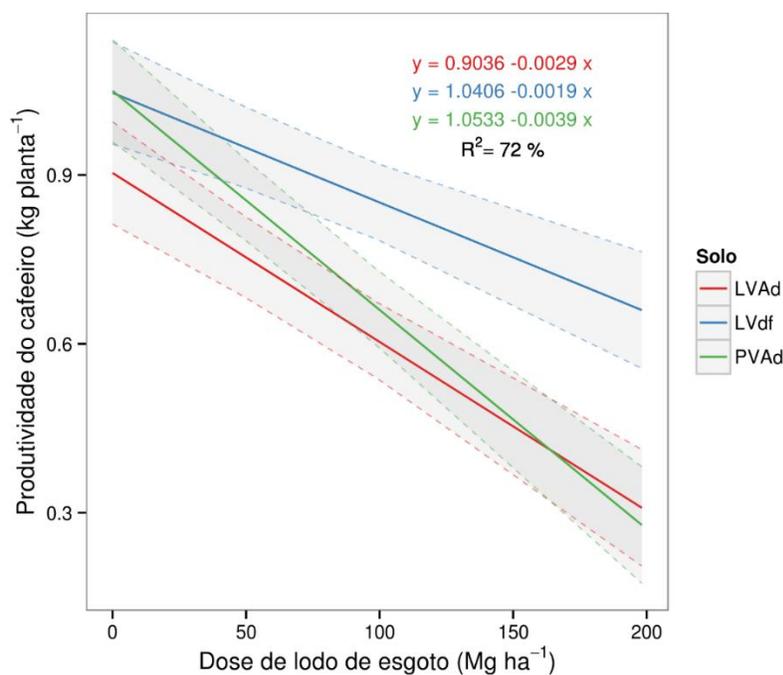


Figura 3 Produtividade do cafeeiro no primeiro ano pós-plantio sobre doses de lodo de esgoto em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd). A linha contínua é a média estimada e as linhas pontilhadas demarcam o intervalo do erro-padrão

O teor de Cu na casca do fruto do cafeeiro diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{2,28} = 16,69$  e  $p$ -valor  $< 0,0001$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 34,66$  e  $p$ -valor  $< 0,0001$ ). O teor de Cu na casca do fruto do cafeeiro nos solos sem lodo de esgoto seguiu a seguinte ordem: PVAd ( $7,7 \text{ mg kg}^{-1}$ )  $<$  LVdf ( $10,9 \text{ mg kg}^{-1}$ )  $<$  LVAd ( $12,5 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Figura 4 e Tabela 4. Martins (2003), encontrou teor semelhante de Cu na casca do café de  $14,6 \text{ mg kg}^{-1}$

cultivado em Latossolo Vermelho eutroférico sem lodo de esgoto. Malavolta et al. (1963) encontraram teores mais altos ( $18 \text{ mg kg}^{-1}$ ) de Cu na casca de café das variedades “Mundo Novo”, “Caturra Amarelo” e “Bourbon Amarelo”, cultivado em Latossolo Vermelho.

O teor de Cu nas sementes do fruto do cafeeiro não diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{2,28} = 1,42$  e  $p\text{-valor} = 0,26$ ) e para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 1,89$  e  $p\text{-valor} = 0,15$ ). Deste modo, o teor desse elemento na semente do fruto do cafeeiro, não alterou com o solo e com a dose de lodo de esgoto (Figura 4). O teor de Cu nas sementes do café foi de  $13,1 \text{ mg kg}^{-1}$  (Tabela 4). Resultados semelhantes foram obtidos por Martins (2003), que também não encontrou diferenças entre as doses de lodo de esgoto; o teor de Cu na semente do café foi  $14,6 \text{ mg kg}^{-1}$ . Malavolta et al. (1963), encontraram teores de Cu semelhantes nas sementes de café de três variedades ( $15 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

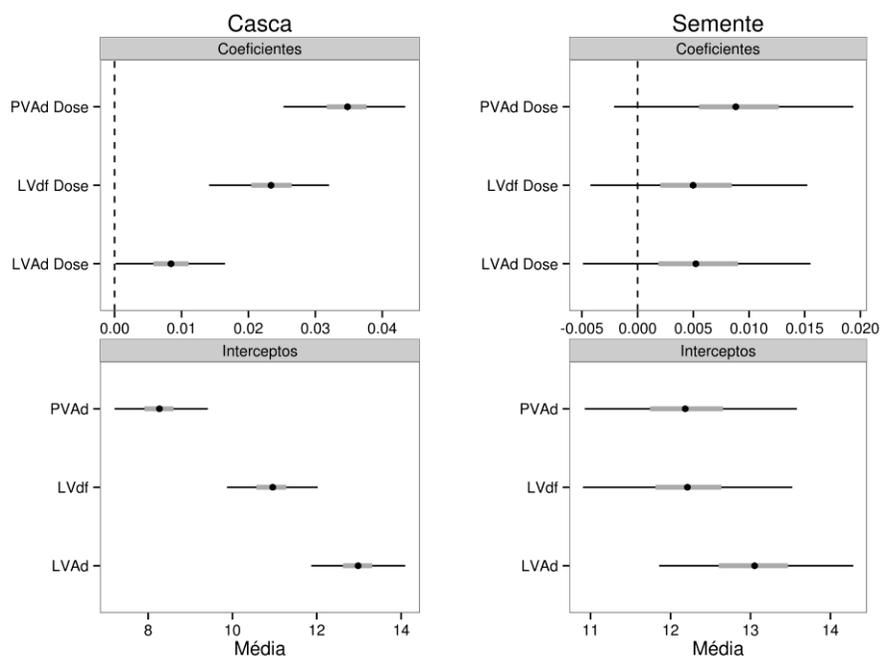


Figura 4 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para teor de cobre ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) na casca e semente no modelo predizendo os efeitos dos solos e das dose de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

O teor de Zn na casca do fruto do cafeeiro não diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{2,28} = 0,63$  e  $p\text{-valor} = 0,54$ ), no entanto, foi alterado pelas doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 25,37$  e  $p\text{-valor} < 0,0001$ ). O teor de Zn na casca do fruto do cafeeiro cultivado nos solos sem lodo de esgoto foi  $3,1 \text{ mg kg}^{-1}$  (Tabela 4). Martins (2003), encontrou teor superior de Zn na casca do café de  $6,4 \text{ mg kg}^{-1}$  cultivado em Latossolo Vermelho eutroférico sem lodo de esgoto.

Além disso, este resultado diverge dos obtidos por Malavolta et al. (1963), que encontraram teores dez vezes mais altos ( $70 \text{ mg kg}^{-1}$ ) de Zn nas cascas de café de três variedades.

O teor de Zn na casca aumentou com a dose de lodo de esgoto para os solos estudados, sendo esse efeito mais expressivo no LVdf em relação aos outros solos (Figura 5). As concentrações de Zn obtidas no LVdf estiveram em torno de  $2,6$  e  $5,6 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente, para a menor e a maior dose de lodo aplicada (Tabela 4). Martins (2003), encontrou teor de Zn na casca do café de  $5,6 \text{ mg kg}^{-1}$  em cafeeiro “Acaiá IAC-474” com 9 anos cultivado em Latossolo Vermelho distrófico com dose acumulada de  $29,8 \text{ Mg ha}^{-1}$  de lodo de esgoto base seca.

O teor de Zn na semente do fruto do cafeeiro diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{2,28} = 5,75$  e  $p\text{-valor} = 0,008$ ) e foi alterado pelas doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 5,29$  e  $p\text{-valor} = 0,005$ ). O teor de Zn na semente do fruto do cafeeiro cultivado nos solos sem lodo de esgoto foi  $5,1$ ;  $6,7$  e  $6,8 \text{ mg kg}^{-1}$  para LVdf, LVAd e PVAd (Tabela 4). Martins (2003), encontrou teor semelhante de Zn na semente do café de  $6,9 \text{ mg kg}^{-1}$  cultivado em Latossolo Vermelho eutroférico sem lodo de esgoto. Entretanto, estes resultados discordam dos por Malavolta et al. (1963), que encontraram teores mais altos ( $12 \text{ mg kg}^{-1}$ ) de Zn nas sementes de café de três variedades.

O teor de Zn na semente aumentou com a dose de lodo de esgoto no LVdf. As concentrações de Zn na semente do café obtidas nesse solo estiveram em torno de  $5,1$  e  $7,8 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente para a menor e a maior dose de lodo aplicada (Tabela 4). Martins (2003), encontrou teor de Zn na semente do café de  $6,6 \text{ mg kg}^{-1}$  em cafeeiro “Acaiá IAC-474”

com 9 anos cultivado em Latossolo Vermelho distrófico com dose acumulada de 29,8 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto base seca.

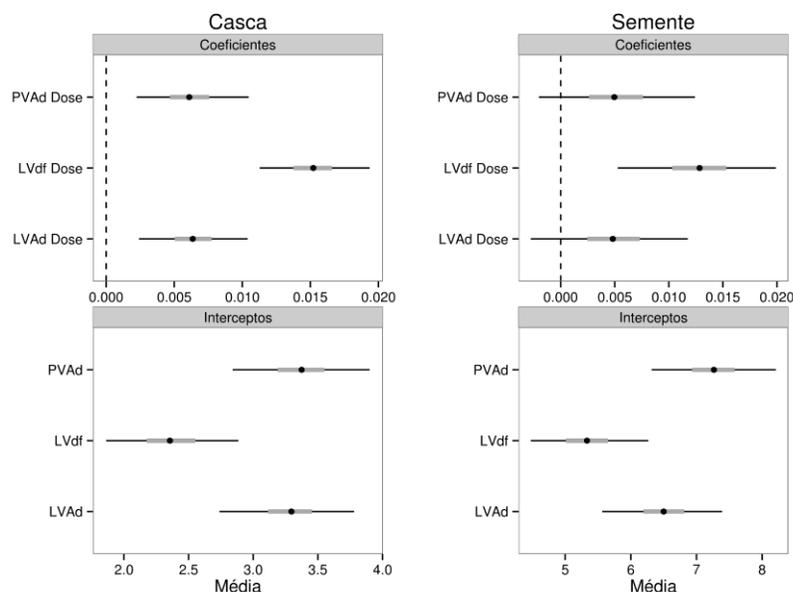


Figura 5 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para teor de zinco (mg kg<sup>-1</sup>) na casca e semente no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

O teor de Cd na casca e na semente do fruto do cafeeiro não diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{2,25} = 0,17$  e  $2,29$  e p-valor =  $0,8446$  e  $0,1225$  para casca e semente, respectivamente), porém diferiu significativamente para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,25} = 9,56$  e  $6,28$  e p-valor  $< 0,0001$  para casca e semente,

respectivamente). O teor de Cd na casca e na semente do fruto do cafeeiro aumentou com a aplicação de lodo de esgoto (Figura 6). As concentrações de Cd obtidas na maior dose de lodo aplicada nesses solos chegam em torno de 49,2 e 50,5  $\mu\text{g kg}^{-1}$ , respectivamente para a casca e semente (Tabela 4). Martins (2003), encontrou teor de Cd de 0 e 70  $\mu\text{g kg}^{-1}$  na casca e 70 e 30  $\mu\text{g kg}^{-1}$  na semente do cafeeiro “Acaiá IAC-474” com 9 e 6 anos cultivado em Latossolo Vermelho distrófico e Argissolo Vermelho distrófico com dose acumulada de 29,8 e 18,0  $\text{Mg ha}^{-1}$  de lodo de esgoto base seca, respectivamente.

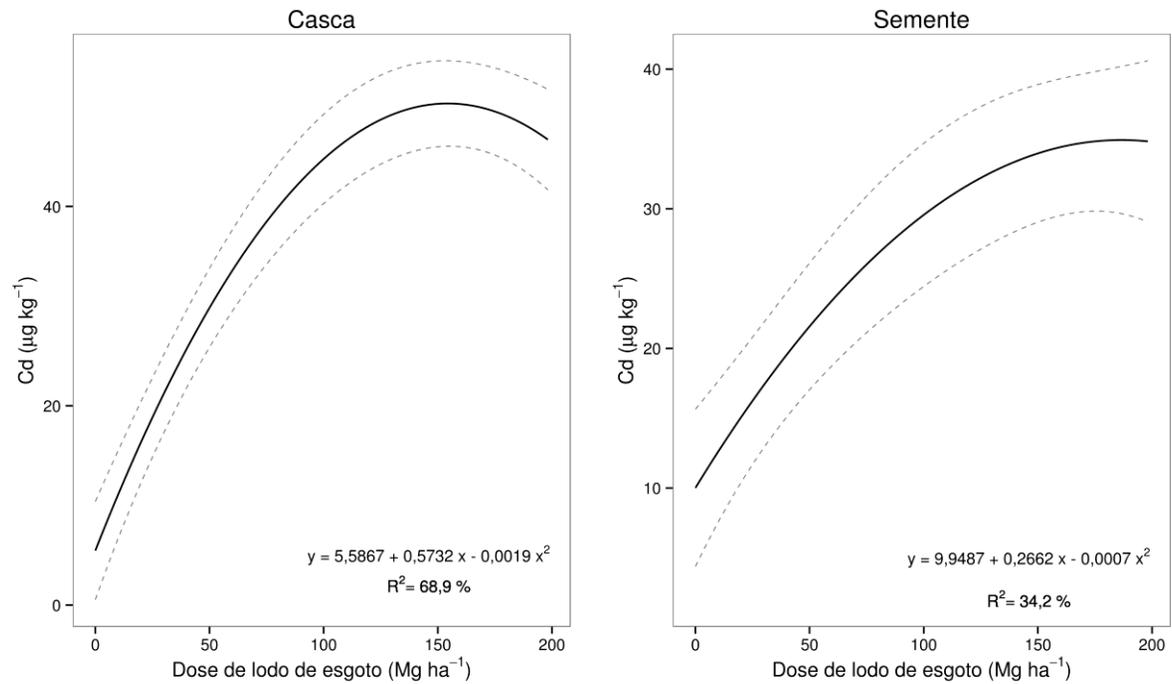


Figura 6 Teor de cádmio na casca e na semente do fruto no primeiro ano pós-plantio do cafeeiro sobre doses de lodo de esgoto em um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, Latossolo Vermelho distroférico e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico. A linha contínua é a média estimada e as linhas pontilhadas demarcam o intervalo do erro-padrão

O teor de Ni na casca do fruto do cafeeiro diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{2,28} = 44,39$  e p-valor  $< 0,0001$ ) e diferiu significativamente para as doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 10,31$  e p-valor  $< 0,0001$ ). O teor de Ni na casca do fruto do cafeeiro cultivado nos solos sem lodo de esgoto foi zero para LVdf e PVAd e  $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$  para LVAd (Tabela 4). Martins (2003), encontrou teor semelhante de Ni na casca do café de  $0,2 \text{ mg kg}^{-1}$  cultivado em Latossolo Vermelho eutroférico sem lodo de esgoto.

O teor de Ni na casca do fruto do cafeeiro cultivado no LVdf aumentou com a aplicação de lodo de esgoto e não foi afetado no LVAd e PVAd (Figura 7). As concentrações de Ni obtidas nesse solo estiveram em torno de 0 e  $0,4 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente para a menor e a maior dose de lodo aplicada (Tabela 4).

O teor de Ni nas sementes do fruto do cafeeiro diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{2,28} = 32,59$  e p-valor  $< 0,0001$ ) e não diferiu para doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 2,37$  e p-valor = 0,092). O teor de Ni na semente do fruto do cafeeiro cultivado nos solos sem lodo de esgoto foi maior no LVAd ( $0,7 \text{ mg kg}^{-1}$ ) que no LVdf e PVAd ( $0,4$  e  $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Tabela 4). Martins (2003), encontrou teor semelhante de Ni na semente do café de  $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$  cultivado em Latossolo Vermelho eutroférico sem lodo de esgoto.

