UNIRV - UNIVERSIDADE DE RIO VERDE
FACULDADE DE AGRONOMIA
MESTRADO EM PRODUÇÃO VEGETAL

MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM LATOSSOLO VERMELHO APÓS 14 ANOS DE APLICAÇÕES SUCESSIVAS DE DEJETOS DE SUÍNOS

RÊNYSTTON DE LIMA RIBEIRO
Magister Scientiae

RIO VERDE
GOIÁS - BRASIL
2014

RÊNYSTTON DE LIMA RIBEIRO

MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM LATOSSOLO VERMELHO APÓS 14 ANOS DE APLICAÇÕES SUCESSIVAS DE DEJETOS DE SUÍNOS

Dissertação apresentada à UniRV – Universidade de Rio Verde, como parte das exigências do Programa de Pós-Gradução em Produção Vegetal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*

RIO VERDE

GOIÁS - BRASIL

2014

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Elaborada por Izaura Ferreira Neta - Bibliotecária CRB1-2771

R372m Ribeiro, Rênystton de Lima.

Monitoramento da qualidade da água em Latossolo Vermelho após 14 anos de aplicações sucessivas de dejetos de suínos / Rênystton de Lima Ribeiro-2014.
85f. : figs, tabs.

Orientadora: Profª. Drª. June Faria Scherrer Menezes.

Dissertação (Magister Scientiae) – Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal da Universidade de Rio Verde – Rio Verde, Goiás, 2014.
Não inclui biografia.
Inclui índice de tabelas e figuras.

1. Contaminação da Água. 2. Dejetos suínos. 3. Resíduos orgânicos. I. Titulo. II. Autor. III. Orientador.

CDU: 631.52:633.15

RÊNYSTTON DE LIMA RIBEIRO

MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM LATOSSOLO VERMELHO APÓS 14 ANOS DE APLICAÇÕES SUCESSIVAS DE DEJETOS DE SUÍNOS

Dissertação apresentada à UniRV – Universidade de Rio Verde, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*

APROVADO: 09 de dezembro de 2014

Profa. Dra. June Faria Scherrer Menezes
Presidente da Banca Examinadora

Profa. Dra. Mariana Pina da Silva
Membro – FA/UniRV

Dra. Veridiana Cardozo Gonçalves Cantão
Membro – Comigo

Profa. Dra. Paula Andrea Nascimento dos Reys Magalhães
Membro - FA/UniRV

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho primeiramente a Deus.

Aos meus pais, João Bosco Ribeiro e Rosana Aparecida de Lima Ribeiro, que nos momentos mais difíceis, não me deixaram desistir desta jornada, dando-me todo apoio necessário. A eles a minha eterna gratidão, pelo amor, dedicação, confiança, orientação e incentivo à minha formação profissional.

À minha irmã, Danyenne de Lima Ribeiro por fazer parte da aliança que torna nossa família unida.

Aos demais familiares e amigos por compartilharem comigo momentos que ficarão registrados.

Aos meus professores, pela paciência, amizade e formação.

AGRADECIMENTOS

Seria impossível citar aqui os nomes de todos que me auxiliaram em minha trajetória. Porém, na tentativa de lembrar de alguns, seguem os meus agradecimentos.

Agradeço primeiramente a Deus por ter me dado força, saúde, e paciência para superar todos os obstáculos que percorri durante o mestrado.

À minha orientadora, Profa. June Faria Scherrer Menezes, pelos ensinamentos, pela dedicação e pelo conhecimento empregados na condução dos trabalhos.

Meus sinceros agradecimentos aos professores do Programa de Mestrado em Produção Vegetal da Universidade de Rio Verde (UniRV): Antônio Joaquim Braga Pereira Braz, Alessandro Guerra da Silva, Alberto Leão de Lemos Barros, Carlos César Evangelista de Menezes, Gustavo André Simon e Maria Dolores Barbosa Lima, pelos valiosos ensinamentos que muito contribuiram para meu crescimento humano e intelectual.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás (FAPEG) pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Prof. Dr. Luiz Roberto Guimarães Guilherme da Universidade Federal de Lavras (UFLA) que permitiu a realização de análises químicas do percolado no Laboratório de Geoquímica Ambiental.

À Profa. Dra. Mariana Pina da Silva pelo auxílio nas correções.

Aos professores: José Carlos Bento e Henrique Gualberto Vilela Penha que nunca me negaram apoio e sempre esclareceram as dúvidas durante os trabalhos laboratoriais.

Aos amigos e professores da Faculdade de Engenharia Ambiental – UniRV, Alex Anderson, Carlos Henrique Maia, Nattácia Rodrigues de Araujo Felipe Rocha, Paula Andrea Magalhães Nascimento dos Reys, Weliton Eduardo Lima de Araújo.

À secretária do Programa, Rizzia Ribeiro Arantes, pela presteza e auxílio.

Aos colegas de mestrado: Adriano Rodrigues Câmara, Alexandre Falcão Pereira, Arlindo José da Costa Rabelo, Betson Antonio de Sousa Júnior, Josué Alves de Souza Amthauer, Paula Ciléia Thomas, Rosiane Aparecida Macedo Guimarães, pela convivência e companheirismo.

A BRF pelo apoio na instalação e condução do experimento.

Enfim, a todos aqueles que, direta ou indiretamente, fizeram-se presentes, torceram pelo meu sucesso e contribuíram para que esta pesquisa se tornasse realidade.

"O que de mais alto recebemos de Deus e da Natureza é a vida, o movimento de rotação em torno de si mesmo, o qual não conhece descanso, nem repouso".

(Johann Goethe)

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS..... vi
LISTA DE FIGURAS..... vii
RESUMO..... x
ABSTRACT..... xi
1. INTRODUÇÃO..... 1
2. REVISÃO DA LITERATURA..... 2
2.1. Produções de suínos e geração de dejetos..... 2
2.2. Geração de dejeto líquido de suíno..... 3
2.3. Utilização do dejeto líquido de suíno como fertilizante..... 4
2.4. Alterações ambientais causadas pelos dejetos líquidos de suínos..... 5
2.5. Monitoramento ambiental da água subterrânea..... 7
3. MATERIAL E MÉTODOS..... 9
3.1. Caracterização do local..... 9
3.2. Histórico da área experimental e características do lisímetro..... 9
3.3. Caracterização do experimento..... 10
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO..... 13
4.1. Precipitações na área experimental..... 13
4.2. Percolação de água..... 14
4.3. Potássio no percolado..... 17
4.3.1. Teores de potássio..... 17
4.3.2. Perdas de potássio..... 19
4.4. Cálcio no percolado..... 23
4.4.1. Teores de cálcio..... 23
4.4.2. Perdas de cálcio..... 25
4.5. Magnésio no percolado..... 28
4.5.1. Teores de magnésio..... 28
4.5.2. Perdas de magnésio..... 30
4.6. Cobre no percolado..... 34

4.6.1. Teores de cobre..... 34
4.6.2. Perdas de cobre..... 36
4.7. Ferro no percolado..... 40
4.7.1. Teores de ferro..... 40
4.7.2. Perdas de ferro..... 42
4.8. Manganês no percolado..... 45
4.8.1. Teores de manganês..... 45
4.8.2. Perdas de manganês..... 47
4.9. Zinco no percolado..... 50
4.9.1. Teores de zinco..... 20
4.9.2. Perdas de zinco..... 53
5. CONCLUSÕES..... 56
6. REFERÊNCIAS..... 56
ANEXOS..... 69