O teor de Ni na casca do fruto do cafeeiro cultivado no solo LVdf aumentou com a aplicação de lodo de esgoto (Figura 7). As concentrações de Ni obtidas nesse solo estiveram em torno de  $0,4$  e  $0,6 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente para a menor e a maior dose de lodo aplicada (Tabela 4). Martins (2003), encontrou teor semelhante de Ni na semente do café de

0,1 e 0,3 mg kg<sup>-1</sup> cultivado em Latossolo Vermelho distrófico e Argissolo Vermelho distrófico como doses acumuladas de 29,8 e 18,0 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto base seca, respectivamente.

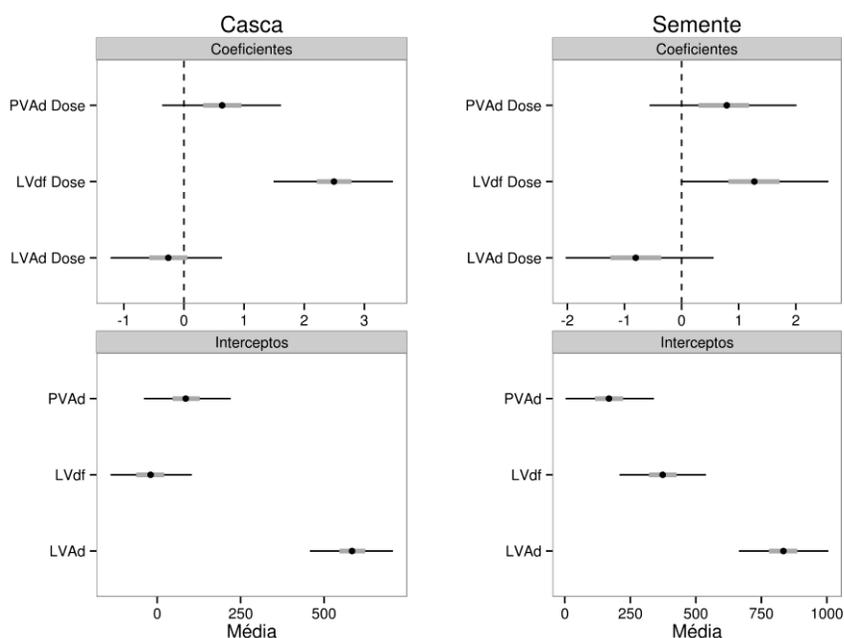


Figura 7 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para teor de níquel (mg kg<sup>-1</sup>) na casca e semente no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

O teor de Pb na casca do fruto do cafeeiro diferiu significativamente para os solos estudados ( $F_{2,28} = 4,31$  e p-valor = 0,023) e não diferiu para as sementes ( $F_{2,28} = 2,00$  e p-valor = 0,154). O teor de Pb na casca do fruto do cafeeiro não foi afetado pelas doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 1,22$  e p-valor = 0,32) e na semente foi

afetado pelas doses de lodo de esgoto em cada solo ( $F_{3,28} = 5,51$  e p-valor = 0,004). O teor de Pb nas sementes do fruto do cafeeiro cultivado no LVdf, somente, aumentou com a aplicação de lodo de esgoto (Figura 8).

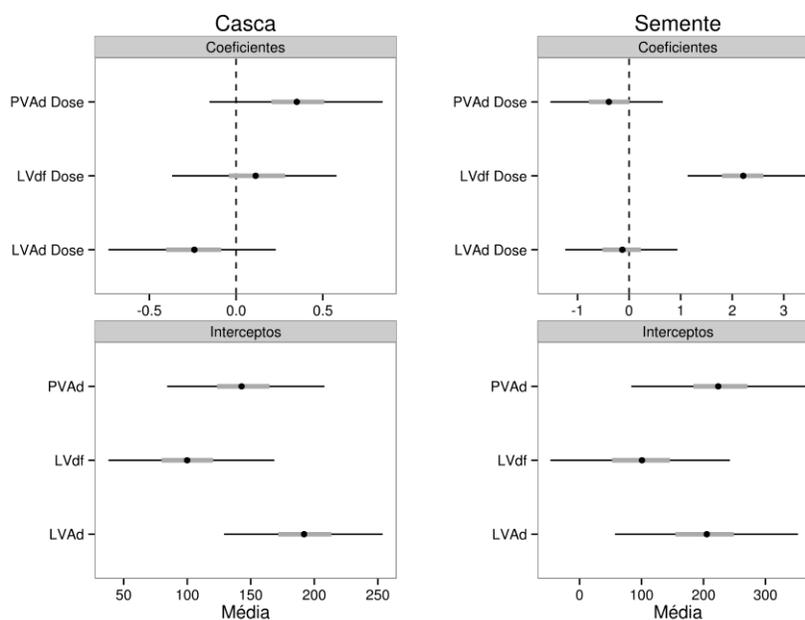


Figura 8 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear para teor de chumbo na casca e sementes no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

Os valores obtidos de Cr na casca e sementes do cafeeiro estão abaixo do limite de detecção do aparelho ( $2,13 \mu\text{g kg}^{-1}$ ). Martins (2003) também encontrou baixo teor de Cr em frutos de café, cerca de  $3,5 \mu\text{g kg}^{-1}$  na casca e  $1,2 \mu\text{g kg}^{-1}$  no grão. Portanto, fatores relacionados ao solo, à

planta e ao próprio lodo de esgoto exercem controle sobre a disponibilidade do Cr.

Tabela 4 Teor de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na casca e na semente do cafeeiro submetidos a doses de lodo de esgoto em solos

Solo	Dose <sup>1</sup> Mg ha <sup>-1</sup>	Cu	Zn	Cd	Ni	Pb
		----- mg kg <sup>-3</sup> -----		-----	µg kg <sup>-3</sup> -----	
<i>Casca</i>						
LVAd <sup>2</sup>	0	12,54	3,52	0,00	524,55	228,70
	49	13,39	3,82	44,22	643,29	215,29
	100	13,78	4,09	28,41	590,85	187,75
	198	14,31	4,80	40,64	504,19	181,44
LVdf <sup>3</sup>	0	10,94	2,57	0,00	0,00	113,55
	49	11,23	3,46	24,53	65,33	128,62
	100	13,68	3,94	37,77	279,39	199,18
	198	15,20	5,62	49,22	471,54	132,48
PVAd <sup>4</sup>	0	7,74	3,66	0,00	0,00	177,24
	49	9,36	3,79	35,36	227,13	156,18
	100	12,77	4,21	42,54	189,15	266,54
	198	14,40	4,83	45,32	173,35	229,05
<i>Semente</i>						
LVAd	0	13,84	6,66	7,02	657,28	205,21
	49	13,72	7,24	31,58	1018,88	129,76
	100	14,56	7,38	34,50	772,69	145,23
	198	14,79	7,71	34,61	607,86	157,43
LVdf	0	13,26	5,13	30,47	367,04	194,26
	49	12,02	6,72	19,48	436,57	111,82
	100	14,51	7,47	24,76	508,58	133,07
	198	13,68	7,80	50,46	620,30	599,80
PVAd	0	12,31	6,75	0,00	112,35	205,09
	49	13,38	8,68	20,67	200,02	139,74
	100	15,08	8,55	36,61	370,14	195,37
	198	14,10	8,15	26,79	256,78	102,10

<sup>1</sup>Dose acumulada de lodo de esgoto; <sup>2</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico; <sup>3</sup>Latossolo Vermelho Distroférico; <sup>4</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico.

#### **4 CONCLUSÕES**

O lodo de esgoto aumentou os teores de Cd, Cr, Cu, Pb e Zn nos solos estudados, mas estes permaneceram abaixo dos valores orientadores de prevenção de contaminação.

O lodo de esgoto diminuiu o crescimento e a produtividade do cafeeiro nos solos estudados.

O lodo de esgoto aumentou os teores de Cu, Zn e Cd na casca do fruto e de Cd na semente do fruto do cafeeiro nos solos estudados.

O lodo de esgoto aumentou os teores de Zn e Pb na semente do cafeeiro no LVdf.

Entretanto, os teores dos elementos-traço nos frutos do cafeeiro estão dentro dos níveis aceitáveis para o fruto do cafeeiro.

#### **AGRADECIMENTOS**

À CAPES, CNPq, FAPEMIG e INCT-CAFÉ, pelo suporte financeiro concedido ao projeto, e a bolsa do doutorado concedida ao primeiro autor deste trabalho, e à Opersan Serviços Ambientais, pelo fornecimento do lodo de esgoto.

**Growth, production and content of trace elements in coffee fruits  
cultivated in soils under the effect of successive applications of sewage  
sludge**

**ABSTRACT**

The use of sewage sludge as organic fertilizer is a practice that promotes the recycling of this residue, provides nutrients for plants and improvement physical, chemical and biological traits of the soil. Considering that Brazil is a major producer and consumer of coffee, in addition to the fact that the number of sewage treatment plants has increased, with the ever-higher production of sewage sludge. The objective of this study was to evaluate the growth, production and levels of zinc, copper, nickel, cadmium, lead and chromium in coffee fruits cultivated in dystrophic Yellow-Red Latosol (YRL), dystroferric Red Latosol (RL) and dystrophic Yellow-Red Argisol (YRA) under the effect of successive applications of sewage sludge. The experiment was conducted on a set of lysimeters containing undisturbed material of the aforementioned soils. The sewage sludge increased the contents of Cd, Cr, Cu, Pb, and Zn in the studied soils. It also reduced growth and productivity of coffee in the studied soils, but increased the contents of Cu, Zn, and Cd in the husks of the coffee fruit. We also observed higher levels of Cd in the coffee fruit seeds in three of the studied soils, higher levels of Zn and Pb in the coffee seeds cultivated in RL.

**Keywords:** *Coffea arabica*. Coffee height. Quality of the coffee fruit. Heavy metals.

## REFERÊNCIAS

BERTON, R. S.; NOGUEIRA, T. A. R. Uso de lodo de esgoto na agricultura. In: COSCIONE, A. R.; NOGUEIRA, T. A. R.; PIRES, A. M. M. (Org.). **Uso agrícola de lodo de esgoto: avaliação após a resolução nº 375 do CONAMA**. Botucatu: FEPAF, 2010. p. 31-50.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. In: \_\_\_\_\_. **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2006. p. 25-35.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. Reciclagem de lodo de esgoto na agricultura. In: MELO, I. S. et al. (Ed.). **Biodegradação**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2001. p. 93-106.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, n. 167, p. 141-146, 30 ago. 2006. Seção 1.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009. Seção 1.

CAMPOS, F. S.; ALVES, M. C. Uso de lodo de esgoto na reestruturação de solo degradado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 4, p. 1389-1397, 2008.

CATANI, R. A. et al. A concentração e a quantidade de micronutrientes e de alumínio no cafeeiro, *Coffea arabica*, L., variedade mundo novo (B.Rodr.) Choussy, aos dez anos de idade. **Anais da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz**, Piracicaba, v. 24, n. 1, p. 97-106, 1967.

CHANG, A. C. et al. Sequential extraction of soil heavy metals following a sludge application. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 13, n. 1, p. 33-38, 1984.

CHIARADIA, J. J. et al. Produtividade e nutrição de mamona cultivada em área de reforma de canavial tratada com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, n. 3, p. 701-709, 2009.

DONAGEMA, G. K. et al. (Org.). **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2011. 230 p.

MALAVOLTA, E. et al. Estudos sobre a alimentação mineral do cafeeiro: XI., extração de macro e micronutrientes, na colheita, pelas variedades bourbon amarelo, caturra amarelo e mundo novo. **Turrialba**, San José, v. 13, n. 3, p. 188-189, 1963.

MARTINS, D. R. **Estado nutricional e qualidade de bebida em cafeeiros tratados com lodo de esgoto**. 2003. 66 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) - Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, 2003.

NAKAGAWA, S.; SCHIELZETH, H. A general and simple method for obtaining R<sup>2</sup> from generalized linear mixed-effects models. **Methods in Ecology and Evolution**, London, v. 4, n. 2, p. 133-142, 2013.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2014. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 1 dez. 2014.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2009. 627 p.

SOARES, C. R. F. S. et al. Fitotoxicidade de cádmio para *Eucalyptus maculata* e *Eucalyptusurophylla* em solução nutritiva. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 29, n. 2, p. 175-183, mar./abr. 2005.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.  
Method 3051 A, microwave assisted acid digestion of sediments sludge,  
soils and oils. In: \_\_\_\_\_. **SW-846**: test methods for evaluation of solid  
waste: physical and chemical methods. 3<sup>rd</sup> ed. Washington, 1998. p. 1-30.

## ANEXOS



Figura 1 Lisímetros com amostra de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, Latossolo Vermelho distroférico e um Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico cultivados com cafeeiro sobre doses de lodo de esgoto na época de florescimento no primeiro ano pós-plantio (maio de 2012)

**ARTIGO 3 Lixiviação de nutrientes e elementos-traço em solos cultivados com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto**

Alisson Lucrécio da Costa<sup>1</sup>

Gabriela Lúcia Pinheiro<sup>2</sup>

Manoel Resende Neto<sup>3</sup>

Gustavo Felisberto<sup>4</sup>

Ciro Augusto de Souza Magalhães<sup>5</sup>

Carlos Alberto Silva<sup>6</sup>

José Maria de Lima<sup>7</sup>

**Artigo formatado de acordo com a NBR 6022 (ABNT, 2003),  
conforme exigido pela UFLA.**

---

<sup>1</sup> Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200- 000, Lavras, MG, Brasil. Autor correspondente: alissonluc@gmail.com

<sup>2</sup> Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200- 000, Lavras, MG, Brasil.

<sup>3</sup> Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200- 000, Lavras, MG, Brasil.

<sup>4</sup> Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200- 000, Lavras, MG, Brasil.

<sup>5</sup> Embrapa Agrossilvipastoril, Rodovia MT 222, km 2,5. Caixa Posta 343. Sinop, MT, Brasil.

<sup>6</sup> Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200- 000, Lavras, MG, Brasil.

<sup>7</sup> Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200- 000, Lavras, MG, Brasil.

## RESUMO

A utilização de lodo de esgoto na agricultura tem como benefícios a incorporação de nutrientes e a melhoria dos atributos físicos e químicos do solo, além de constituir-se em uma forma de reciclar esse subproduto das estações de tratamento de esgoto, do qual a quantidade tende a aumentar em larga escala. Porém, não se pode subestimar a possibilidade de lixiviação de nutrientes e elementos-traço e contaminação dos recursos hídricos nos locais onde esse resíduo é aplicado. Existe, portanto, necessidade de mais informações sobre esse assunto, em solos ácidos sob clima tropical. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar a lixiviação de amônio, nitrato, sódio, potássio, cálcio, magnésio, sulfato, cloreto, fosfato, cádmio, cromo, chumbo e zinco em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd), cultivados com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto. O experimento foi realizado em um conjunto de lisímetros, contendo material indeformado dos solos mencionados. Houve aumento nas quantidades de nitrato, cálcio, magnésio, potássio e sulfato lixiviados nos solos estudados, com a aplicação do lodo de esgoto. Não houve efeito da dose de lodo de esgoto nas quantidades de cádmio, cromo e chumbo no lixiviado do LVAd e LVdf. Porém, houve efeito da dose de lodo de esgoto nas quantidades de cádmio, cromo e chumbo no lixiviado do solo PVAd.

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

## 1 INTRODUÇÃO

A utilização do lodo de esgoto na agricultura, como adubo orgânico ou condicionador do solo, em razão do elevado conteúdo de matéria orgânica e de nutrientes, é uma alternativa de baixo custo para a disposição desse resíduo. Sua utilização agrícola propicia um importante aspecto da sustentabilidade ambiental, a reciclagem dos nutrientes e da matéria orgânica nele contidos, o que contribui para substancial economia de uso de fertilizantes minerais e para a melhoria dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo.

O lodo de esgoto é utilizado há muito tempo na agricultura, em vários países, entretanto, no Brasil, tal prática é ainda recente, apesar de inúmeros trabalhos já terem demonstrado seu efeito no aumento da produtividade das culturas (BERTON et al., 1997; COOKE et al., 2001; CORRÊA et al., 2008; ROS et al., 1993). No entanto, existe uma carência de informações científicas sobre as alterações causadas pelo lodo de esgoto nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, em condições tropicais, e como estas vão influenciar nas perdas por lixiviação dos nutrientes do solo e dos liberados pelos resíduos.

Entre os riscos inerentes ao uso inadequado do lodo de esgoto, existe a possibilidade de lixiviação de nutrientes e elementos-traço e, conseqüentemente, contaminação de lençóis freáticos e cursos d'água. O nitrato e fosfato, por exemplo, podem promover a eutrofização de rios e lagos, por favorecerem o desenvolvimento de algas, capazes de produzir toxinas e diminuir o teor de oxigênio nas camadas subsuperficiais das águas; ambos os problemas atuam negativamente nos organismos

aquáticos. Os elementos-traço também podem poluir os sistemas aquáticos, afetando, portanto, os ciclos biogeoquímicos e a qualidade ambiental.

O ânion nitrato não é adsorvido pelos coloides do solo, que apresentam, predominantemente, cargas negativas, e sob ação das águas de infiltração, é arrastado em profundidade para fora do alcance das raízes das plantas (BASSO et al., 2005; BOEIRA, 2009; COSTA et al., 2014; DYNIA; SOUZA; BOEIRA, 2006; LUCHESE; COSTA; SOUZA JÚNIOR, 2008). O cátion amônio é comumente mais adsorvido aos coloides do solo, tendo assim, mobilidade inferior em relação a do ânion nitrato (COSTA et al., 2014; SILVA, 2004). Entretanto, havendo condições propícias no meio, o amônio é rapidamente transformado em nitrato pelos microrganismos (BAR-YOSEF, 1991). Isso pode ser preocupante, porque o nitrato, dependendo das características do solo, apresenta alta mobilidade, podendo ser lixiviado com maior facilidade que o amônio.

O ânion fosfato, nos solos tropicais e subtropicais, é adsorvido especificamente pelos coloides e, conseqüentemente, há pouco fosfato disponível na solução do solo (BERWANGER; CERETTA; SANTOS, 2008), portanto, esse ânion tem mobilidade muito pequena, sendo as perdas pela movimentação vertical nesses solos, consideradas insignificantes (BASSO et al., 2005; COSTA et al., 2014; HEATHWAITE; SHARPLEY; GBUREK, 2000). Entretanto, alguns trabalhos mostram que sucessivas aplicações de resíduos orgânicos, em quantidades que excedem a demanda da cultura, podem causar a movimentação de fósforo no perfil do solo, devido a diminuição da

capacidade de adsorção do solo (BERWANGER; CERETTA; SANTOS, 2008; SHUMAN, 2002), além da possibilidade de movimentação no perfil do solo de fósforo na forma orgânica (MOZAFFARI; SIMS, 1994).

A adsorção de bases nos solos aumenta na seguinte ordem: potássio < magnésio < cálcio, no entanto, essa ordem pode ser alterada em razão da concentração do elemento presente na solução do solo, devido a adição de lodo de esgoto, além de outros fatores decorrentes da heterogeneidade do sistema solo. Assim, o uso excessivo de lodo de esgoto, não levando em consideração o balanço de cargas dos coloides do solo e o equilíbrio iônico, pode promover expressiva lixiviação desses nutrientes ao longo do perfil. Poucos estudos de lixiviação de potássio, magnésio e cálcio foram realizados, porém, os que foram concretizados tiveram o intuito de verificar a existência da movimentação desses elementos no perfil do solo, sobretudo para as camadas subsuperficiais, devido a gessagem (ERNANI; RIBEIRO; BAYER, 2001; PAVAN; BINGHAM; PRATT, 1984; RAMOS et al., 2013) ou em virtude da calagem (AMARAL et al., 2004; PAVAN; BINGHAM; PRATT, 1982).

O efeito do lodo de esgoto sobre a lixiviação de sulfato no solo, embora deva estar diretamente relacionado com a dose de aplicação do composto, tem sido objeto de poucos estudos. Tabatabai e Chae (1991) verificaram que a mineralização a sulfatos no solo pela aplicação de 50 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto, é intensa nas primeiras seis semanas de incubação, entretanto, diminui de intensidade entre a sexta e a vigésima sexta semana.

No caso de elementos-traço, o movimento, como resultado de aplicações de lodo de esgoto, é limitado, e somente observado em solos

arenosos e ácidos, com baixo teor de matéria orgânica e que receberam elevadas aplicações de lodo de esgoto, associadas à elevada precipitação ou irrigação (HUE, 1995). Tacket, Winters e Puz (1986) constataram lixiviação de cádmio e zinco em solos tratados com lodo de esgoto compostados, na faixa de pH entre 5,5-6,0. Welch e Lund (1989) verificaram que o teor total de zinco lixiviado, assim como a profundidade de movimentação do elemento em solos tratados com lodo de esgoto, foi negativamente correlacionado com o pH do solo.

Tendo em vista a necessidade de informações sobre o assunto em solos ácidos de clima tropical, foi realizado o presente experimento com o objetivo de verificar a lixiviação de amônio, nitrato, sódio, potássio, cálcio, magnésio, sulfato, cloreto, fosfato, cádmio, crômio, chumbo e zinco em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, Latossolo Vermelho distroférico e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, cultivados com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo esgoto.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado em um conjunto de 36 lisímetros de drenagem, com 0,9 m de profundidade e 1 m de diâmetro, entre os anos de 2009 e 2013. Esses lisímetros (colunas) contém material com estrutura indeformada de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd).

Antes da implantação das mudas de cafeeiro, a área experimental (colunas) foi cultivada com feijoeiro e milho. O feijoeiro foi plantado no final de junho e colhido no final de outubro de 2009. O milho foi plantado no final de novembro de 2009 e colhido no final de março de 2010. O transplântio das mudas do cafeeiro ocorreu no final de dezembro de 2009, ainda com o milho a ser colhido, o que contribuiu para diminuir a intensidade luminosa e prejuízo para as mudas do cafeeiro.

Amostras de solo foram coletadas, antes do plantio do feijoeiro, nas camadas de 0-20 e 40-60 cm para a realização de análises físicas, químicas e mineralógicas (DONAGEMMA et al., 2011), os resultados são apresentados nas Tabelas 1 e 2. Os elementos cádmio, chumbo e cromo se encontram abaixo do limite de detecção do método ( $<0,01 \text{ mg dm}^{-3}$ ) pelo extrator Mehlich1.

Tabela 1 Atributos químicos das camadas de 0-20 cm e de 20-40 cm dos solos utilizados no experimento

Solo	pH água	Ca ----- cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	Mg	Al	t <sup>1</sup> ----- dm <sup>-3</sup>	T <sup>2</sup>	V <sup>3</sup> %	CO <sup>4</sup> gdm <sup>-3</sup>	P	K	Cu	Fe	Mn	Zn
----- mg dm <sup>-3</sup> -----														
0-20 cm														
LVAd <sup>5</sup>	5,5	1,8	0,3	0,2	2,5	5,5	41,8	10,2	0,8	70	1,5	96,0	24,0	4,0
LVdf <sup>6</sup>	5,5	1,3	0,3	0,1	1,8	6,0	28,8	11,6	2,2	43	2,7	47,0	9,6	4,8
PVAd <sup>7</sup>	4,8	0,2	0,1	1,1	1,5	8,3	4,8	11,6	1,1	23	0,7	72,0	7,6	4,2
20-40 cm														
LVAd	5,6	1,2	0,2	0,4	1,9	4,2	36,6	5,8	0,7	44	1,6	102,0	13,9	0,7
LVdf	5,2	0,1	0,1	0,5	0,7	5,8	3,6	10,7	0,6	12	3,3	38,9	2,6	0,7
PVAd	4,5	0,1	0,1	1,3	1,5	7,7	2,6	8,7	0,9	16	0,7	72,4	5,2	1,7

<sup>1</sup>Capacidade de troca de catiônica efetiva; <sup>2</sup>Capacidade de troca catiônica a pH 7,0; <sup>3</sup>Índice de saturação por bases; <sup>4</sup>Carbono orgânico; <sup>5</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; <sup>6</sup>Latossolo Vermelho distroférico; <sup>7</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico.

Tabela 2 Atributos físicos e mineralógicos das camadas de 0-20 e 40-60 cm dos solos utilizados no experimento

Solos	Areia	Silte	Argila	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ki <sup>1</sup>	Kr <sup>2</sup>	Minera- logia
	-----dag kg <sup>-1</sup> -----			-----g kg <sup>-1</sup> -----					
	0-20 cm								
LVA <sup>5</sup>	52	10	38	137,6	203,9	53,9	1,16	0,99	CNS
LVdf <sup>6</sup>	24	7	69	129,8	319,1	171,8	0,70	0,52	GS
PVA <sup>7</sup>	47	20	33	195,0	175,0	59,0	1,89	1,56	CNS
	40-60 cm								
LVA <sup>5</sup>	32	5	63	197,0	270,0	95,0	1,24	1,01	CNS
LVdf <sup>6</sup>	15	9	76	169,0	274,0	285,0	1,05	0,63	CS
PVA <sup>7</sup>	31	18	52	238,0	247,0	76,0	1,64	1,37	CNS

<sup>1</sup>Ki = 1,7(%SiO<sub>2</sub>)/(%Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>); <sup>2</sup>Kr = 1,7(%SiO<sub>2</sub>)/[%Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> + 0,64(%Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>)]; <sup>3</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; <sup>4</sup>Latossolo Vermelho distroférico; <sup>7</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico. CNS: caulínítico não-sesquioxídico; GS: Gibsítico sesquioxídico; CS; Caulínítico sesquioxídico (RESENDE; SANTANA, 1988).

Calagem e fosfatagem corretiva foram realizadas baseadas nos resultados das análises químicas realizadas em 15 de abril de 2009 e 8 de maio de 2009, em todos os lisímetros. A quantidade de calcário foi calculada pelo método de saturação por bases, para elevá-la a 70%. Assim, as quantidades adicionadas de calcário (36% de CaO, 14% de MgO e PRNT igual a 95%) foram 1,6; 2,6 e 5,7 Mg ha<sup>-1</sup> para o LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente. Já a quantidade de fósforo adicionada correspondeu a 2,0 Mg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, via superfosfato simples, em todos os solos. Em 21 de novembro de 2011 foi realizada uma segunda calagem, sendo as quantidades de calcário aplicadas 2,7; 3,3 e 0,5 Mg ha<sup>-1</sup> para o LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente.

As doses de lodo de esgoto foram determinadas de acordo com o teor de nitrogênio total (N), amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) presentes no produto, e a necessidade de nitrogênio do cafeeiro. A dose D3 correspondeu a exigência total de N para cultura, e as doses D0, D1 e D2 foram, respectivamente, 0, ¼ e ½ da dose D3. O lodo de esgoto foi aplicado sete meses antes do transplântio das mudas do cafeeiro “Mundo Novo 379/19” (primeira aplicação), nas doses de 0, 11, 22 e 44 Mg ha<sup>-1</sup>, quatro meses após o transplântio das mudas do cafeeiro (segunda aplicação), o lodo foi reaplicado nas doses de 0, 8, 16 e 32 Mg ha<sup>-1</sup> e, no 1º e 2º ano pós plantio (terceira e quarta aplicação), nas doses de 0, 15, 31 e 61 Mg ha<sup>-1</sup>. As aplicações do lodo de esgoto foram em 15 de maio de 2009, 16 de abril de 2010, 14 de abril de 2011 e 28 de abril de 2012, respectivamente.

O lodo de esgoto foi distribuído em área total na superfície do solo de cada coluna e incorporado nos primeiros 10 cm, evitando-se o

revolvimento do solo nas camadas mais profundas. Considerando-se o teor de N encontrado no lodo e 28% de taxa de mineralização de N em  $\text{kg ha}^{-1}$  no primeiro ano após a aplicação (CHIARADIA et al., 2009), a quantidade de N potencialmente mineralizável em um ano equivale a 6,26 x dose de lodo de esgoto em  $\text{Mg ha}^{-1}$ . A quantidade de  $\text{K}_2\text{O}$  em  $\text{kg ha}^{-1}$  fornecida pelo lodo de esgoto é igual a 4,23 x dose de lodo de esgoto em  $\text{Mg ha}^{-1}$ .

O lodo de esgoto foi proveniente da Estação de Tratamento de Jundiaí, SP, onde recebe predominantemente esgotos domésticos; esse material passou por um processo de compostagem, com aproximadamente 90 dias de duração e apresentava teores de N = 22,3; P = 4,0; K = 4,0; Ca = 23,4; Mg = 1,9; S = 6,2; Na = 2,0; Fe = 11,1; Zn = 1,3  $\text{g kg}^{-1}$  e Al = 11,5; B = 4,3; Cu = 175; Mn = 247; Cd = 6; Cr = 179; Pb = 122  $\text{mg kg}^{-1}$ , carbono orgânico (CO) = 226  $\text{g kg}^{-1}$  e pH em água de 5,5, conforme Higashikawa, Silva e Bettioli (2010).

Sulfato de amônio foi adicionado em cada lisímetro, na primeira aplicação de lodo de esgoto e quatro meses depois, nas doses de 188 e 97  $\text{kg ha}^{-1}$ . Cloreto de potássio também foi adicionado em cada lisímetro, na primeira aplicação conforme a dose de lodo de esgoto, sendo 177, 132, 87 e 0  $\text{kg ha}^{-1}$  para as doses 0; 11; 22 e 44  $\text{Mg ha}^{-1}$ . Cinco meses depois da primeira aplicação de lodo de esgoto, foi adicionado o sulfato de amônio conforme as doses de lodo aplicadas, sendo 570; 430; 145 e 0  $\text{kg ha}^{-1}$  para as doses 0; 11; 22 e 44  $\text{Mg ha}^{-1}$ , respectivamente. Nessa mesma época, o cloreto de potássio também foi adicionado em cada lisímetro na dose de 69  $\text{kg ha}^{-1}$ . Na terceira e quarta aplicação de lodo de esgoto foi adicionado o sulfato de amônio conforme as doses de lodo aplicadas, sendo 1.819,

1.364, 909 e 0 kg ha<sup>-1</sup> para as doses 0, 15, 31 e 61 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente. O cloreto de potássio também foi adicionado em cada lisímetro, conforme a dose de lodo de esgoto, sendo 670, 556, 442 e 214 kg ha<sup>-1</sup> para as doses 0, 15, 31 e 61 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

Para avaliação da lixiviação, a precipitação foi medida automaticamente por meio de estação, além da irrigação e evapotranspiração de referência diária registrada durante a condução do experimento de 1/1/2011 a 31/1/2013.

O lixiviado foi coletado em recipientes de aço inox, retirando uma amostra semanalmente e analisando a concentração do amônio, nitrato, sulfato, sódio, potássio, cálcio, magnésio, sódio, cloreto, fosfato e cádmio, chumbo, cromo e zinco.

As concentrações de amônio, nitrato, sódio, potássio, cálcio, magnésio, sulfato, cloreto e fosfato no lixiviado, foram determinadas por cromatografia iônica (ICS 1100, Dionex, USA), operando com um detector de condutividade DS6. A coluna usada foi a Ion Pack AS23. O eluente foi 45 mM de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>/14 mM de NaHCO<sub>3</sub>, com o fluxo de 0,25 mL min<sup>-1</sup>, com volume de injeção de 20 µL.

A concentração de zinco no lixiviado foi determinada em espectrofotômetro de absorção atômica, com chama de ar-acetileno, e as concentrações de cádmio, chumbo e cromo, empregando forno de grafite em equipamento AAnalyst 800 da marca Perkin Elmer.

## **2.1 Análises Estatísticas**

Os dados foram analisados via modelo linear misto, considerando como efeito aleatório as amostragens no tempo (dias) e efeito fixos, os solos, as doses dentro de cada solo, os blocos e os dias de amostragem e a estimação pelo método máxima verossimilhança restrita (REML). Todas as análises foram realizadas no ambiente de programação R 3.0.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014), utilizando os pacotes lmer, arm e ggplot2.

### **3 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

A precipitação pluvial registrada, irrigação aplicada e evapotranspiração de referência, estimada pelo método Penman-Monteith FAO e a água lixiviada, durante o período de condução do experimento de 1 de janeiro de 2011 a 31 de janeiro de 2013, são apresentadas nas Figuras 1 e 2.