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 Parâmetros com probabilidade de ocorrência em águas subterrâneas..... 8

TABELA 2 Quantidades de nutrientes aplicados ao solo em função dos tratamentos. Rio Verde – GO, 2012..... 11

TABELA 3 Composição química do dejeto líquido de suíno (DLS) aplicado na área experimental na safra 2012/2013. Rio Verde – GO, 2012..... 11

TABELA 4 Resultado da análise química do solo referente ao tratamento com adubação mineral em diferentes profundidades na safra 2012/2013. Rio Verde – GO, 2013..... 11

TABELA 5 Resultado da análise química do solo referente ao tratamento com 25 m^3 ha^{-1} de DLS em diferentes profundidades na safra 2012/2013. Rio Verde – GO, 2013..... 12

TABELA 6 Resultado a análise química do solo referente ao tratamento com 100 m^3 ha^{-1} de DLS em diferentes profundidades na safra 2012/2013. Rio Verde – GO, 2013..... 12

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 Esquema representativo da infiltração e coleta de água nos lisímetros..... 10

FIGURA 2 Precipitação pluviométrica diária (mm) ocorrida na área experimental após a aplicação dos dejetos líquidos de suínos no período de 01/11/12 a 17/04/13. Rio Verde – GO, 2012/2013..... 13

FIGURA 3 Volume diário de água percolada (L m^{-2}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos(b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013..... 15

FIGURA 4 Volume total de água percolada (L m^{-2}) em função da adubação mineral, da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS durante a safra 2012/2013. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de significância..... 16

FIGURA 5 Teores de potássio na água percolada (mg L^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos(b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013..... 18

FIGURA 6 Quantidade de potássio na água percolada (g ha^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos (b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013..... 20

FIGURA 7 Quantidade total de potássio lixiviado (kg ha^{-1}) em função da adubação mineral, da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS durante a safra 2012/2013. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de significância..... 21

FIGURA 8 Teores de cálcio na água percolada (mg L^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos(b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013..... 24

FIGURA 9 Quantidade de cálcio na água percolada (g ha^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos(b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013..... 26

FIGURA 10 Quantidade total de cálcio lixiviado (kg ha^{-1}) em função da adubação mineral, da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS durante a safra 2012/2013. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de significância..... 28

FIGURA 11 Teores de magnésio na água percolada (mg L^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos(b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013..... 29

FIGURA 12 Perdas de magnésio (g ha^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos (b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013..... 31

FIGURA 13 Quantidade total de magnésio lixiviado (kg ha^{-1}) em função da adubação mineral, da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS durante a safra 2012/2013. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de significância..... 33

FIGURA 14 Teores de cobre na água percolada (µg L^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos (b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013..... 35

FIGURA 15 Perdas de cobre (g ha^{-1}) em função da adubação mineral (a) (280 kg ha^{-1} de 05-25-15), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos(b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013..... 37

FIGURA 16 Quantidade total de cobre lixiviado (g ha^{-1}) em função da adubação mineral, da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS durante a safra 2012/2013. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de significância..... 38

FIGURA 17 Teores de ferro na água percolada (µg L^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos (b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013..... 41

FIGURA 18 Perdas de ferro (g ha^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos(b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013..... 43

FIGURA 19 Quantidade total de ferro lixiviado (g ha^{-1}) em função da adubação mineral, da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS durante a safra 2012/2013. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de significância..... 44

FIGURA 20 Teores de manganês na água (µg L^{-1}) percolada em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos(b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013..... 46

FIGURA 21 Perdas de manganês (g ha^{-1}) em função da adubação mineral (a) da aplicação de 25 m^3 ha-^{1} de DLS (b) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013..... 48

FIGURA 22 Quantidade total de manganês (g ha^{-1}) lixiviado em função da adubação mineral, da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS durante a safra 2012/2013. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de significância..... 49

FIGURA 23 Teores de zinco na água percolada (mg L^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS (b) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013..... 51

FIGURA 24 Perdas de zinco (g ha^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos (b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013..... 54

FIGURA 25 Quantidade total de zinco (g ha^{-1}) lixiviado em função da adubação mineral, da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS durante a safra 2012/2013. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de significância..... 55

RESUMO

Ribeiro, Rênystton de Lima, M.Sc., Universidade de Rio Verde, dezembro de 2014. **Monitoramento da qualidade da água em Latossolo Vermelho após 14 anos de aplicações sucessivas de dejetos de suínos.** Orientadora Profª. Drª. June Faria Scherrer Menezes.

No município de Rio Verde, devido ao grande desenvolvimento da suinocultura, ocorre geração de grandes quantidades de dejetos líquidos de suínos (DLS) que podem provocar contaminação ambiental por serem ricos em macro e micro nutrientes, destacando-se o cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn). A principal preocupação é que o DLS normalmente é aplicado no solo por meio da fertirrigação, em que parte dos elementos não aproveitados pelas culturas, podem ser lixiviados para zonas mais profundas do solo, atingindo a água subterrânea. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade da água percolada, em um Latossolo Vermelho distroférrico submetido a aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos, na safra 2012/2013. O experimento foi realizado em área experimental na Universidade de Rio Verde (UniRV), com delineamento experimental em blocos ao acaso (DBC), sendo os ensaios constituídos de três tratamentos com três repetições, cada lisímetro foi considerado uma parcela experimental. Os lisímetros foram alocados em áreas de 18x18m (largura e comprimento) e os tratamentos aplicados foram: 25 m^3 ha^{-1} e 100 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos (DLS) e adubação com fertilizante mineral na dose de 280 kg ha^{-1} da fórmula 05-25-15. As medições de água percolada foram realizadas diariamente. Após a medição da água percolada, coletava-se uma amostra de 60 mL de água. Os parâmetros avaliados foram: volume água percolada, teores totais e quantidades acumuladas de Ca, K, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn. Com base nos resultados observou-se que ocorreu percolação de água em todos os tratamentos na mesma intensidade. No tratamento com aplicações de 100 m^3 ha^{-1} de DLS ocorreram as maiores concentrações dos elementos Ca, K, Mg, Cu, Mn e Zn, sendo que essa dose proporcionou maiores enriquecimentos da água subterrânea e suas perdas foram significativamente superiores aos demais tratamentos. Após 14 anos de aplicações sucessivas de DLS, verificou-se que as concentrações dos elementos avaliados estão abaixo dos valores máximos estabelecidos pelas diretrizes ambientais, a contaminação do solo e água apresentaram baixo potencial poluidor. As perdas acumuladas de Fe não foram influenciadas significativamente pela aplicação de DLS e adubo mineral.

Palavras-chave: Contaminação da água subterrânea, lisímetros de drenagem, lixiviação, resíduos orgânicos.

ABSTRACT

Ribeiro, Rênystton de Lima, M.Sc., Universidade de Rio Verde, december 2014. **Monitoring of water quality in Red Latosol (Oxisol) after 14 years of successive applications of swine manure.** Advisor: Profª. Drª. June Faria Scherrer Menezes.