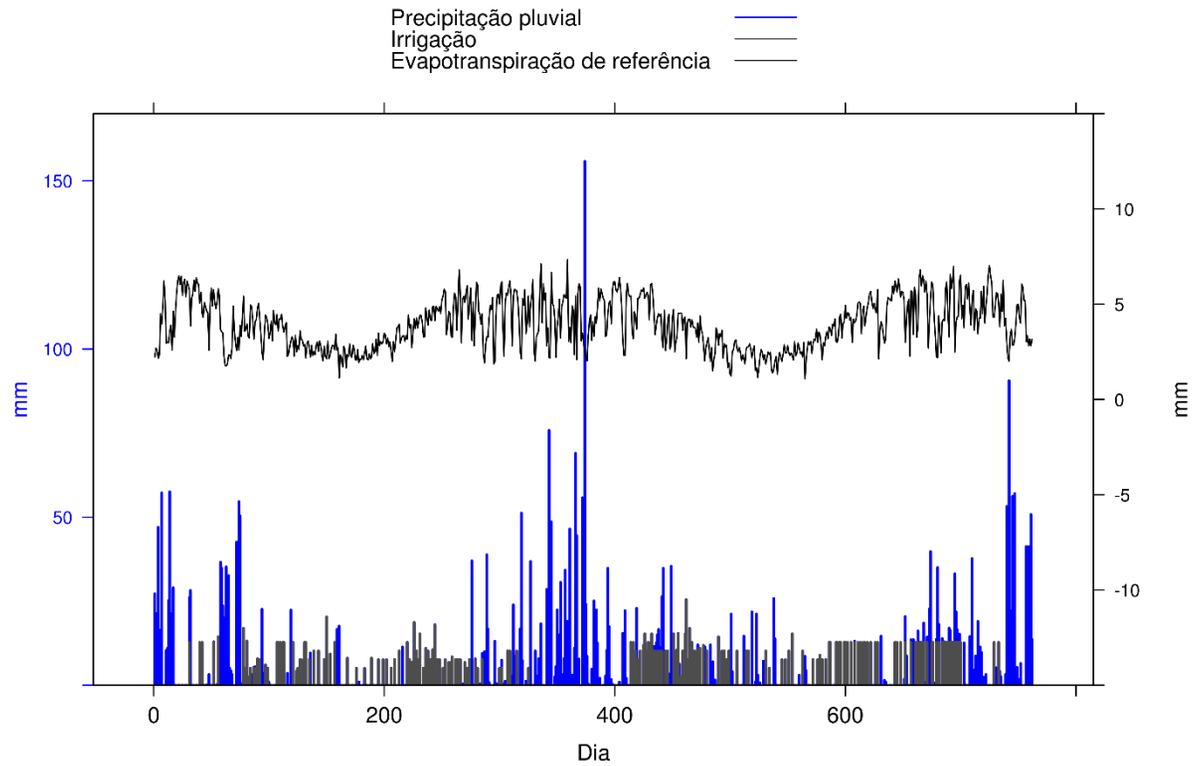


Figura 1 Precipitação pluvial, irrigação e evapotranspiração de referência diária registrada durante a condução do experimento de 1/1/2011 a 31/1/2013

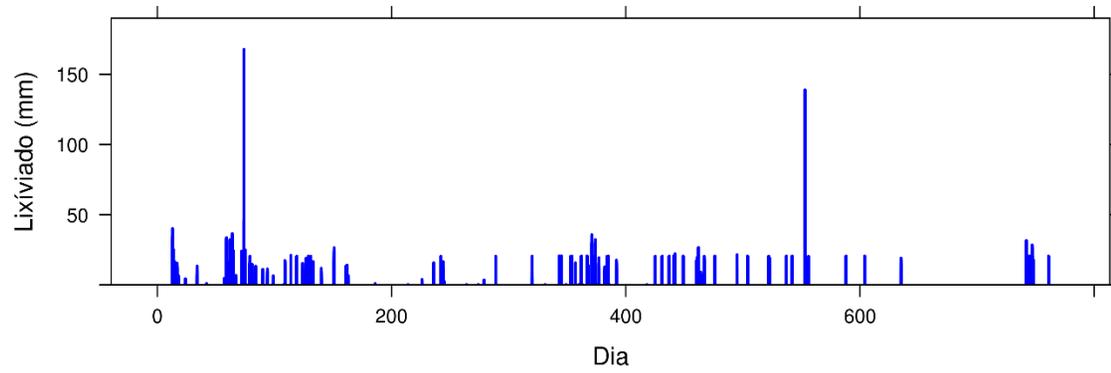


Figura 2 Lâmina de água lixiviada diária registrada durante a condução do experimento

As quantidades de amônio e nitrato lixiviadas diferiram significativamente para os solos e para as doses de lodo de esgoto em cada solo no período de 1 a 762 dias (Tabela 3). O amônio lixiviado foi menor no PVAd que no LVAd e LVdf sem lodo de esgoto (Figura 3). A lixiviação de amônio foi menor nesse solo devido a sua maior capacidade de adsorção de cátions quando comprado aos Latossolos (Tabela 1).

O amônio lixiviado aumentou com aplicação de lodo de esgoto no PVAd e diminuiu no LVAd e LVdf. Esse aumento de amônio é atribuído ao pH inicial do solo menor que o dos Latossolos, desfavorável ao estabelecimento dos organismos nitrificadores, como relataram Terry, Nelson e Sommers (1981).

O nitrato lixiviado não diferiu entre os solos sem lodo de esgoto (Figura 3), porém, aumentou nos solos com a aplicação das doses de lodo de esgoto, uma vez que os coeficientes que relacionam a dose de lodo de esgoto com a lixiviação de nitrato foram significativos e positivos para todos os solos, sendo esse aumento mais intenso no LVAd. Esses resultados demonstram que, com as aplicações, o processo de mineralização do nitrogênio orgânico adicionado via lodo de esgoto elevou significativamente o nível de nitrato no lixiviado (Tabela 9); aproximadamente 18% da quantidade adicionada, que foi de 1.239,5 kg de N ha<sup>-1</sup> em três anos. Diante desses resultados, pode-se afirmar que a aplicação acumulada de 198 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto contribui para elevação da concentração de nitrato no lixiviado, elevando com isso o potencial para a contaminação de água subsuperficial.

Observando o conteúdo de nitrato no lixiviado, nos dois anos avaliados, verificou-se que mesmo na dose zero, ocorreu lixiviação de

nitrito oriunda da mineralização do amônio do sulfato de amônio, aplicado para suprir a necessidade de N do cafeeiro, e/ou proveniente da matéria orgânica do solo.

Tabela 3 Análise de variância do modelo linear misto com p-valor para os efeitos fixos de acordo com o teste de F baseado na aproximação de Sattethwaite e p-valor para os efeitos aleatórios baseado na razão de log-verossimilhança para amônio e nitrito

	Amônio			Nitrito		
<i>Efeitos fixos</i>						
Parâmetro	GL	Sq	p-valor	GL	Sq	p-valor
Solo	2	89	<0,0001***	2	71389	<0,0001***
Dia	1	47	<0,0001***	1	44672	<0,0001***
Bloco	2	90	<0,0001***	2	186853	<0,0001***
Solo:Dose	3	114	<0,0001***	3	490354	<0,0001***
<i>Efeitos aleatórios</i>						
	Chi GL	Chi Sq	p-valor	Chi GL	Chi Sq	p-valor
(1   Dia)	1	0	1 <sup>ns</sup>	1	40,4	<0,0001***
R <sup>2</sup> marginal*		14,5%			53,7%	
R <sup>2</sup> condicional*		14,5%			59,0%	

\* Calculado de acordo com Nakagawa e Schielzeth (2013).

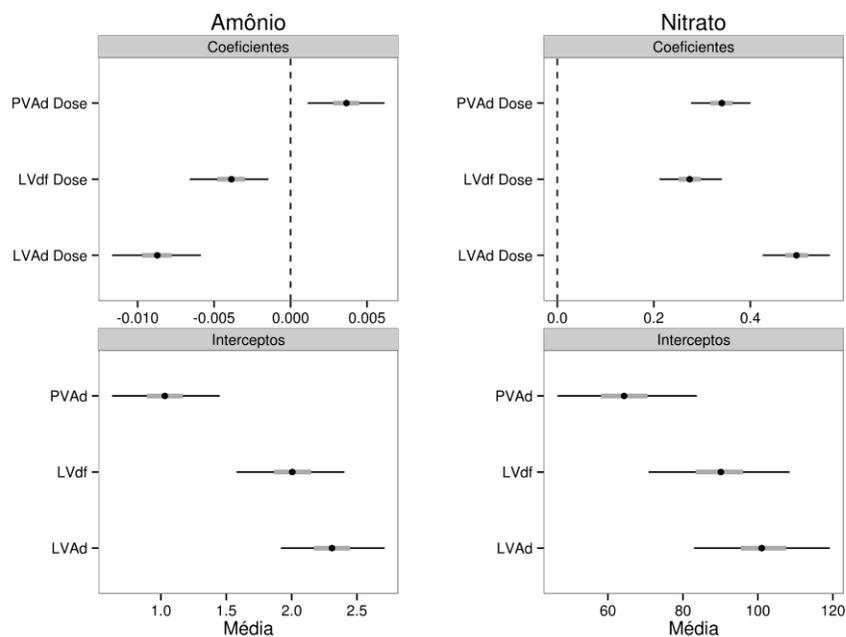


Figura 3 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear misto para amônio e nitrato ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se a estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

O cálcio e magnésio lixiviados diferiram significativamente para os solos e para as doses de lodo de esgoto em cada solo no período de 1 a 762 dias (Tabela 4), mas não diferiram entre os solos sem lodo de esgoto (Figura 4). Tanto o cálcio, quanto o magnésio, lixiviados, aumentaram com maior dose de lodo de esgoto. O elevado teor de alumínio trocável existente nos resíduos ( $11 \text{ mg kg}^{-1}$ ) pode ter favorecido a lixiviação de cálcio e magnésio, por ser preferencialmente adsorvido às cargas

superficiais dos coloides do solo e deslocar esses cátions mais hidratados e de menor valência para a solução do solo.

Paglia et al. (2006) também observaram que a aplicação de lodo de esgoto aumentou a concentração de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  no lixiviado, assim como Bertoncini e Mattiazzo (1999) que também identificaram a presença desses cátions na solução lixiviada. Segundo esses autores, provavelmente, a adsorção não-específica de íons bivalentes na superfície dos coloides do solo não foi suficiente para reter todos os cátions adicionados pelo calcário e/ou lodo de esgoto, justificando a lixiviação dos mesmos.

Esses dois cátions bivalentes formam complexos de esfera externa com os coloides do solo, fenômenos de superfície cujos íons solvatados se ligam com as cargas existentes nos coloides (SPOSITO, 1989). Nessa forma, eles estão no complexo de troca fracamente adsorvidos, podendo ser deslocados por outros cátions e, assim, ser lixiviados.

Tabela 4 Análise de variância do modelo linear misto com p-valor para os efeitos fixos de acordo com o teste de F baseado na aproximação de Sattethwaite e p-valor para os efeitos aleatórios baseado na razão de log-verossimilhança para cálcio e magnésio

	Cálcio			Magnésio		
<i>Efeitos fixos</i>						
Parâmetro	GL	Sq	p-valor	GL	Sq	p-valor
Solo	2	820874	<0,0001***	2	6039	<0,0001***
Dia	1	800838	<0,0001***	1	18173	<0,0001***
Bloco	2	705998	<0,0001***	2	37395	<0,0001***
Solo:Dose	3	3580135	<0,0001***	3	95873	<0,0001***
<i>Efeitos aleatórios</i>						
	Chi GL	Chi Sq	p-valor	Chi GL	Chi Sq	p-valor
(1   Dia)	1	117,7	<0,0001***	1	72,8	<0,0001***
R <sup>2</sup> marginal*		72,1%			68,6%	
R <sup>2</sup> condicional*		80,0%			74,4%	

\* Calculado de acordo com Nakagawa e Schielzeth (2013).

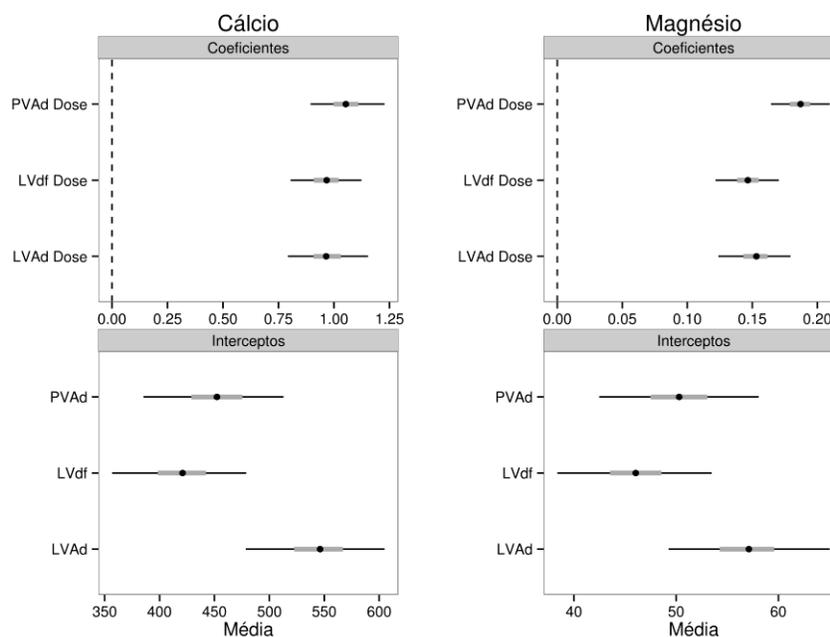


Figura 4 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear misto para cálcio e magnésio ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se a estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

O potássio lixiviado não diferiu significativamente para os solos, e diferiu para as doses de lodo de esgoto, em cada solo, no período de 1 a 762 dias (Tabela 5). O  $\text{K}^+$  lixiviado, cujo comportamento foi diferenciado entre os cátions avaliados, aumentou com a aplicação de dose de lodo de esgoto na solução lixiviada do LVdf e PVAd, mas não foi alterada no LVAd (Figura 5). Isso demonstra que, apesar da adição de potássio, via

lodo de esgoto, essa quantidade não foi suficiente para elevar o teor de elemento na forma trocável nesse solo.

O sulfato lixiviado diferiu significativamente para os solos e para as doses de lodo de esgoto em cada solo no período de 1 a 762 dias (Tabela 5). O sulfato lixiviado não diferiu entre os solos sem lodo de esgoto (Figura 5). O sulfato lixiviado aumentou com a aplicação de doses de lodo de esgoto nos solos.

A lixiviação de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{K}^+$  observadas neste estudo, pode estar associada à formação de pares iônicos neutros com o sulfato, como  $\text{K}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{CaSO}_4$  e  $\text{MgSO}_4$ . Estudos de Maria et al. (1993), Quaggio, Dechen e Rajj (1982) e Ramos et al. (2013) observaram a movimentação de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  no perfil de solos, para as camadas subsuperficiais, devido a gessagem. Entretanto, a lixiviação desses cátions nos solos não é observada em todos os trabalhos (PAVAN; BINGHAM; PRATT, 1984), visto que são íons que apresentam certa afinidade pelos colóides em função das suas cargas e raio iônico, sendo retidos em preferência a outros elementos, como o  $\text{K}^+$  e o  $\text{Na}^+$  (SPOSITO, 1989).

Tabela 5 Análise de variância do modelo linear misto com p-valor para os efeitos fixos de acordo com o teste de F baseado na aproximação de Sattethwaite e p-valor para os efeitos aleatórios baseado na razão de log-verossimilhança para potássio e sulfato

	Potássio			Sulfato		
<i>Efeitos fixos</i>						
Parâmetro	GL	Sq	p-valor	GL	Sq	p-valor
Solo	2	392	<0,0643 <sup>ns</sup>	2	9800362	<0,0001***
Dia	1	4730	<0,0001***	1	18712178	<0,0001***
Bloco	2	10559	<0,0001***	2	6828158	<0,0001***
Solo:Dose	3	13354	<0,0001***	3	100479277	<0,0001***
<i>Efeitos aleatórios</i>						
	Chi GL	Chi Sq	p-valor	Chi GL	Chi Sq	p-valor
(1   Dia)	1	52,2	<0,0001***	1	85,9	<0,0001***
R <sup>2</sup> marginal*		57,9%			69,5%	
R <sup>2</sup> condicional*		63,8%			76,0%	

\* Calculado de acordo com Nakagawa e Schielzeth (2013).

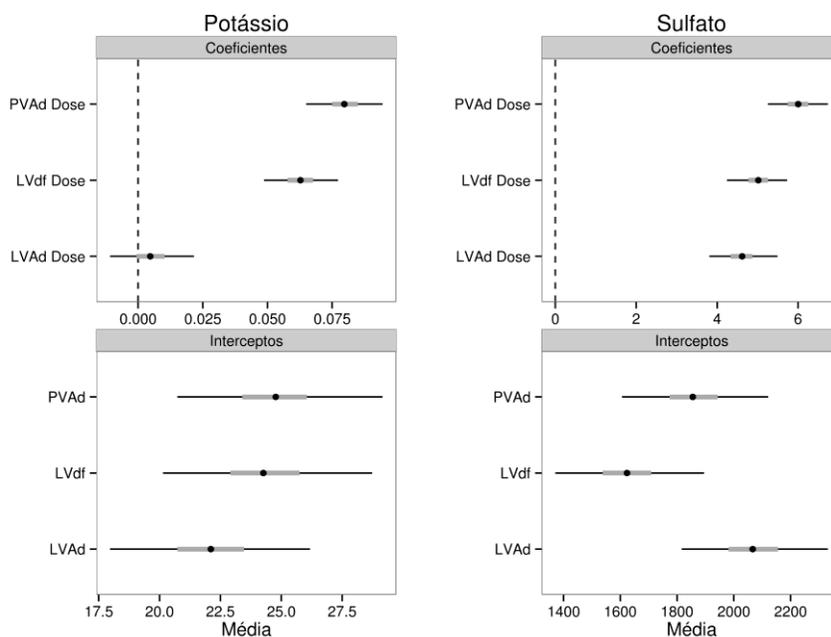


Figura 5 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear misto para potássio e sulfato ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se a estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

O sódio e cloreto lixiviados diferiram significativamente para os solos e para as doses de lodo de esgoto em cada solo no período de 1 a 762 dias (Tabela 6), mas não diferiram entre os solos sem lodo de esgoto (Figura 6). O sódio lixiviado aumentou com a aplicação das doses de lodo de esgoto, sendo que esse incremento tendeu a ser mais intenso no LVAd, seguido pelo PVAd e depois pelo LVdf. A lixiviação de sódio foi maior no LVAd devido a menor CTC potencial desse solo, e menor ligação do

Na<sup>+</sup> em relação aos outros íons Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e K<sup>+</sup>. O cloreto lixiviado nos solos estudados diminuiu com a aplicação da dose de lodo de esgoto, provavelmente, devido a aplicação de cloreto de potássio para suprir a necessidade do cafeeiro, quando a quantidade de potássio no lodo de esgoto não era suficiente.

Tabela 6 Análise de variância do modelo linear misto com p-valor para os efeitos fixos de acordo com o teste de F baseado na aproximação de Sattethwaite e p-valor para os efeitos aleatórios baseado na razão de log-verossimilhança para sódio e cloreto

	Sódio			Cloreto				
<i>Efeitos fixos</i>								
Parâmetro	GL	Sq	p-valor	GL	Sq	p-valor		
Solo	2	2868	<0,0001***	2	57202	<0,0001***		
Dia	1	8283	<0,0001***	1	138968	<0,0001***		
Bloco	2	7893	<0,0001***	2	21288	0,0002***		
Solo:Dose	3	29700	<0,0001***	3	147978	<0,0001***		
<i>Efeitos aleatórios</i>								
	Chi	GL	Chi Sq	p-valor	Chi	GL	Chi Sq	p-valor
(1   Dia)	1		173,1	<0,0001***	1		106,2	<0,0001***
R <sup>2</sup> marginal*			78,6%				68,2%	
R <sup>2</sup> condicional*			87,4%				76,4%	

\*Calculado de acordo com Nakagawa e Schielzeth (2013).

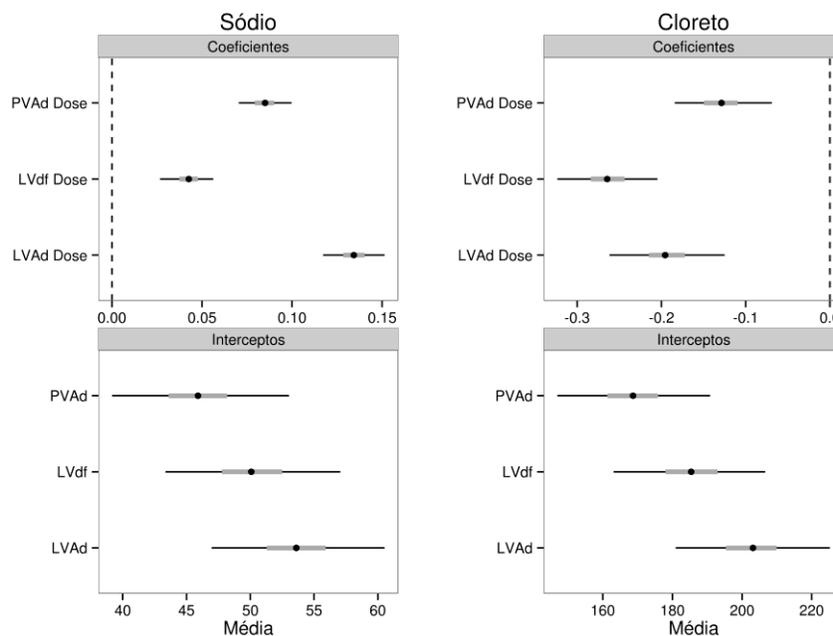


Figura 6 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear misto para sódio e cloreto ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se a estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

O cromo e chumbo lixiviado diferiram significativamente para os solos e para as doses de lodo de esgoto em cada solo no período de 1 a 762 dias (Tabela 7 e 8). Já o cádmio lixiviado não diferiu para os solos e diferiu para as doses de lodo de esgoto em cada solo no mesmo período (Tabela 7). Entretanto, o zinco lixiviado diferiu para os solos e não diferiu para as doses de lodo de esgoto em cada solo no período de 1 a 762 dias (Tabela 8). O cádmio, cromo e chumbo lixiviado aumentaram com a

aplicação das doses de lodo de esgoto no PVAd (Figura 7 e 8). A detecção de pequenas quantidades de cromo, cádmio, chumbo e zinco no lixiviado dos solos que não receberam lodo de esgoto, pode estar associada aos recipientes usados para coleta dos lixiviados, que foram de aço inox, os quais contêm traços desses elementos na sua composição. Além de que, os solos podem ter pequenas quantidades desses elementos, mesmo não sendo detectados os mesmos, por estarem abaixo do limite de detecção do método analítico utilizado, mas isto não significa que eles estivessem ausentes nesses solos.

Tabela 7 Análise de variância do modelo linear misto com p-valor para os efeitos fixos de acordo com o teste de F baseado na aproximação de Sattethwaite e p-valor para os efeitos aleatórios baseado na razão de log-verossimilhança para cádmio e cromo

	Cd			Cr				
<i>Efeitos fixos</i>								
Parâmetro	GL	Sq	p-valor	GL	Sq	p-valor		
Solo	2	17387	0,0699 <sup>ns</sup>	2	1607505	0,0123*		
Dia	1	112154	0,0011***	1	10025916	<0,0001***		
Bloco	2	11011	0,1843 <sup>ns</sup>	2	4961875	<0,0001***		
Solo:Dose	3	20513	0,0988 <sup>ns</sup>	3	12738494	<0,0001***		
<i>Efeitos aleatórios</i>								
	Chi	GL	Chi Sq	p-valor	Chi	GL	Chi Sq	p-valor
(1   Dia)	1		5,2	0,0226**	1		0,0	1 <sup>ns</sup>
R <sup>2</sup> marginal*			33,0%				36,4%	
R <sup>2</sup> condicional*			36,9%				36,4%	

\* Calculado de acordo com Nakagawa e Schielzeth (2013).

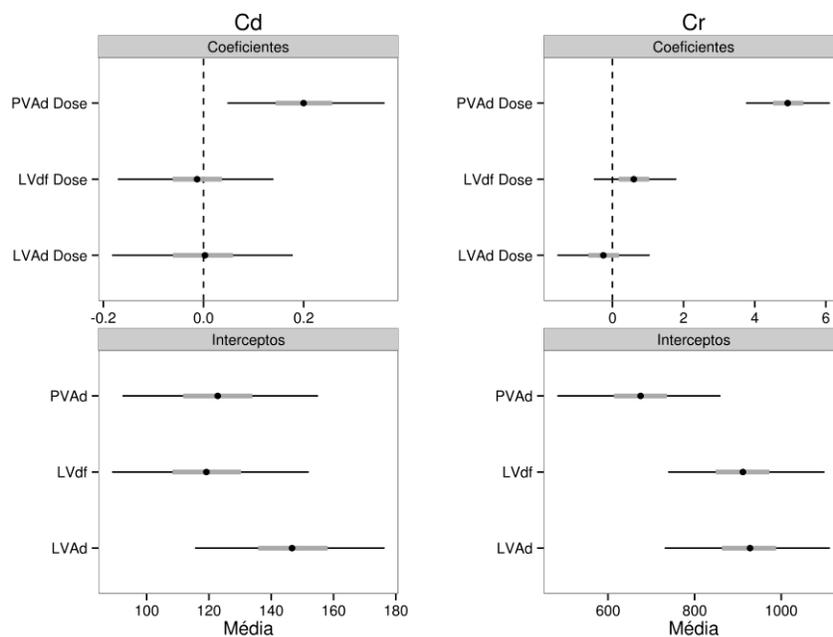


Figura 7 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear misto para cádmio e cromo ( $\text{mg ha}^{-1}$ ) no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se a estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

Tabela 8 Análise de variância do modelo linear misto com p-valor para os efeitos fixos de acordo com o teste de F baseado na aproximação de Sattethwaite e p-valor para os efeitos aleatórios baseado na razão de log-verossimilhança para chumbo e zinco

	Pb			Zn		
<i>Efeitos fixos</i>						
Parâmetro	GL	Sq	p-valor	GL	Sq	p-valor
Solo	2	21008165	0,0313*	2	6370691	0,0184*
Dia	1	6646155	0,1375 <sup>ns</sup>	1	25682485	<0,0001***
Bloco	2	60450413	<0,0001***	2	47517686	<0,0001***
Solo:Dose	3	196804035	<0,0001***	3	31953221	0,2581 <sup>ns</sup>
<i>Efeitos aleatórios</i>						
	Chi GL	Chi Sq	p-valor	Chi GL	Chi Sq	p-valor
(1   Dia)	1	0	1 <sup>ns</sup>	1	72,8	<0,0001***
R <sup>2</sup> marginal*		27,7%			31,8%	
R <sup>2</sup> condicional*		27,7%			31,8%	

\* Calculado de acordo com Nakagawa e Schielzeth (2013).

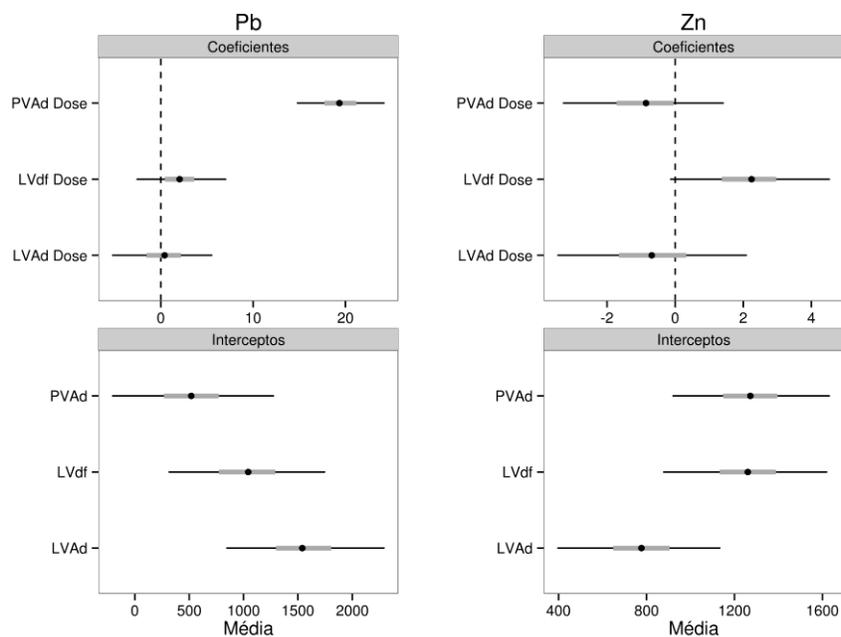


Figura 8 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear misto para chumbo e zinco ( $\text{mg ha}^{-1}$ ) no modelo predizendo os efeitos dos solos e das dose de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se a estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

O fósforo lixiviado não foi afetado diretamente pelos solos e doses do lodo de esgoto, ocorrendo de forma pontual no lixiviado, coincidentemente com os picos de maior precipitação. Os valores obtidos para fósforo no material lixiviado são muito baixos ( $< 0,39 \text{ kg ha}^{-1}$ ) (Tabela 9), indicando baixa mobilidade deste ânion nos solos estudados (BASSO et al., 2005; CHEN et al., 2003). Os baixos teores de lixiviação do fósforo (Tabela 10) estão associados ao tipo de ligação que este íon forma com os óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, minerais da fração

argila abundantes nos solos estudados, como evidencia a mineralogia mais oxídica (Tabela 2), isto é, o fosfato forma complexos de esfera interna com esses minerais, e ligações covalentes com sua superfície (SPOSITO, 1989). A formação desses complexos resulta na baixa mobilidade do ânion, que pode ser considerada insignificante (BASSO et al., 2005; CHEN et al., 2003).

Entretanto, a aplicação de lodo de esgoto teve uma tendência de diminuir essa ocorrência pontual de fosfato no lixiviado, isso foi porque o lodo de esgoto diminuiu o pH dos solos e, conseqüentemente, aumentou o teor de alumínio trocável, o qual pode precipitar com o íon fosfato, e aumentando com isso a fixação de fosfato.

Tabela 9 Quantidade total de nutrientes e elementos-traço lixiviados nos solos tratados com lodo de esgoto e cultivados com cafeeiro

Solo	Dose <sup>1</sup> Mg ha <sup>-1</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Na <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	Zn <sup>2+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Cd	Cr	Pb
		kg ha <sup>-1</sup>										mg ha <sup>-1</sup>		
LVAd <sup>2</sup>	0	82,9	508,7	56,3	26,5	1788,0	48,1	264,9	476,1	2,09	0,37	110,4	543,8	738,3
	49	134,2	547,7	56,2	16,5	2105,4	60,8	204,8	1471,6	1,55	0,07	117,3	634,9	451,9
	100	106,6	574,2	68,2	20,5	2176,4	68,1	184,6	319,1	0,04	0,07	147,7	671,5	1620,6
	198	222,8	781,3	96,6	22,3	2176,0	95,4	136,7	968,1	0,02	0,00	136,2	561,2	534,2
LVdf <sup>3</sup>	0	35,9	336,9	32,9	19,2	997,4	45,3	230,3	1304,9	0,07	0,28	89,1	696,7	21,7
	49	85,9	338,3	37,1	27,4	1341,8	45,2	149,6	1087,1	2,72	0,39	87,1	584,2	75,2
	100	120,6	421,4	47,5	35,6	1679,7	47,4	111,6	1375,1	0,00	0,10	65,8	531,1	711,1
	198	107,7	593,3	80,3	35,8	2693,5	66,5	83,2	2012,4	0,10	0,06	109,9	941,2	383,6
PVAd <sup>4</sup>	0	55,6	431,7	58,9	33,0	1753,5	46,2	233,6	2346,4	0,00	0,39	151,0	768,8	1544,3
	49	37,1	388,5	41,8	20,7	1643,0	42,5	149,7	894,8	0,05	0,04	160,9	575,1	893,2
	100	56,9	369,9	47,4	22,9	1665,4	40,4	98,0	1329,7	0,62	0,00	137,2	621,5	578,0
	198	119,5	691,3	113,4	49,5	3640,6	79,3	132,0	1956,2	2,64	0,09	245,2	1688,5	4798,9

<sup>1</sup>Dose acumulada de lodo de esgoto; <sup>2</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico; <sup>3</sup>Latossolo Vermelho Distroférico; <sup>4</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico.