In the city of Rio Verde, because pig farming the development, there are generation of large quantities of pig slurry (DLS) that can cause environmental contamination, because it is rich in macro and micro nutrients, highlighting calcium (Ca), potassium (K), magnesium (Mg), copper (Cu), iron (Fe), manganese (Mn) and zinc (Zn). The main concern is that the DLS is usually applied on the soil through fertigation, in which part of the elements are not used by crops, can be leached in deeper soil areas, reaching groundwater. In this sense, the goal of this study was evaluate the water quality percolated, in an Oxisol subjected to successive applications of pig slurry, in the 2012/2013 harvest. The experiment was conducted in the experimental area at the Universidade de Rio Verde (UniRV), with experimental design in randomized blocks (DBC), and the trials made up of three treatments with three replicates each lysimeter was consider an experimental unit. The lysimeters were place on areas of 18x18m (width and length) and the treatments were: 25 m^3 ha^{-1} and 100 m^3 ha^{-1} of pig slurry (DLS) and fertilization with mineral fertilizer at the dose of 280 kg ha^{-1} of the formula 05-25-15. The soil solution measurements were perform daily. After measurement of the drainage water, was collect a sample of 60 mL water. The parameters evaluated were: volume percolated water, total and accumulated amounts of Ca, K, Mg, Cu, Fe, Mn and Zn. Based on the results it was observe that water seepage occurred in all treatments with the same intensity. Treatment with applications of 100 m^3 ha^{-1} DLS showed the largest concentrations of Ca, K, Mg, Cu, Mn and Zn, and this dose provided greater enrichment of groundwater and its losses were significantly higher than other treatments. After 14 years of successive applications of DLS, it was found the concentrations of the elements assessed were below the maximum values established by the environmental guidelines; there is low pollution potential on soil and water contamination. Accumulated losses of Fe were not influence significantly by the application of DLS and mineral fertilizer.

Keywords: Groundwater contamination, drainage lysimeters, leaching, organic waste.

1. INTRODUÇÃO

O Brasil tem-se destacado no mercado mundial como grande produtor e exportador de carne suína. Em alguns estados, a atividade suinícola apresenta grande importância social e econômica. O Município de Rio Verde se destaca por sua dinâmica economia e alta produção de grãos, advindas do incentivo de políticas públicas para o estado de Goiás, atraindo grandes agroindústrias de carne de suínos e de aves para a região.

Atualmente, no Município, existe grande número de granjas suinícolas, onde os animais são mantidos em sistema de confinamento, surgindo o acúmulo de grandes quantidades de dejetos no entorno da granja, resultando na geração de 3,44 milhões de m^3 de dejetos líquidos de suínos (DLS) disponibilizados a cada ano no Sudoeste Goiano, demonstrando a necessidade de se conhecer os aspectos ambientais do dejeto (MENEZES, 2012).

Juntamente com o avanço econômico, surge a preocupação ambiental. Uma das alternativas é a utilização do DLS como insumo na agricultura, por ser este considerado excelente fonte de nutrientes (CORRÊA et al., 2011). No entanto, a adubação em excesso e dependendo do manejo, o DLS poderá resultar em impactos ambientais, como a poluição dos mananciais, levando alguns nutrientes a atingir níveis tóxicos no solo e na água, trazendo riscos de contaminação do lençol freático (THOMÉ FILHO, 1997; MENEZES et al., 2003).

De acordo com Menezes et al. (2007), a poluição provocada pelo manejo inadequado do DLS cresce em importância a cada dia, quer seja por uma falta de consciência ambiental dos produtores, quer seja pelo aumento das exigências ambientais dos órgãos fiscalizadores e da sociedade em geral. Essa combinação de fatores tem provocado grande demanda de estudos técnicos que viabilizam soluções tecnológicas adequadas ao manejo do DLS.

A aplicação sustentável dos DLS na produção agrícola representa diminuição dos gastos com insumos, solucionando parcialmente os problemas de contaminação da água desde que ocorra a aplicação da dosagem correta no solo. Com o monitoramento das aplicações, as áreas estarão prontas para receber tal dejeto, podendo suprir parcial ou totalmente o fertilizante químico (SEGRANFREDO, 2006).

É primordial que seja executado o monitoramento ambiental contínuo das áreas que recebem os resíduos da criação de suínos, com a realização de pesquisas relacionadas à contaminação do solo e da água, tanto superficial quanto subterrânea, principalmente devido aos altos teores dos nutrientes. O monitoramento ambiental pode avaliar a dinâmica dos

nutrientes por meio de análises da água proveniente da percolação subterrânea, medindo-se os teores dos macros e micronutrientes, destacando-se os elementos: potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), verificando a qualidade da água juntamente à legislação brasileira, referente aos parâmetros de qualidade da água de consumo humano.

O objetivo geral desta pesquisa foi avaliar a qualidade da água percolada, utilizando lisímetros em um Latossolo Vermelho distroférrico submetido a 14 anos de aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos, na safra 2012/2013.

Os objetivos específicos foram:

- Avaliar as quantidades de água percolada diariamente e acumuladas durante o período chuvoso da safra 2012/2013, em função das doses de dejetos e da adubação mineral;
- Quantificar e avaliar a importância do monitoramento ambiental dos teores de K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn lixiviados, diariamente, e no período em função das doses de dejetos e da adubação mineral;
- Verificar se os teores de nutrientes lixiviados na água percolada estão dentro dos limites máximos permitidos conforme a legislação ambiental.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. Produções de suínos e geração de dejetos

Até a década de 60, a produção suinícola no Brasil era predominantemente extensiva, atualmente, a suinocultura passou por diversas transformações tecnológicas como o melhoramento genético dos suínos, concentração dos animais em pequenas áreas e produção em larga escala, passando do modelo de criação extensivo para o intensivo, demonstrando um progresso bastante significativo em modernização aliado à produção (KONZEN et al., 1998; SESTI e SOBESTIANSKY, 1995; GUIVANT e MIRANDA, 2004).

Segundo a Pesquisa da Produção da Pecuária Municipal de 2012 (IBGE, 2012), o maior efetivo de suínos encontra-se na Região Sul do País (49,5%). Em termos estaduais, o estado de Goiás, detém 13,2% de todo o efetivo nacional, sendo classificado como grande produtor de grãos, o que viabiliza o fornecimento de matéria-prima para alimentação dos

suínos, estando em pleno desenvolvimento. Nesse sentido, destaca-se o Município de Rio Verde, com mais de 732 mil suínos.

Normalmente, o manejo de suínos é realizado de forma intensiva, onde, muitos animais são concentrados em pequenas áreas, resultando em grandes quantidades de dejetos. A grande quantidade de dejeto produzido, resultado do aumento desordenado da suinocultura, em sistemas industriais confinados, proporcionou maiores estudos na descoberta e introdução de novas técnicas voltadas ao aumento da produtividade (ABIPECS, 2011).

2.2. Geração de dejeto líquido de suíno

A geração de dejeto varia com a fase de desenvolvimento do suíno, se tornando um dado fundamental para o correto manejo e planejamento ambiental das instalações da granja (DARTORA et al., 1998). O termo dejeto líquido de suínos é utilizado para designar todo resíduo proveniente dos sistemas de confinamento, sendo composto por fezes e urina dos animais, a água desperdiçada nos bebedouros e aquela usada na higienização das instalações, além de resíduos de ração, pelos e do próprio desgaste das instalações decorrentes do processo criatório (KONZEN, 1983; KUNZ e PALHARES, 2004).

A constituição básica do dejeto é influenciada por fatores como: idade e sexo dos animais, granulometria e digestibilidade dos ingredientes da ração, conforto térmico e manejo da granja, e principalmente quantidade de água utilizada (SCHERER et al., 1995; KUNZ e PALHARES, 2004). A quantidade e composição dos dejetos produzidos variam conforme a categoria dos animais, tipo de alimentação, quantidade de água, tipo de manejo adotado (PRANDO, 2007).

O conteúdo de água é um dos fatores que mais afetam as características físico-químicas do DLS como matéria seca (MS), matéria orgânica (MO) potencial hidrogeniônico (pH), densidade, nutrientes e a quantidade total dos dejetos, cujos valores de produção total somente poderão ser avaliados corretamente quando se considerar também o seu grau de diluição no dejeto (DARTORA et al., 1998). De acordo com Konzen (1980), em condições climáticas brasileiras, as quantidades de dejetos líquidos produzidos por animais em fase de crescimento e terminação, giram em torno de 7,0 a 9,1 litros/dia/suíno.

Em média um animal consome 2,4 kg de ração e 5 litros de água por dia, sendo que apenas 30% do total de alimentos (ração + água) são convertidos em produtividade (crescimento e ganho de peso), já o restante é eliminado nas fezes e urina (MAMEDE, 1980). As relações entre teores presentes nas rações e teores assimilados foram estudadas por

Kornegay e Harper (1997), os quais observaram que para os suínos submetidos a rações comercializadas os teores assimilados dos nutrientes absorvidos foram na porcentagem 30 a 55% do N, 30-50% do Ca, 20-50% do P, 5-20% do K, 10-25% do Na, 15-30% Mg, 5-30% do Cu, Fe e Zn, 5-10% do Mn.

Uma parte dos altos valores de nutrientes excretados pode ser creditada aos teores excessivos, encontrados nas dietas alimentares. Para Bley Jr (2004), a suinocultura convive com perdas de 70% do consumo total de ração, em que o fornecimento de rações está vinculado às exigências dos animais, variando de acordo com a categoria, idade e tipo de comedouros.

2.3. Utilização do dejeto líquido de suíno como fertilizante

Segundo Diesel et al. (2002), os dejetos líquidos dos suínos contêm matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos incluídos nas dietas dos animais. Nesse sentido, de acordo com as dietas alimentares do suíno, ocorre a excreção dos nutrientes, com porcentagens, variando entre 45 a 60 % do N, 50 a 80 % do Ca e P, e 70 a 95 % do K, Na, Mg, Mn, Zn, Cu, e Fe (KORNEGAY; HARPER, 1997).

Considerando a composição do DLS, sua utilização como fonte de nutrientes no sistema de produção agrícola torna-se uma prática agrícola ambientalmente correta, desde que obedecidos aos critérios técnicos de recomendação para sua aplicação no solo (CORRÊA et al., 2011). Esses critérios técnicos levam em consideração a extração de nutrientes, exigência nutricional da cultura, fertilidade do solo e análise do dejeto (considerando as concentrações básicas de nitrogênio, fósforo e potássio).

Com isso, o DLS apresenta alto potencial fertilizante, podendo substituir em parte ou totalmente a adubação mineral e contribuir significativamente para o aumento da produtividade das culturas e a redução dos custos de produção (SCHERER, 2001).

O DLS aplicado no solo aumenta a quantidade de matéria orgânica e, segundo Kiehl (1985), os efeitos da matéria orgânica no solo podem ser divididos pela modificação da estrutura do solo, aumento da capacidade de retenção da água, uniformização da temperatura e aumento da capacidade de troca catiônica (CTC). Nesse contexto de benefícios, Giacomini e Aita (2008), observaram aumento significativo para produtividade de grãos do milho, proporcionado pelo uso de DLS, com aumento de 243 % comparado ao tratamento controle (sem aplicação de dejetos).

O efeito benéfico da aplicação de dejeto líquido de suíno para produção das culturas, também, foi observado na adubação da soja (safra 2000/2001 e 2001/2002) em Rio Verde – GO, onde foi verificado que a adubação orgânica poderia substituir satisfatoriamente a adubação química (BORRE, 2002). No mesmo município, Konzen (2002) obteve resultados, aplicando dejeto de suíno em pastagem braquiarão, capim-tanzânia e Mombaça (Brasilândia-MS), sendo o dejeto boa opção para aumentar a produção de matéria seca das pastagens.

Em trabalho realizado por Cassel (2013), utilizando quatro doses de dejeto (25 m^3 ha^{-1}, 50 m^3 ha^{-1}, 75 m^3 ha^{-1} e 100, m^3 ha^{-1}), adubação mineral (280 kg ha^{-1} da fórmula 05-25-15) e controle sem adubação, os resultados demonstraram que a maior dose de dejetos aplicada (100 m^3 ha^{-1}) proporcionou as maiores produtividades. Giacomini et al. (2011) utilizando os mesmos tratamentos obteve a maior produtividade de soja, utilizando 50 m^3 ha^{-1} de DLS.

Vale ressaltar que, atualmente, busca-se uma produção agrícola voltada para a sustentabilidade dos diferentes ecossistemas, necessitando que os dejetos sejam previamente tratados, para que não ocorram alterações ambientais, provocadas pelo uso inadequado dos dejetos (PENHA, 2011). Pode-se observar que o manejo correto são as quantidades de nutrientes no dejeto, no solo e requeridos de cada cultura onde o mesmo será aplicado.

De acordo com a lei estadual de Goiás, nº 8544, que trata do Controle de Poluição, de 17 outubro de 1978, o uso de DLS na propriedade tem fator de complexidade quando se considera a fonte de poluição ambiental. Desse modo, o uso deve ser restrito, aplicando-se no máximo 180 m^3 ha^{-1} ao ano (MENEZES, 2012).

2.4. Alterações ambientais causadas pelos dejetos líquidos de suínos

O uso do DLS de forma excessiva ou continuada pode resultar em impactos ambientais indesejáveis, onde destacam-se os desequilíbrios químicos e biológicos no solo, nas águas e até ao longo do tempo, perdas de produtividade e da qualidade dos produtos agropecuários (SEGANFREDO, 2006).

Procurando estabelecer as diretrizes sobre os impactos ambientais, a Resolução Nº 01 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (BRASIL, 1986) considera-os como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria, ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: I - a saúde, a segurança e o bem-estar da população; II - as atividades sociais e econômicas; III - a biota; IV - as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e V - a qualidade dos recursos ambientais.

O uso do DLS sem estudos preliminares pode resultar em impactos ambientais indesejáveis, causando desequilíbrios químicos e biológicos no solo e água (DARTORA et al., 1998). De acordo com Barnabé (2001), a capacidade de poluição dos dejetos é considerada alta, pois, um animal tem capacidade poluente, semelhante a três habitantes, também chamado de equivalente populacional.

Segundo Menezes (2007), independente da maneira como são manejados, os dejetos apresentam alto poder poluente, especialmente, para os recursos hídricos. A contaminação ambiental causada pelos dejetos dos suínos é um problema muito sério, devido ao elevado número de contaminantes (SEGANFREDO, 2000) e microrganismos patogênicos, como bactérias, protozoários e vírus (GESSEL, et al., 2004).

Dentre os elementos presentes nos dejetos, podem-se citar o nitrato e amônio (ALVARENGA et al., 2002), que podem ser mobilizados para o aquífero, trazendo risco na contaminação. O nitrogênio juntamente com fósforo pode ser perdido através de processos erosivos ou escoamento superficial, causando eutrofização de mananciais (NOVAIS et al., 2007).