Tabela 10 Teores máximos de nutrientes e elementos-traço lixiviados nos solos tratados com lodo de esgoto e cultivados com cafeeiro

Solo	Dose <sup>1</sup> Mg ha <sup>-1</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Na <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	Zn <sup>2+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Cd	Cr	Pb
		----- mg L <sup>-1</sup> -----										----- µg L <sup>-1</sup> -----		
LVAd <sup>2</sup>	0	165,8	137,7	17,1	12,4	525,6	11,8	168,3	5,9	21,1	0,9	2,0	8,6	22,0
	49	119,3	174,8	20,0	5,2	595,7	20,4	129,2	55,0	49,0	0,6	1,8	12,9	15,3
	100	142,3	231,5	27,9	6,8	889,6	21,3	207,0	11,8	1,8	0,5	3,5	6,7	69,4
	198	116,2	278,6	30,4	15,9	1074,2	30,3	73,1	13,5	0,3	0,0	1,8	4,1	14,6
LVdf <sup>3</sup>	0	28,3	109,1	13,8	7,6	412,4	20,5	208,9	22,3	0,6	0,8	1,7	20,2	2,5
	49	56,1	121,8	16,2	16,3	449,4	19,4	182,5	27,2	6,8	0,6	2,9	24,2	4,1
	100	198,3	298,1	45,2	32,5	1210,3	21,0	114,1	45,7	0,0	0,5	2,0	7,3	32,9
	198	253,7	338,4	61,4	34,5	1403,8	37,9	132,0	24,1	6,5	0,6	2,4	11,0	19,0
PVAd <sup>4</sup>	0	76,4	262,5	78,2	17,4	1213,3	17,5	338,2	33,3	0,0	0,6	2,9	19,8	52,9
	49	61,4	218,9	151,6	14,4	946,8	47,1	568,0	19,6	5,7	42,3	3,7	7,6	34,2
	100	108,2	318,7	323,9	31,4	1879,8	113,0	733,3	19,9	5,5	0,0	2,5	714,2	61,2
	198	108,4	271,7	82,8	28,5	1236,3	32,0	118,4	24,7	12,5	0,4	3,5	60,7	242,0

<sup>1</sup>Dose acumulada de lodo de esgoto; <sup>2</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico; <sup>3</sup>Latossolo Vermelho Distroférico; <sup>4</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico.

#### **4 CONCLUSÕES**

O lodo de esgoto aumentou as quantidades de nitrato, sódio, cálcio, magnésio, potássio e sulfato lixiviados nos solos estudados.

Não há efeito da dose de lodo de esgoto nas quantidades de cádmio, cromo e chumbo no lixiviado do LVAd e LVdf, mas aumentou as quantidades dos mesmos no lixiviado do PVAd.

#### **AGRADECIMENTOS**

À CAPES, CNPq, FAPEMIG e INCT-CAFÉ, pelo suporte financeiro concedido ao projeto, e a bolsa do doutorado concedida ao primeiro autor deste trabalho, e à Opersan Serviços Ambientais, pelo fornecimento do lodo de esgoto.

**Leaching of nutrients and trace elements in soils cultivated with coffee, under the effect of successive applications of sewage sludge**

**ABSTRACT**

The use of sewage sludge in agriculture has benefits such as the incorporation of nutrients and the improvement of physical and chemical soil properties, in addition to allowing the recycling of this byproduct of sewage treatment, of which the amount tends to increase in large scale. However, we cannot underestimate the possibility of nutrient and trace element leaching and contamination of water resources at the locations in which this residue is applied. Therefore, there is the need for more information on this subject, in acid soils under tropical climate. Therefore, the objective of this study was to evaluate the leaching of ammonium, nitrate, sodium, potassium, calcium, magnesium, sulfate, chloride, phosphate, cadmium, chromium, lead and zinc in dystrophic Yellow-Red Latosol (YRL), dystroferric Red Latosol (RL) and dystrophic Yellow-Red Argisol (YRA) cultivated with coffee, under the effect of successive applications of sewage sludge. The experiment was conducted on a set of lysimeters containing undisturbed material of the aforementioned soils. The application of sewage sludge increased the amounts of nitrate, calcium, magnesium, potassium and sulfate leachate in the studied soils. There was no effect of sewage sludge doses over the amounts of cadmium, chromium and lead in the leachate of YRL and RL, but there was effect of sewage sludge doses over the amount of the same trace elements in the leached of YRA.

Keywords: Organic residue. Ammonium. Nitrate. Phosphate.

## REFERÊNCIAS

AMARAL, A. S. et al. Movimentação de partículas de calcário no perfil de um cambissolo em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 2, p. 359-367, mar./abr. 2004.

BAR-YOSEF, B. Fertilization under drip irrigation. In: PALGRAVE, D. A. (Ed.). **Fluid fertilizer, science and technology**. New York: M. Dekker, 1991. v. 1, 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.

BERTON, R. S. et al. Peletização do lodo de esgoto e adição de  $\text{CaCO}_3$  na produção de matéria seca e absorção de Zn, Cu e Ni pelo milho em três latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 21, n. 4, p. 685-691, 1997.

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

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

BOEIRA, R. C. Lixiviação de nitrogênio em Latossolo incubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, n. 4, p. 947-958, 2009.

CHIARADIA, J. J. et al. Produtividade e nutrição de mamona cultivada em área de reforma de canavial tratada com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, n. 3, p. 701-709, 2009.

COOKE, C. M. et al. Effect of drying and composting biosolids on movement of nitrate and phosphate through repacked soil columns under steady-state hydrological conditions. **Chemosphere**, Oxford, v. 44, n. 44, p. 757-804, 2001.

CORRÊA, J. C. et al. Aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário na cultura da soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, n. 9, p. 1209-1219, set. 2008.

COSTA, A. L. et al. Lixiviação de nitrogênio e fósforo em solos tratados com lodo de esgoto e água residuária de suinocultura. **Amazon Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, Manaus, v. 57, n. 4, p. 396-406, 2014.

CHEN, Y. X. et al. Phosphorus and copper leaching from dredged sediment applied on a sandy loam soil: column study. **Chemosphere**, Oxford, v. 53, n. 9, p. 1179-1187, 2003.

DONAGEMA, G. K. et al. (Org.). **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2011. 230 p.

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

ERNANI, P. R.; RIBEIRO, M. S.; BAYER, C. Modificações químicas em solos ácidos ocasionadas pelo método de aplicação de corretivos da acidez e de gesso agrícola. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 58, n. 4, p. 825-831, 2001.

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

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

HUE, N. V. Sewage sludge. In: RECHCIGL, J. E. (Ed.). **Soil amendments and environmental quality**. Boca Raton: Lewis, 1995. p. 199-247.

LUCHESE, A. V.; COSTA, A. C. S.; SOUZA JÚNIOR, I. G. Lixiviação de íons após a aplicação de resíduos orgânicos de uma indústria farmoquímica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 2, p. 189-199, 2008.

MARIA, I. C. de et al. Efeito da adição de diferentes fontes de cálcio no movimento de cátions em colunas de solo. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 50, n. 1, p. 87-98, 1993.

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.

NAKAGAWA, S.; SCHIELZETH, H. A general and simple method for obtaining R<sup>2</sup> from generalized linear mixed-effects models. **Methods in Ecology and Evolution**, London, v. 4, n. 2, p. 133-142, 2013.

PAGLIA, E. C. et al. Effect of potassium on the leaching of chemical species in a soil treated with sewage sludge. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 49, n. 3, p. 375-383, 2006.

PAVAN, M. A.; BINGHAM, F. T.; PRATT, P. F. Redistribution of exchangeable calcium, magnesium, and aluminum following lime or gypsum applications to a Brazilian oxisol. **Soil Science Society of America Journal**, Fayetteville, v. 48, n. 1, p. 33-38, 1984.

PAVAN, M. A.; BINGHAM, F. T.; PRATT, P. F. Toxicity of aluminum to coffee in ultisols and oxisols amended with CaCO<sub>3</sub>, MgCO<sub>3</sub>, and CaSO<sub>4</sub>·2H<sub>2</sub>O. **Soil Science Society of America Journal**, Fayetteville, v. 46, n. 6, p. 1201-1207, 1982.

QUAGGIO, J. A.; DECHEN, A. R.; RAIJ, B. van. Efeitos da aplicação de calcário e gesso sobre a produção de amendoim e lixiviação de bases no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 6, n. 3, p. 189-194, 1982.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2014. Disponível em: <<http://www.R-project.org>><http://www.R-project.org>>. Acesso em: 1 dez. 2014.

RAMOS, B. Z. et al. Doses de gesso em cafeeiro: influência nos teores de cálcio, magnésio, potássio e ph na solução de um latossolo vermelho distrófico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 37, n. 4, p. 1018-1026, 2013.

RESENDE, M.; SANTANA, D. P. Uso das relações  $K_i$  e  $K_r$  na estimativa da mineralogia para classificação dos latossolos. In: REUNIÃO DE CLASSIFICAÇÃO, CORRELAÇÃO DE SOLOS E INTERPRETAÇÃO DE APTIDÃO AGRÍCOLA, 3., 1988, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1988. (Documentos SNLCS, 12).

ROS, C. O. da et al. Lodo de esgoto: efeito imediato no milho e residual na associação aveia preta-ervilhaca. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 17, n. 1, p. 257-261, 1993.

SHUMAN, L. M. Phosphorus and nitrate nitrogen in runoff following fertilizer application to turfgrass. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 31, n. 5, p. 1710-1715, 2002.

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

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. Oxford: Oxford University, 1989. 277 p.

TABATABAI, M. A.; CHAE, Y. M. Mineralization of sulfur in soils amended with organic wastes. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 20, n. 3, p. 684-690, 1991.

TACKETT, S. L.; WINTERS, E. R.; PUZ, M. J. Leaching of heavy metals from composted sewage sludge as a function of pH. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 66, n. 1, p. 763-765, 1986.

TERRY, R. E.; NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Nitrogen transformation in sewage sludge-amended soils as affected by soil environmental factors. **Soil Science Society of America Journal**, Fayetteville, v. 45, n. 3, p. 506-513, 1981.

WELCH, J. E.; LUND, L. J. Zinc movement in sewage-sludge-treated soils as influenced by soil properties, irrigation water quality, and soil moisture level. **Soil Science**, Baltimore, v. 147, n. 3, p. 208-214, 1989.

**ARTIGO 4 Lixiviação de tiametoxam em solos cultivados com cafeeiro,  
sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto**

Alisson Lucrécio da Costa<sup>1</sup>

Ciro Augusto de Souza Magalhães<sup>2</sup>

Carlos Alberto Silva<sup>3</sup>

José Maria de Lima<sup>4</sup>

**Artigo formatado de acordo com a NBR 6022 (ABNT, 2003),  
conforme exigido pela UFLA.**

---

<sup>1</sup> Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200- 000, Lavras, MG, Brasil. Autor correspondente: alissonluc@gmail.com

<sup>2</sup> Embrapa Agrossilvipastoril, Rodovia MT 222, km 2,5. Caixa Posta 343. Sinop, MT, Brasil.

<sup>3</sup> Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200- 000, Lavras, MG, Brasil.

<sup>4</sup> Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200- 000, Lavras, MG, Brasil.

## RESUMO

O lodo de esgoto é aplicado em solos para reutilização desse subproduto, proporcionando benefícios, como a ciclagem de nutrientes e a diminuição nos custos de produção. Entretanto, caso a aplicação desse resíduo ocorra juntamente com pesticidas, esse pode interferir na sorção ou até mesmo aumentar o carreamento de moléculas de pesticidas no perfil do solo. Diante disto, o objetivo deste estudo foi avaliar a lixiviação de tiametoxam em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) cultivados com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto. O experimento foi realizado em um conjunto de lisímetros, contendo material indeformado dos solos mencionados. O inseticida tiametoxam mostrou-se altamente lixiviável nos solos estudados, mantidos com cafeeiro e sob chuva natural. A aplicação do tiametoxam nesses solos resultou na lixiviação de quantidades expressivas do composto abaixo de 0,90 m e, portanto, em condições práticas de uso do tiametoxam nos solos estudados. Os riscos de contaminação do lençol freático com resíduos deste composto são elevados. A aplicação de lodo de esgoto no LVdf e PVAd aumentou a quantidade de tiametoxam lixiviado.

Palavras-Chave: Resíduo orgânico. Carbono orgânico dissolvido. Inseticida. Pesticida.

## 1 INTRODUÇÃO

A aplicação de lodo de esgoto em solo agrícola como adubo orgânico, tem sido proposta como alternativa de baixo custo para reciclagem desse resíduo e dos nutrientes presentes no mesmo (BETTIOL; CAMARGO, 2006; CELLS; BARRIUSO; HOUOR, 1998). O lodo de esgoto no solo melhora as suas propriedades físicas e químicas, como a agregação, a capacidade de retenção de água, a capacidade de troca de cátions e o teor de matéria orgânica, bem como a disponibilidade de nutrientes para as plantas (CELLS; BARRIUSO; HOUOR, 1998).

Entretanto, há um alto grau de incerteza relativa a magnitude em que essa prática pode comprometer a qualidade do solo, das águas superficiais e subterrâneas e produção agrícola. O lodo de esgoto proporciona um desbalanço de nutrientes, organismos patogênicos, elevadas concentrações de sais solúveis e elementos-traço. Com isso, a aplicação contínua desse resíduo no solo pode contaminar as águas subterrâneas e os rios, por meio de nitrato e elementos-traço (ANDRADE; MATTIAZZO, 2000; BETTIOL; CAMARGO, 2006). Além disso, o lodo de esgoto pode também alterar o comportamento ambiental de outros compostos orgânicos poluentes, aplicados na agricultura, tais como os pesticidas (CELLS; BARRIUSO; HOUOR, 1998).

Em geral, a intensidade desses efeitos está relacionada a composição química do lodo de esgoto, à mineralogia, textura e estrutura do solo, às características das moléculas dos pesticidas e às práticas de manejo e preparo do solo. O destino de pesticidas no solo pode ser muito

influenciado pela aplicação de lodo de esgoto ou outra fonte exógena de matéria orgânica, isso, porque essa prática aumenta o teor de matéria orgânica do solo, um componente importante na sorção, transformação e transporte de muitos poluentes orgânicos no solo (BARRIUSO; BAER; CALVET, 1992; CARON; SUFFET; BELTON, 1985; CELLS; BARRIUSO; HOUOT, 1998).

A priori, a sorção de pesticidas no solo aumentado com a aplicação de resíduos orgânicos (BARRIUSO; HOUOT; SERRA-WITTLING, 1997; BELLIN; O'CONNOR, 1990) devido, principalmente, a elevada capacidade de sorção da matéria orgânica insolúvel adicionada (BUSINELL, 1997). Entretanto, a matéria orgânica dissolvida, produzida por esses resíduos orgânicos adicionados ao solo, tem mostrado afetar a sorção de pesticidas (BARRIUSO; BAER; CALVET, 1992; CARON; SUFFET; BELTON, 1985; CELLS; BARRIUSO; HOUOT, 1998), principalmente, quando as moléculas desses pesticidas forem não-iônicas (BARRIUSO; BAER; CALVET, 1992).