Os DLS, também, apresentam altas concentrações de zinco (Zn), cobre (Cu), manganês (Mn) e ferro (Fe) que, embora sejam encontrados naturalmente no solo, são essenciais ao crescimento das plantas e podem ser tóxicos quando em altas concentrações (SANTOS, 2010). Esses elementos são oriundos da suplementação mineral, oferecida aos suínos (PERDOMO et al., 2001; DIESEL et al., 2002; ARAUJO et al., 2012), causando o enriquecimento de micronutrientes no solo. Esses contaminantes devido as suas características químicas podem se acumular no solo, influenciando a dinâmica dos nutrientes, causando contaminação da cadeia alimentar, afetando animais e vegetação.

De acordo com Guilherme et al. (2005), elementos como Cu, Fe, Mn e Zn são chamados de elementos-traço, e estão presentes em baixas concentrações no ambiente, ou em concentração não detectada, por isso o termo “traço”. Entretanto, alguns autores adotam o termo “metais pesados”, que são elementos que possuem peso específico maior que 5 g cm^{-3} ou número atômico maior que 20 (MALAVOLTA, 1994). Girotto (2007) verificou que o uso intensivo de dejeto líquido de suínos, durante sete anos, proporcionou acúmulos de Cu e Zn no solo, mas em concentrações abaixo dos limites críticos, estabelecidos pela legislação, porém, com aplicações sucessivas esses limites podem ser alcançados dentro de alguns anos.

Em áreas agrícolas, os fertilizantes minerais e os resíduos orgânicos contribuem para a adição desses metais nos solos (CAMILOTTI et al., 2007), acarretando para a presença dos mesmos em sedimentos, solos e recursos hídricos (GUILHERME et al., 2005). Para Alloway

(1995), a poluição do solo por elementos-traço é uma problemática que pode ocasionar em riscos ainda desconhecidos para futuras gerações.

Outros elementos como Ca, Mg, K, podem enriquecer a camada superficial do solo e, consequentemente, aumentar a lixiviação destes. As perdas variam de acordo com a disponibilidade destes nos resíduos e conforme a força de adsorção pelas partículas de solo (MENEZES et al., 2010). Comprovando a movimentação desses elementos Maggi et al. (2011) verificaram que teores de P, K e Ca na água percolada aumentaram conforme aumento das taxas de dejeto aplicado e sofreram alterações dos valores ao longo das coletas. Um fato observado é que existem poucos estudos relacionados à contaminação ambiental, causada por esses elementos, entretanto é importante considerá-los no monitoramento por se apresentarem em grandes proporções no dejeto.

Considerando a possibilidade de movimentação vertical das bases (Ca, Mg e K) e elementos-traço (Cu, Fe, Mn e Zn), pode-se prever o processo de lixiviação como o movimento de íons no perfil do solo para profundidades abaixo daquelas exploradas pelas raízes (ERNANI, ALMEIDA e SANTOS, 2007).

2.5. Monitoramento ambiental da água subterrânea

É evidente a busca de alternativas viáveis para disposição final do DLS, referente à gestão adequada de resíduos. A preocupação ambiental com a disposição deve ser baseada nos seguintes princípios: minimização da produção (prevenção e controle); maximização do reuso e da reciclagem; a promoção da disposição e tratamento ambientalmente adequado (LARA et al., 2001).

A definição do sistema de disposição final dos dejetos líquidos de suínos deverá levar em consideração os aspectos técnicos, econômicos, operacional e ambiental e as características do dejeto, procurando garantir a forma mais adequada de disposição (KONZEN e BASTOS, 1997).

Para avaliação efetiva da qualidade da água subterrânea, é importante conhecer os aspectos ambientais da disposição dos dejetos, e monitorar a qualidade da água através de sistema de monitoramento integrado da dinâmica de água e solutos no solo (SISDINA), possibilitando tanto a quantificação simultânea da água infiltrada, e no interior do solo, a percolação, monitorando a qualidade dessa água (ALVARENGA et al., 2002).

O monitoramento ambiental de um contaminante na água deve ser realizado pelo menos durante um período da estação seca e um período da estação chuvosa e os resultados

podem não ser considerados conclusivos, pois, a água é um meio em constante mudanças e movimento (SISINNO; OLIVEIRA-FILHO, 2013).

Entretanto, para Cunha e Calijuri (2010), o monitoramento tem a capacidade de permitir, em longo prazo, o conhecimento das tendências de evolução da qualidade das águas, por meio da quantificação de variáveis físicas, químicas e biológicas, permitindo a avaliação das respostas dos ambientes aquáticos (em termos espaciais e temporais).

De acordo com Sisinno e Oliveira-Filho (2013), a avaliação ambiental deve ser realizada periodicamente e pode ser definida como a coleta, análise e avaliação sistemática de amostragem ambientais, com o objetivo de determinar as concentrações de contaminantes em um meio. A avaliação ambiental também consiste na comparação com valores de referência (valores máximos permissíveis por instrumentos reguladores).

Em relação as diretrizes ambientais para contaminantes na água subterrânea como os elementos-traço pode-se citar a resolução Conama 396, publicada em 8 abril de 2008 que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Essa normativa propõe valores para que a proteção das águas subterrâneas possa ser realizada de acordo com os usos preponderantes (BRASIL, 2008). Os valores orientadores para alguns elementos-traço, que estão na normativa, encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros com probabilidade de ocorrência em águas subterrâneas

Parâmetros	**Usos preponderantes da água**			
	Consumo humano	**Dessedentação de animais**	**Irrigação**	**Recreação**
	---------- µg L^{-1}----------			
Cobre	100	50	200	100
Ferro	2000	500	200	1000
Manganês	300	--	5000	300
Zinco	5000	24000	2000	5000

Fonte: BRASIL (2008)

Considerando ainda, a qualidade da água para abastecimento humano, existe a Portaria 2914 publicada em 12 de dezembro de 2011 que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2011). Os valores máximos permitidos para os elementos inorgânicos são os mesmos do uso preponderante (consumo humano) da normativa Conama 396/2008 (Tabela 1).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização do local

O presente trabalho foi conduzido na área experimental da Universidade de Rio Verde (UniRV), localizada na Fazenda Fontes do Saber, município de Rio Verde-GO. A região apresenta um clima do tipo Aw (clima tropical com estação seca de inverno) com temperatura média de 22,1°C, a precipitação pluviométrica é em torno de 1776 mm por ano com chuvas no verão e outono, segundo a classificação de Köppen (2014). A área de estudo possui dois períodos distintos, o primeiro chuvoso e quente, entre outubro e abril, e o segundo seco e frio, entre março e setembro, incluindo um período de déficit hídrico em julho e agosto. O solo do local é um Latossolo Vermelho distroférrico de textura argilosa e 4% de declividade.

3.2. Histórico da área experimental e características do lisímetro

A área experimental é destinada ao projeto intitulado "Monitoramento do impacto ambiental, causado pela utilização de dejetos líquidos de suínos na agricultura", realizado em parceria com a Universidade de Rio Verde (UniRV), Embrapa e BRF, desde a safra 1999/2000.

No ano de 1999, foi desenvolvido e instalado o sistema de monitoramento integrado da dinâmica de água e solutos no solo (SISDINA), constituído de nove lisímetros, que consistem em uma estrutura metálica que simula um solo controlado, possibilitando tanto a quantificação simultânea da água infiltrada e no interior do solo, a percolação, monitorando a qualidade dessa água (ALVARENGA et al., 2002).