O inseticida tiametoxam é um neonicotinoide introduzido no Brasil para o controle de pragas em várias culturas, especialmente do cafeeiro. O uso deste inseticida em lavouras cafeeiras tem aumentado rapidamente, de modo que, dependendo das condições do solo, há o risco de contaminação de água subterrânea, pois sua molécula apresenta baixa retenção pelas partículas do solo (URZEDO et al., 2006). O tiametoxam apresenta caráter apolar, com isso, sua aplicação junto com lodo de esgoto pode reduzir ainda mais a sorção da molécula, elevando sua lixiviação para as águas subterrâneas.

O objetivo deste estudo foi avaliar a lixiviação de tiametoxam em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, Latossolo Vermelho distroférico e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, cultivados com cafeeiro, sob efeito do uso sucessivo de lodo de esgoto.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado em um conjunto de 36 lisímetros de drenagem, com 0,9 m de profundidade e 1 m de diâmetro, entre os anos de 2009 e 2013. Esses lisímetros (colunas) contém material com estrutura indeformada de Latossolo Vermelho distroférico (LVdf), Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd).

Antes da implantação das mudas de cafeeiro, a área experimental (colunas) foi cultivada com feijoeiro e milho. O feijoeiro foi plantado no final de junho e colhido no final de outubro de 2009. O milho foi plantado no final de novembro de 2009 e colhido no final de março de 2010. O transplântio das mudas do cafeeiro ocorreu no final de dezembro de 2009, ainda com o milho a ser colhido, o que contribuiu para diminuir a intensidade luminosa e prejuízo para as mudas do cafeeiro.

Amostras de solo foram coletadas, antes do plantio do feijoeiro, nas camadas de 0-20 e 40-60 cm, para a realização de análises físicas, químicas e mineralógicas (DONAGEMA et al., 2011). Os resultados são apresentados nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1 Atributos químicos das camadas de 0-20 cm e de 20-40 cm dos solos utilizados no experimento

Solo	pH	Ca	Mg	Al	t <sup>1</sup>	T <sup>2</sup>	V <sup>3</sup>	CO <sup>4</sup>	P	K	Cu	Fe	Mn	Zn
	água	----- cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----			-----	%	g dm <sup>-3</sup>	----- mg dm <sup>-3</sup> -----						
0-20 cm														
LVAd <sup>5</sup>	5,5	1,8	0,3	0,2	2,5	5,5	41,8	10,2	0,8	70	1,5	96,0	24,0	4,0
LVdf <sup>6</sup>	5,5	1,3	0,3	0,1	1,8	6,0	28,8	11,6	2,2	43	2,7	47,0	9,6	4,8
PVAd <sup>7</sup>	4,8	0,2	0,1	1,1	1,5	8,3	4,8	11,6	1,1	23	0,7	72,0	7,6	4,2
20-40 cm														
LVAd	5,6	1,2	0,2	0,4	1,9	4,2	36,6	5,8	0,7	44	1,6	102,0	13,9	0,7
LVdf	5,2	0,1	0,1	0,5	0,7	5,8	3,6	10,7	0,6	12	3,3	38,9	2,6	0,7
PVAd	4,5	0,1	0,1	1,3	1,5	7,7	2,6	8,7	0,9	16	0,7	72,4	5,2	1,7

<sup>1</sup>Capacidade de troca de catiônica efetiva; <sup>2</sup>Capacidade de troca catiônica a pH 7,0; <sup>3</sup>Índice de saturação por bases; <sup>4</sup>Carbono orgânico; <sup>5</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; <sup>6</sup>Latossolo Vermelho distroférico; <sup>7</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico.

Tabela 2 Atributos físicos e mineralógicos das camadas de 0-20 e 40-60 cm dos solos utilizados no experimento

Solos	Areia	Silte	Argila	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ki <sup>1</sup>	Kr <sup>2</sup>	Minera- logia
	----- dag kg <sup>-1</sup> -----			----- g kg <sup>-1</sup> -----					
	0-20 cm								
LVA <sup>5</sup>	52	10	38	137,6	203,9	53,9	1,16	0,99	CNS
LVdf <sup>6</sup>	24	7	69	129,8	319,1	171,8	0,70	0,52	GS
PVAd <sup>7</sup>	47	20	33	195,0	175,0	59,0	1,89	1,56	CNS
	40-60 cm								
LVAd	32	5	63	197,0	270,0	95,0	1,24	1,01	CNS
LVdf	15	9	76	169,0	274,0	285,0	1,05	0,63	CS
PVAd	31	18	52	238,0	247,0	76,0	1,64	1,37	CNS

<sup>1</sup>Ki = 1,7(%SiO<sub>2</sub>)/(%Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>); <sup>2</sup>Kr = 1,7(%SiO<sub>2</sub>)/[%Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> + 0,64(%Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>)]; <sup>3</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; <sup>4</sup>Latossolo Vermelho distroférico; <sup>7</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico. CNS: caulínítico não-sesquioxídico; GS: Gibsítico sesquioxídico; CS; Caulínítico sesquioxídico (RESENDE; SANTANA, 1988).

Calagem e fosfatagem corretiva foram realizadas baseadas nos resultados das análises químicas realizadas em 15 de abril de 2009 e 8 de maio de 2009, em todos os lisímetros. A quantidade de calcário foi calculada pelo método de saturação por bases, para elevá-la a 70%. Assim, as quantidades adicionadas de calcário (36% de CaO, 14% de MgO e PRNT igual a 95%) foram 1,6; 2,6 e 5,7 Mg ha<sup>-1</sup> para o LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente. Já a quantidade de fósforo adicionada correspondeu a 2,0 Mg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, via superfosfato simples, em todos os solos. Em 21 de novembro de 2011 foi realizada uma segunda calagem, sendo as quantidades de calcário aplicadas 2,7; 3,3 e 0,5 Mg ha<sup>-1</sup> para o LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente.

As doses de lodo de esgoto foram determinadas de acordo com o teor de nitrogênio total (N), amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) presentes no produto, e a necessidade de nitrogênio do cafeeiro. A dose D3 correspondeu a exigência total de N para cultura, e as doses D0, D1 e D2 foram, respectivamente, 0, ¼ e ½ da dose D3. O lodo de esgoto foi aplicado sete meses antes do transplântio das mudas do cafeeiro “Mundo Novo 379/19” (primeira aplicação), nas doses de 0, 11, 22 e 44 Mg ha<sup>-1</sup>, quatro meses após o transplântio das mudas do cafeeiro (segunda aplicação), o lodo foi reaplicado nas doses de 0, 8, 16 e 32 Mg ha<sup>-1</sup> e, no 1º e 2º ano pós plantio (terceira e quarta aplicação), nas doses de 0, 15, 31 e 61 Mg ha<sup>-1</sup>. As aplicações do lodo de esgoto foram em 15 de maio de 2009, 16 de abril de 2010, 14 de abril de 2011 e 28 de abril de 2012, respectivamente.

O lodo de esgoto foi distribuído em área total na superfície do solo de cada coluna, e incorporado nos primeiros 10 cm, evitando-se o

revolvimento do solo nas camadas mais profundas. Considerando-se o teor de N encontrado no lodo e 28% de taxa de mineralização de N em  $\text{kg ha}^{-1}$  no primeiro ano após a aplicação (CHIARADIA et al., 2009), a quantidade de N potencialmente mineralizável em um ano equivale a 6,26 x dose de lodo de esgoto em  $\text{Mg ha}^{-1}$ . A quantidade de  $\text{K}_2\text{O}$  em  $\text{kg ha}^{-1}$  fornecida pelo lodo de esgoto é igual a 4,23 x dose de lodo de esgoto em  $\text{Mg ha}^{-1}$ .

O lodo de esgoto é proveniente da Estação de Tratamento de Jundiaí, SP, onde recebe predominantemente esgotos domésticos. Esse material passou por um processo de compostagem, com aproximadamente 90 dias de duração e apresentava teores de N = 22,3; P = 4,0; K = 4,0; Ca = 23,4; Mg = 1,9; S = 6,2; Na = 2,0; Fe = 11,1; Zn = 1,3  $\text{g kg}^{-1}$  e Al = 11,5; B = 4,3; Cu = 175; Mn = 247; Cd = 6; Cr = 179; Pb = 122  $\text{mg kg}^{-1}$ , carbono orgânico (CO) = 226  $\text{g kg}^{-1}$  e pH em água de 5,5, conforme Higashikawa, Silva e Bettioli (2010).

Sulfato de amônio foi adicionado em cada lisímetro, na primeira aplicação de lodo de esgoto e quatro meses depois, nas doses de 188 e 97  $\text{kg ha}^{-1}$ . Cloreto de potássio também foi adicionado em cada lisímetro, na primeira aplicação conforme a dose de lodo de esgoto, sendo 177, 132, 87 e 0  $\text{kg ha}^{-1}$  para as doses 0; 11; 22 e 44  $\text{Mg ha}^{-1}$ . Cinco meses depois da primeira aplicação de lodo de esgoto, foi adicionado o sulfato de amônio, conforme as doses de lodo aplicadas, sendo 570; 430; 145 e 0  $\text{kg ha}^{-1}$  para as doses 0; 11; 22 e 44  $\text{Mg ha}^{-1}$ , respectivamente. Nessa mesma época, o cloreto de potássio também foi adicionado em cada lisímetro na dose de 69  $\text{kg ha}^{-1}$ . Na terceira e quarta aplicação de lodo de esgoto foi adicionado o sulfato de amônio, conforme as doses de lodo aplicadas, sendo 1.819,

1.364, 909 e 0 kg ha<sup>-1</sup> para as doses 0, 15, 31 e 61 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente. O cloreto de potássio também foi adicionado em cada lisímetro, conforme a dose de lodo de esgoto, sendo 670, 556, 442 e 214 kg ha<sup>-1</sup> para as doses 0, 15, 31 e 61 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

Para avaliação da lixiviação, a precipitação foi medida automaticamente por meio de estação, além da irrigação e evapotranspiração de referência diária, registrada durante a condução do experimento de 1/1/2011 a 31/1/2013.

O inseticida tiametoxam foi aplicado na proximidade do caule do cafeeiro na dose de 125 mg de ingrediente ativo em cada lisímetro, diluídos em 50 mL de água, 3 meses após o plantio e 200 mg diluído em 50 mL, no 1º e 2º ano pós plantio, que corresponde respectivamente a 1,25 e 2,0 kg de Actara® por hectare para população de 2,5 mil plantas de cafeeiro.

O lixiviado foi coletado em recipientes de aço inox, retirado uma amostra semanalmente e analisada a concentração do inseticida tiametoxam e carbono orgânico dissolvido.

A concentração de tiametoxam no lixiviado foi determinada utilizando HPLC, HP série 1100, operando com detector ultravioleta, comprimento de onda de 255 nm. A coluna utilizada foi uma Ascentis C18 (250x4,6mm; 5µm). A fase móvel utilizada foi acetonitrila: água ultra pura, na proporção 80:20 V/V, com fluxo de 1,0 mL min<sup>-1</sup> e volume de injeção de 100 µL.

A concentração de carbono orgânico dissolvido no lixiviado foi determinada no analisador de carbono da Marca Elementar, modelo Vario TOC Cube.

## **2.1 Análises Estatísticas**

Os dados foram analisados via modelo linear misto, considerando como efeito aleatório as amostragens no tempo (dias) e efeitos fixos, os solos, as doses dentro de cada solo, os blocos e os dias de amostragem e a estimação pelo método máxima verossimilhança restrita (REML). Todas as análises foram realizadas no ambiente de programação R 3.0.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014), utilizando os pacotes lmer, arm e ggplot2.

### **3 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

A precipitação pluvial registrada, irrigação aplicada e evapotranspiração de referência, estimada pelo método Penman-Monteith FAO, e a água lixiviada durante o período de condução do experimento de 1 de janeiro de 2011 a 31 de janeiro de 2013, são apresentadas nas Figuras 1 e 2.

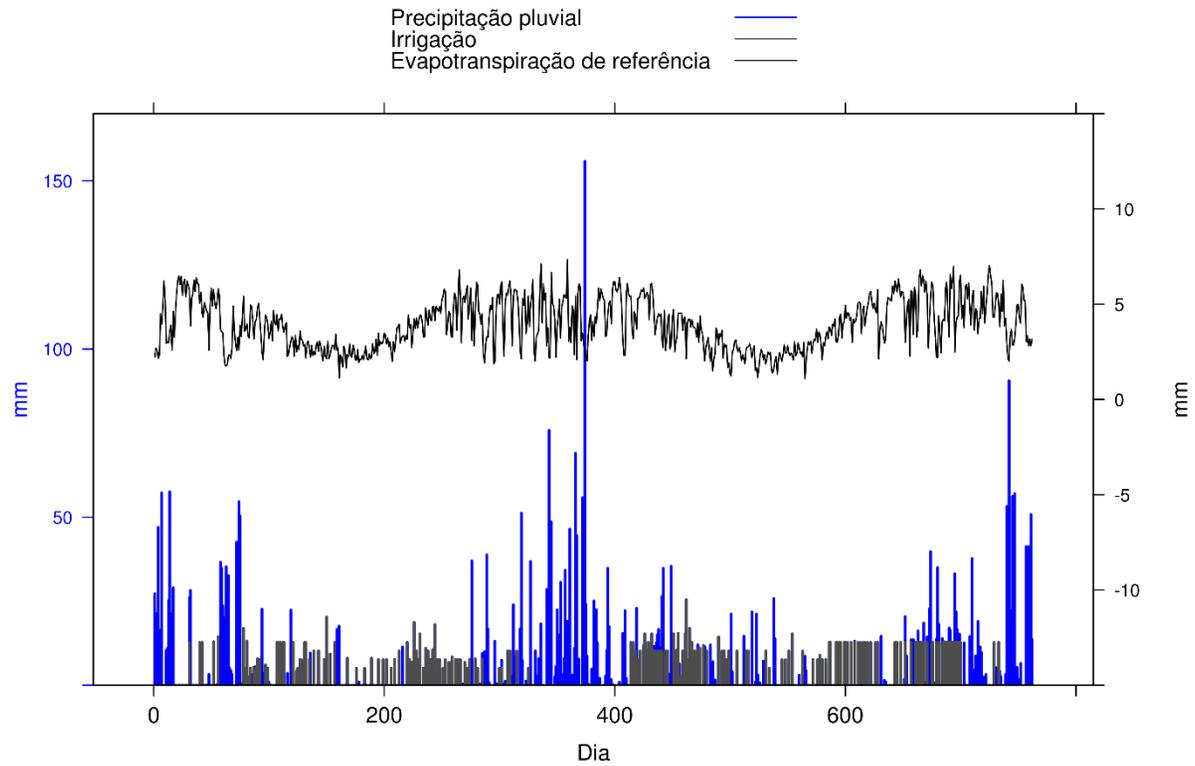


Figura 1 Precipitação pluvial, irrigação e evapotranspiração de referência diária registrada durante a condução do experimento de 1/1/2011 a 31/1/2013

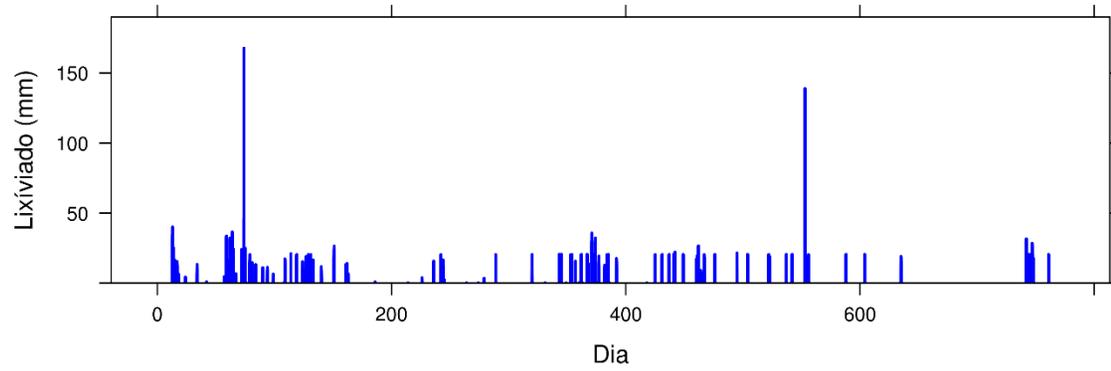


Figura 2 Lâmina de água lixiviada diária registrada durante a condução do experimento

O tiametoxam lixiviado diferiu significativamente para os solos e para as doses de lodo de esgoto em cada solo no período de 1 a 762 dias (Tabela 3). O tiametoxam lixiviado não diferiram entre os solos sem lodo de esgoto, uma vez que os intervalos de confiança dos interceptos que relacionam os solos se sobrepõem (Figura 3). O tiametoxam lixiviado no solo LVdf e PVAd aumentaram com a aplicação da dose de lodo de esgoto, sendo esse aumento mais intenso no PVAd, enquanto no LVAd, não houve efeito da dose de lodo de esgoto, uma vez que os coeficientes que relacionam a dose de lodo de esgoto com a lixiviação de tiametoxam, foram significativos e positivos para LVdf e PVAd.