O SISDINA é composto de uma área de coleta de água de chuva ou de irrigação, que são delimitadas por chapas de ferro galvanizadas. Esses lisímetros (Figura 1) possuem dimensões de 1,80 m de profundidade por 3,60 m de comprimento e 2,00 m de largura, sendo todo revestido por uma manta de PVC de 800 micras de espessura.

Os lisímetros possuem a parte inferior em formato de moega, para facilitar o processo de drenagem e percolação da água. A manta de PVC atua como material elástico (não trinca), por não sofrer corrosão e por ser inerte à solução do solo. A recomposição do solo dentro do lisímetro obedeceu à mesma sequência em função dos horizontes do solo, procurando manter a densidade original.

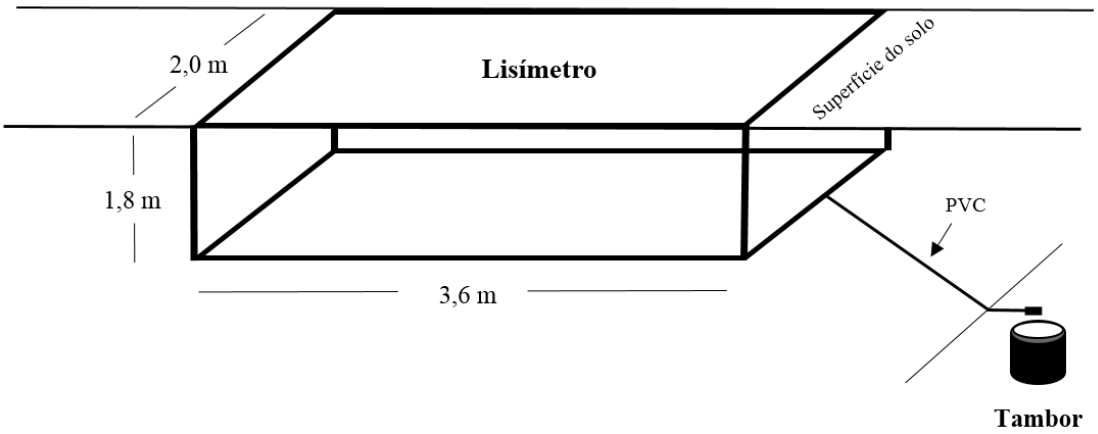

Figura 1. Esquema representativo da infiltração e coleta de água nos lisímetros.

Na base inferior do lisímetro, foi instalado um cano PVC de 25 mm de diâmetro que o conecta ao fosso de coleta das amostras de água, onde estão instalados tambores coletores com capacidade máxima de 60 litros, que armazenam a água percolada até que se faça: a coleta para o estudo das perdas dos nutrientes, a partir da fertilização de culturas com dejetos líquidos de suínos e adubo mineral.

3.3. Caracterização do experimento

O delineamento experimental utilizado foi em blocos ao acaso (DBC), sendo os ensaios constituídos de três tratamentos com três repetições, cada lisímetro foi considerado uma parcela experimental. Cada lisímetro foi alocado em área experimental de 18x18m (largura e comprimento). Os tratamentos aplicados foram: 1) 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos; 2) 100 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos e 3) adubação com fertilizante mineral na dose de 280 kg ha^{-1} da fórmula 05-25-15.

A cada ano agrícola, o solo foi cultivado, alternando-se as culturas de soja e milho, sendo que na safra 2000/2001 cultivou-se soja, 2001/2002 cultivou-se milho e, assim, sucessivamente, sendo que na safra 2011/2012, cultivou-se milho e na safra 2012/2013 cultivou-se a soja, sendo o 14º ano de aplicações sucessivas de DLS em sistema de plantio direto.

Os tratamentos com DLS foram aplicados na superfície do solo por aspersão antes do plantio da soja, no dia 01/11/12. Os DLS foram provenientes de uma granja de Sistema Vertical Terminador (SVT), com sistema de lagoa de estabilização anaeróbia com capacidade de 120 m^3. O adubo mineral foi aplicado no sulco no momento da semeadura. O plantio foi

realizado no dia 19/11/2012, 19 dias após a aplicação do DLS. A variedade de soja cultivada foi a Anta 82 RR, que foi semeada no espaçamento de 0,5 m e com densidade de plantio de 15-20 plantas por metro.

Os dejetos líquidos de suínos (DLS) foram amostrados por ocasião da aplicação no solo, analisados quimicamente (Tabela 2) e foram calculadas as quantidades de N, P, K fornecidas ao solo em função dos tratamentos (Tabela 3). Após aplicação do DLS foram realizadas análises químicas dos solos em cada tratamento nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-90 e 90-120 cm (Tabelas 4, 5 e 6).

Tabela 2. Quantidades de nutrientes aplicados ao solo em função dos tratamentos. Rio Verde – GO, 2012

Tratamento	**N**	**P_2O_5**	**K_2O**	**Ca**	**Mg**	**Cu**	**Fe**	**Mn**	**Zn**
	----------kg ha^{-1} ano^{-1}----------					----------g ha^{-1} ano^{-1}----------			
Adubação mineral	14	70	42	--	--	--	--	--	--
25 m^3 ha^{-1} de DLS	12,50	0,75	15,22	0,43	0,11	30,0	180,0	50,0	110,0
100 m^3 ha^{-1} de DLS	50,00	3,00	60,88	1,72	0,44	120,0	720,0	200,0	440,0

Tabela 3. Composição química do dejeto líquido de suíno (DLS) aplicado na área experimental na safra 2012/2013. Rio Verde – GO, 2012

pH ($CaCl_2$)	**Densidade**	**N**	**P**	**K**	**Ca**	**Mg**	**Cu**	**Fe**	**Mn**	**Zn**
	---------- kg m^{-3} ----------						----------g m^{-3}----------			
8,26	1,002	0,500	0,030	0,608	0,017	0,004	1,20	7,20	2,00	4,4

M.S (matéria seca) = 0,34% e M.O (matéria orgânica) = 0,41%.

Tabela 4. Resultado da análise química do solo referente ao tratamento com adubação mineral em diferentes profundidades na safra 2012/2013. Rio Verde – GO, 2013

Profundidade	**pH**	**Ca**	**Mg**	**Al**	**K**	**P(Mel)**	**Cu**	**Fe**	**Mn**	**Zn**	**M.O**
Cm	$CaCl_2$	------$cmol_c$ dm^{-3}------			---------- mg dm^{-3}----------						g kg^{-1}
0-10	4,74	1,03	0,38	0,13	67,33	3,68	4,00	52,21	46,06	3,69	22,75
10-20	4,60	0,80	0,27	0,13	54,67	1,13	3,83	55,18	28,73	2,84	19,43
20-40	4,66	0,65	0,20	0,08	31,67	0,33	3,61	66,87	18,56	0,60	16,16
40-60	4,82	0,74	0,21	0,04	19,67	0,21	3,55	67,10	14,46	0,32	15,47
60-90	4,87	0,35	0,12	0,02	13,33	0,18	3,37	60,11	12,29	0,17	14,40
90-120	4,90	0,45	0,10	0,04	13,00	0,13	3,51	65,15	23,15	0,19	12,01

Tabela 5. Resultado da análise química do solo referente ao tratamento com 25 m^3 ha^{-1} de DLS em diferentes profundidades na safra 2012/2013. Rio Verde – GO, 2013