O aumento da lixiviação de tiametoxam no PVAd e LVdf pode ter sido decorrente da redução da sorção do composto nesses solos. Magalhães et al. (2012) estudando a sorção do tiametoxam em amostras do horizonte A destes solos, observaram uma redução na sorção no LVdf, representada pela redução na constante de Freundlich ( $K_f$ ) com o aumento da dose de lodo de esgoto nesse solo e a não alteração do coeficiente de linearidade ( $1/n$ ) com as doses do mesmo. Esses autores, ainda observaram que no PVAd, mesmo a dose de lodo esgoto proporcionando um aumento na  $K_f$ , as doses do mesmo reduziram o parâmetro  $1/n$ , então, isso representa uma redução da sorção, devido a diminuição da disponibilidade de sítios de sorção em maiores concentrações do tiametoxam na solução, o que reflete em maior lixiviação nesses solos. Esses mesmo autores também observam que entre a menor e maior dose de lodo de esgoto aplicada no LVAd, não apresentaram diferenças na sorção do tiametoxam para esse solo.

A matéria orgânica é a responsável pela retenção de agrotóxicos em solos (MAGALHÃES et al., 2012; URZEDO et al., 2006), porém, 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 agrotóxicos no solo.

Os resultados obtidos neste trabalho mostraram elevada lixiviação do tiametoxam nos solos estudados, com a aplicação do produto no início do período chuvoso, mesmo com vegetação. A lixiviação do composto em solos cultivados é esperada ser menor devido a evapotranspiração da água e à transferência do inseticida para as raízes e parte aérea das plantas. Franco e Inforzato (1950) mostraram que um cafezal adulto, no espaçamento 3,5 x 3,5 m, transpira ao longo do ano o equivalente a cerca de 40% da água da precipitação pluvial. No entanto, conforme verificado por esses autores, a precipitação é muito superior a transpiração no período chuvoso do ano. Assim, os resultados obtidos no presente trabalho, indicam que a incidência de chuvas pesadas, após a aplicação do tiametoxam, em condições práticas de uso desse inseticida, pode comprometer a sua eficiência e resultar em alta lixiviação.

Admitindo-se um padrão de lixiviação do tiametoxam, em condições técnicas de uso do mesmo, igual ao observado neste trabalho, os riscos de contaminação do lençol freático com níveis tóxicos para os seres humanos dependem da profundidade do mesmo e da toxicidade desse inseticida. A ingestão diária aceitável (IDA) do tiametoxam para o homem é de 0,02 mg kg<sup>-1</sup> de peso corpóreo dia<sup>-1</sup> (ROBINSON, 2001). Considerando a concentração máxima de tiametoxam encontrada na água percolada nos lisímetros de 0,90 m do LVAd (0,24 mg L<sup>-1</sup>), LVdf e PVAd

(0,35 mg L<sup>-1</sup>) (Tabela 5), uma criança de 10 kg que bebesse 1 L dessa água por dia, estaria ingerindo uma quantidade do composto equivalente a 0,024 mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>, LVAd, e 0,035 mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>, LVdf e PVAd, ou seja, maior do que a IDA. Ressalta-se que, para os países da União Européia, a concentração máxima admissível para qualquer pesticida em água potável foi estabelecida em 0,0001 mg L<sup>-1</sup> (BARCELÓ, 1993). Neste trabalho, as concentrações máximas de tiametoxam na água percolada nos lisímetros, foram muito maiores do que esse valor.

Tabela 3 Análise de variância do modelo linear misto com p-valor para os efeitos fixos de acordo com o teste de F baseado na aproximação de Sattethwaite e p-valor para os efeitos aleatórios baseado na razão de log-verossimilhança para tiametoxam

<i>Efeitos fixos</i>			
Parâmetro	GL	Sq	p-valor
Solo		2	205511,0 <0,0001 ***
Dia		1	310804,9 <0,0001 ***
Bloco		2	1342674,2 <0,0001 ***
Solo:Dose		3	817045,1 <0,0001 ***
<i>Efeitos aleatórios</i>			
	Chi GL	Chi Sq	p-valor
(1   Dia)		1	223,45 <0,0001 ***
R <sup>2</sup> marginal*			74,99
R <sup>2</sup> condicional*			88,37

\* Calculado de acordo com Nakagawa e Schielzeth (2013).

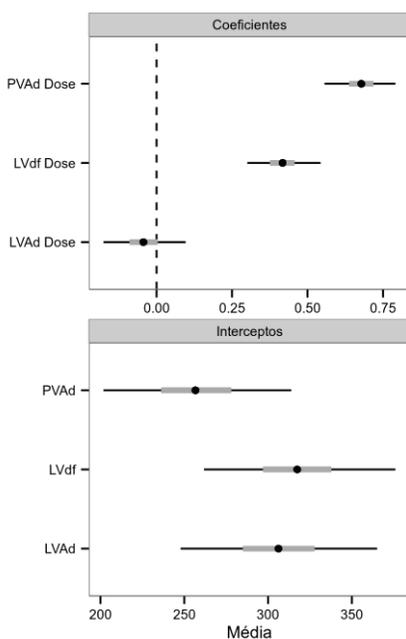


Figura 3 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear misto para tiametoxamlixiviado ( $\text{g ha}^{-1}$ ) no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se a estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

O carbono orgânico dissolvido (COD) lixiviado diferiu significativamente para os solos e para as doses de lodo de esgoto em cada solo, no período de 1 a 762 dias (Tabela 4). O COD lixiviado não diferiram entre os solos sem lodo de esgoto (Figura 4). O COD lixiviado no PVAd aumentou com aplicação da dose de lodo de esgoto, enquanto no LVdf diminuiu, e, no LVAd, não teve efeito da dose de lodo de esgoto.

Magalhães et al. (2012) investigaram a lixiviação de COD nesses solos em anos anteriores, obtendo resultados semelhantes. As concentrações de COD não diferiram no LVAd e LVdf, apesar do aumento da quantidade de lodo de esgoto aplicada, e estiveram próximas de  $10 \text{ mg L}^{-1}$ . Já no PVAd, observaram um incremento do COD nas maiores doses de lodo de esgoto. Esses autores atribuíram esse comportamento à mineralogia dos solos, pois, Latossolos apresentam maior teor de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio. O que faz com que as moléculas orgânicas com carga negativa sejam retidas ao longo do perfil do solo, onde ocorre um aumento da concentração óxidos, sendo que, nas condições de pH dos solos, agrícolas, exibem cargas de superfície positiva, cargas dependentes de pH.

Tabela 4 Análise de variância do modelo linear misto com p-valor para os efeitos fixos de acordo com o teste de F baseado na aproximação de Sattethwaite e p-valor para os efeitos aleatórios baseado na razão de log-verossimilhança para carbono orgânico dissolvido

<i>Efeitos fixos</i>				
Parâmetro	GL	Sq	p-valor	
Solo		2	270705,5	<0,0001 ***
Dia		1	1385781,2	<0,0001 ***
Bloco		2	1040564,9	<0,0001 ***
Solo:Dose		3	97151,5	0,0119 *
<i>Efeitos aleatórios</i>				
	Chi GL	Chi Sq	p-valor	
(1   Dia)		1	33,45	<0,0001 ***
R <sup>2</sup> marginal*			58,6%	
R <sup>2</sup> condicional*			62,9%	

\* Calculado de acordo com Nakagawa e Schielzeth (2013).

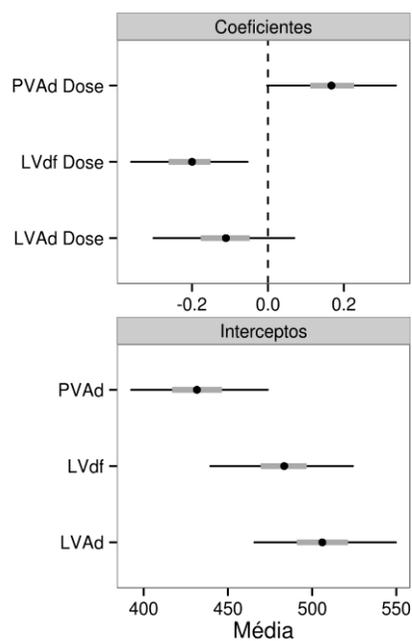


Figura 4 Estimativa, erro padrão e intervalo de confiança para os coeficientes do modelo linear misto para carbono orgânico dissolvido lixiviado ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) no modelo predizendo os efeitos dos solos e das doses de lodo de esgoto em cada solo. Os interceptos referem-se aos solos sem aplicação de lodo de esgoto, os coeficientes referem-se a estimativa dos coeficientes das doses de lodo de esgoto nos solos estudados

Tabela 5 Quantidade total e teores máximos de tiametoxam e carbono orgânico dissolvido lixiviados nos solos tratados com lodo de esgoto e cultivados com cafeeiro

Solo	Dose <sup>1</sup> Mg ha <sup>-1</sup>	Tiametoxam		COD <sup>2</sup>	
		Total g ha <sup>-1</sup>	Teor máximo mg L <sup>-1</sup>	Total kg ha <sup>-1</sup>	Teor máximo mg L <sup>-1</sup>
LVAd <sup>3</sup>	0	282,0	0,17	402,1	340,68
	49	286,3	0,24	449,2	386,55
	100	246,5	0,20	487,9	364,51
	198	248,6	0,19	384,0	225,20
LVdf <sup>4</sup>	0	240,5	0,14	444,0	258,17
	49	326,7	0,16	485,4	221,02
	100	443,6	0,35	378,5	333,51
	198	412,8	0,19	407,6	215,61
PVAd <sup>5</sup>	0	213,8	0,22	394,9	188,42
	49	315,5	0,34	289,5	215,50
	100	249,3	0,33	406,9	446,06
	198	451,3	0,35	444,1	228,58

<sup>1</sup>Dose acumulada de lodo de esgoto; <sup>2</sup>Carbono orgânico dissolvido; <sup>3</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico; <sup>4</sup>Latossolo Vermelho Distroférico; <sup>5</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico.

## 4 CONCLUSÕES

O inseticida tiametoxam mostrou-se altamente lixiviável em macrolisímetros contendo material indeformado de Latossolo Vermelho-Amarelo (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd), mantidos com cafeeiro e sob chuva natural.

A aplicação do tiametoxam nesses solos, no início do período chuvoso, visando o controle do bicho-mineiro das folhas do cafeeiro, pode resultar na lixiviação de quantidades expressivas do composto abaixo de 0,90 m e, portanto, reduzir a sua disponibilidade para absorção pelo sistema radicular do cafeeiro.

Em condições práticas de uso do tiametoxam nos solos estudados, os riscos de contaminação do lençol freático, com resíduos do composto, são elevados.

A aplicação de lodo de esgoto no LVdf e PVAd aumentou a quantidade de tiametoxam lixiviado, o que pode resultar em riscos maiores de contaminação do lençol freático.

A quantidade de carbono orgânico dissolvido no lixiviado aumentou em função da dose de lodo de esgoto somente no PVAd.

## **AGRADECIMENTOS**

À CAPES, CNPq, FAPEMIG e INCT-CAFÉ, pelo suporte financeiro concedido ao projeto, e a bolsa do doutorado concedida ao primeiro autor deste trabalho, e à Opersan Serviços Ambientais, pelo fornecimento do lodo de esgoto.

**Leaching of thiamethoxam in soils cultivated with coffee, under the effect of successive applications of sewage sludge**

**ABSTRACT**

The sewage sludge is applied to soils for the reuse of this byproduct, providing benefits such as nutrient cycling and decrease in production costs. However, if the application of this residue occurs conjointly with pesticides, it can interfere with sorption or even increase the carrying of pesticide molecules in the soil profile. Therefore, the objective of this study was to evaluate the leaching of thiamethoxam in dystrophic Yellow-Red Latosol (YRL), dystroferric Red Latosol (RL) and dystrophic Yellow-Red Argisol (YRA) cultivated with coffee, under the effect of successive applications of sewage sludge. The experiment was conducted on a set of lysimeters containing undisturbed material of the aforementioned soils. The thiamethoxam insecticide was highly leachable in the studied soils, maintained with coffee and under natural rainfall. The application of thiamethoxam in these soils resulted in the leaching of significant amounts of the compound below 0.90 m and, therefore, in practical conditions of thiametoxam use, the risk of groundwater contamination with residues of this compound are high. The application of sewage sludge in RL and YRA increased the amount of thiamethoxam leached.

Keywords: Organic residue. Dissolved organic carbon. Insecticide. Pesticide.

## REFERÊNCIAS

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.

BARCELÓ, D. Environmental Protection Agency and other methods for the determination of priority pesticides and their transformation products in water. **Journal of Chromatography A**, New York, v. 643, n. 1/2, p. 117-143, 1993.

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

BARRIUSO, E.; HOUOT, S.; SERRA-WITTLING, C. Influence of compost addition to soil on the behaviour of herbicides. **Pesticide Science**, Tokyo, v. 49, n. 1, p. 65-75, 1997.

BELLIN, C. A.; O'CONNOR, G. A. Plant uptake of pentachlorophenol from sludge-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 19, n. 3, p. 598-602, 1990.

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

BUSINELLI, D. Pig slurry amendment and herbicide coapplication effects on s-Triazine mobility in soil: an adsorption-desorption study. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 26, n. 1, p. 102-108, 1997.

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.

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.

CHIARADIA, J. J. et al. Produtividade e nutrição de mamona cultivada em área de reforma de canavial tratada com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, n. 3, p. 701-709, 2009.

DONAGEMMA, G. K. et al. (Org.). **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2011. 230 p.

FRANCO, C. M.; INFORZATO, R. Quantidade de água transpirada pelo cafeeiro cultivado ao sol. **Bragantia**, Campinas, v. 10, n. 9, p. 247-257, 1950.

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

MAGALHÃES, C. A. de S. et al. Sorção e lixiviação de tiametoxam em solos tratados com lodo de esgoto e cultivados com cafeeiro. **Química Nova**, São Paulo, v. 35, n. 5, p. 871-875, 2012.

NAKAGAWA, S.; SCHIELZETH, H. A general and simple method for obtaining R<sup>2</sup> from generalized linear mixed-effects models. **Methods in Ecology and Evolution**, London, v. 4, n. 2, p. 133-142, 2013.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2014. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 1 dez. 2014.

RESENDE, M.; SANTANA, D. P. Uso das relações  $K_i$  e  $K_r$  na estimativa da mineralogia para classificação dos latossolos. In: REUNIÃO DE CLASSIFICAÇÃO, CORRELAÇÃO DE SOLOS E INTERPRETAÇÃO DE APTIDÃO AGRÍCOLA, 3., 1988, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1988. (Documentos SNLCS, 12).

ROBINSON, P. **Evaluation of the new active thiamethoxam in the product Cruiser 350 FS insecticide seed treatment.** Victoria: National Registration Authority for Agricultural and Veterinary Chemicals, 2001. Disponível em: <<http://www.apvma.gov.au/publications/prsthi.pdf>>. Acesso em: 2 jun. 2003.

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, n. 1, p. 71-80, jan./dez. 2006.