Profundidade	**pH**	**Ca**	**Mg**	**Al**	**K**	**P(Mel)**	**Cu**	**Fe**	**Mn**	**Zn**	**M.O**
Cm	$CaCl_2$	------$cmol_c$ dm^{-3}------			---------- mg dm^{-3}----------						g kg^{-1}
0-10	4,63	0,81	0,30	0,20	107,33	1,41	5,22	45,72	37,35	10,77	23,31
10-20	4,54	0,62	0,21	0,17	80,33	0,70	4,37	57,74	24,45	7,48	21,61
20-40	4,59	0,53	0,17	0,05	59,00	0,34	4,02	62,25	19,62	3,14	18,08
40-60	4,83	0,65	0,20	0,01	43,00	0,25	3,71	62,47	16,58	1,38	16,99
60-90	5,09	0,53	0,14	0,01	28,67	0,22	3,37	63,70	13,18	0,76	14,04
90-120	5,10	0,44	0,11	0,01	51,00	0,14	3,40	61,12	11,48	0,60	12,63

Tabela 6. Resultado a análise química do solo referente ao tratamento com 100 m^3 ha^{-1} de DLS em diferentes profundidades na safra 2012/2013. Rio Verde – GO, 2013

Profundidade	**pH**	**Ca**	**Mg**	**Al**	**K**	**P(Mel)**	**Cu**	**Fe**	**Mn**	**Zn**	**M.O**
Cm	$CaCl_2$	------$cmol_c$ dm^{-3}------			---------- mg dm^{-3}----------						g kg^{-1}
0-10	5,05	1,01	0,51	0,04	146,00	1,80	8,87	53,69	41,40	7,45	21,56
10-20	5,00	1,17	0,40	0,04	115,67	1,55	6,81	59,39	21,76	4,96	21,04
20-40	5,00	0,72	0,25	0,02	104,33	0,44	4,94	71,45	26,14	1,88	17,88
40-60	5,17	0,69	0,26	0,01	94,00	0,36	4,39	74,11	22,19	1,19	15,95
60-90	5,17	0,53	0,19	0,01	72,33	0,22	4,16	65,46	14,58	0,95	13,82
90-120	5,11	0,52	0,19	0,01	61,33	0,20	4,17	64,77	14,81	0,96	11,09

Durante a realização do experimento, foram coletados dados de precipitação pluvial, na estação meteorológica da Universidade de Rio Verde - UniRV e foram medidos os volumes de água percolada e coletas das amostras de água nos lisímetros em função da precipitação.

As medições de água percolada foram realizadas diariamente nos tambores de 60 L para evitar que o mesmo transbordasse. Após a medição da água percolada, coletava-se uma amostra de 60 mL de água em frasco de cor âmbar para análise. Depois de realizada a coleta, descartava-se o restante de água percolada do tambor e o colocava novamente no devido lugar para armazenar o percolado para a próxima coleta.

No Laboratório de Solos e Folhas (LASF) – UniRV, a água percolada foi analisada seguindo-se a metodologia descrita por Silva (2009). Foram realizadas leituras dos teores de K, utilizando leitura fotométrica. Para os teores disponíveis de Ca, Mg, Cu, Fe, Mn, a determinação foi realizada por espectrofotometria de absorção atômica. As determinações dos teores totais de Zn no percolado foram realizadas no Laboratório de Geoquímica Ambiental

da Universidade de Federal de Lavras (UFLA), também, por espectrofotometria de absorção atômica.

A coleta de percolado iniciou-se no dia 21 de novembro de 2012 e finalizou no dia 17 de abril de 2013, totalizando 146 dias de monitoramento ambiental. A colheita da soja foi realizada no dia 08/03/13 (129 dias após aplicação do DLS).

Os resultados das perdas de água e nutrientes, obtidos no presente experimento foram submetidos à análise de variância e, quando houve significância, foi aplicado o teste de comparação de médias Tukey a 5% de probabilidade, utilizando o programa estatístico SISVAR (FERREIRA, 2000).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Precipitações na área experimental

A Figura 2 representa os dados de precipitação ao longo da cultura da soja, plantada na área dos lisímetros nos quais foram aplicadas doses contendo 25 e 100 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos e adubação química. A precipitação pluvial total ocorrida na área experimental, no período de 01 de novembro de 2012 a 17 de abril de 2013 foi de 1952,30 mm com ocorrência de chuvas em quase todos os dias, com grande volume de água.

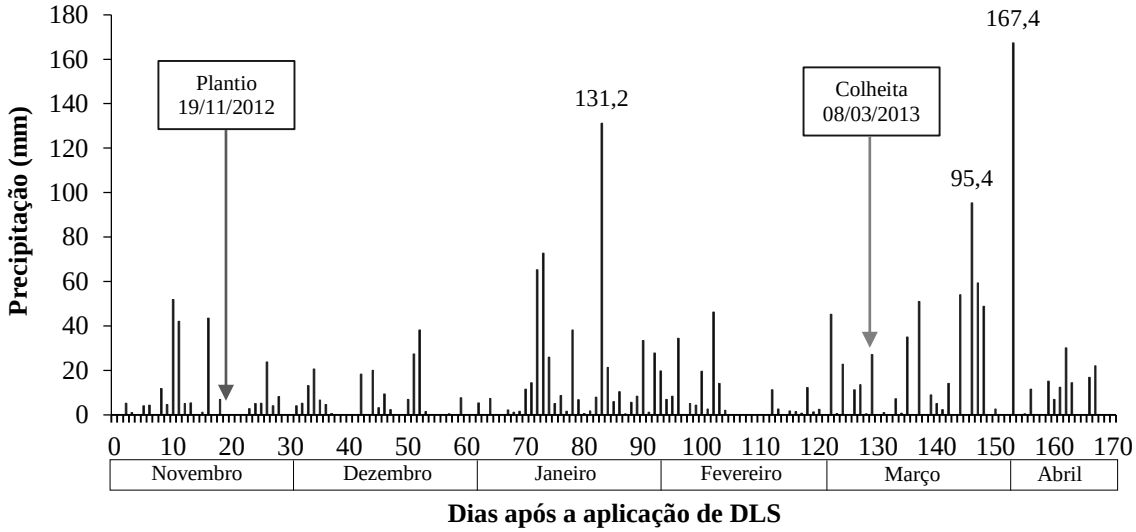

Figura 2. Precipitação pluviométrica diária (mm) ocorrida na área experimental após a aplicação dos dejetos líquidos de suínos no período de 01/11/12 a 17/04/13. Rio Verde – GO, 2012/2013.

Observa-se na Figura 2, que houve, durante a condução do experimento, índices pluviométricos acima de 95 mm nos meses de janeiro, março e abril. As maiores precipitações ocorreram aos 83, 146 e 153 dias após aplicação do dejeto líquido de suíno com 131,2, 95,4 e 167,4 mm, respectivamente.

4.2. Percolação de água

A percolação de água no perfil do solo foi semelhante nos três tratamentos, com pouca diferença entre as adubações (orgânico e mineral) pois, acompanhou os índices de precipitação (Figura 3).

Durante os primeiros 21 dias, após aplicação do DLS, ocorreram precipitações na área experimental, correspondentes a 187 mm. Contudo, nesses primeiros dias não ocorreu percolação da água em nenhum dos tratamentos. Essa condição pode ser explicada pela baixa umidade do solo em decorrência da ausência de chuvas, durante o período de inverno (maio-setembro), que nas primeiras chuvas se encontrava seco, com grande capacidade de reter água. Além do fato dos macro e microporos levarem certo tempo para se saturarem de água e, também, à força gravitacional (BASSO, 2003).

Na Figura 3, observa-se, que após os frequentes eventos de precipitação, a tendência de percolação da água no perfil do solo foi similar, em todos os tratamentos, com valores máximos nos dias 17/01/2013 e 26/03/2013, entre 79 e 147 dias, após aplicação do DLS, respectivamente (Figura 2 e 3).

Nos índices máximos de precipitação (aos 79 e 147 dias) para cada tratamento, os volumes percolados correspondem a 16,13 e 14,16 L m^{-2} para adubação mineral; 16,29 e 13,77 L m^{-2} para a dose de 25 m^3 ha^{-1} de DLS e 15,96 e 13,99 L m^{-2} com a dose de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (Figura 3).

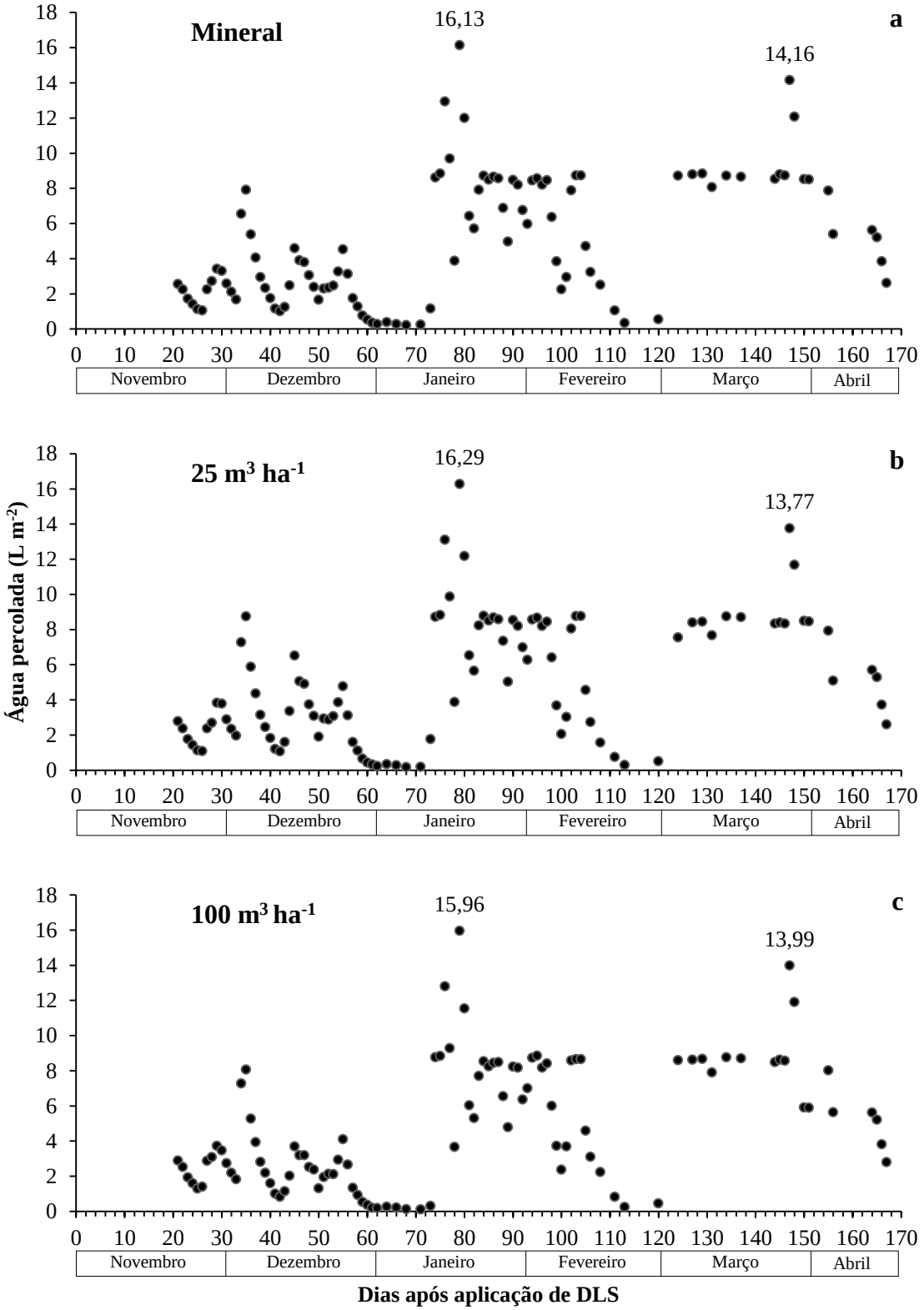

Figura 3. Volume diário de água percolada (L m^{-2}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos(b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013.

De acordo com a análise da variância, o volume total de água percolada em função das adubações não diferiu (P< 0,01), sendo de 527,40 L m^{-2} e 503,23 L m^{-2} com as doses de 25 m^3 ha^{-1} e 100 m^3 ha^{-1} de DLS, respectivamente e 516,04 L m^{-2} para adubação mineral (Figura 4). Estes resultados corroboram com os obtidos por Santos (2007) e Araújo (2010). O volume total de água percolada foi influenciado pelas precipitações. Isso de fato ocorreu devido ao tempo de percolação da água e não às doses de dejetos aplicadas (OWENS et al., 2000).

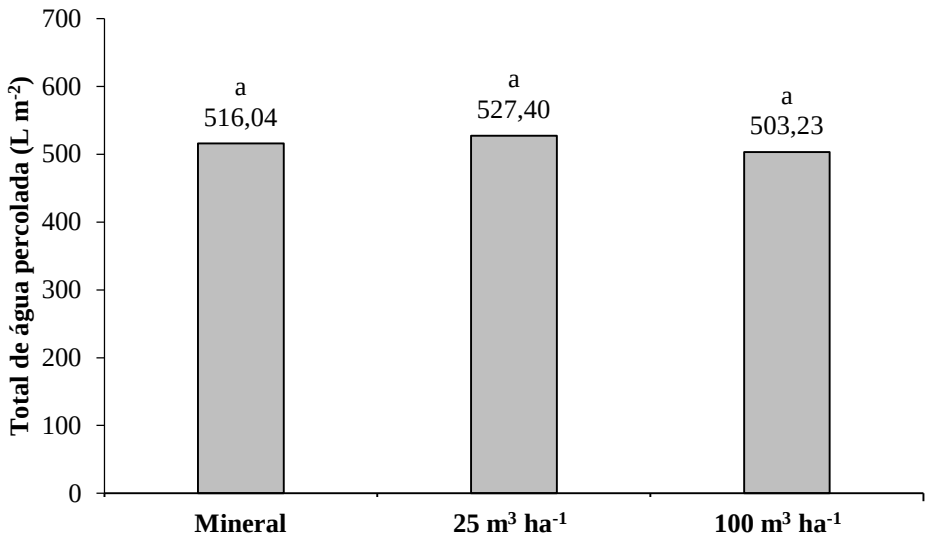

Figura 4. Volume total de água percolada (L m^{-2}) em função da adubação mineral, da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS durante a safra 2012/2013. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de significância.

A média do volume total de água percolada foi menor em relação à precipitação pluviométrica na área. Com isso, 26,41% do volume precipitado foi percolado. De acordo com Camargo (1989); Sousa e Lobato (2002), esse resultado é devido aos solos da região serem argilosos e possuírem maior capacidade de retenção de água, resultando em menor percolação

A cultura da soja foi colhida 129 dias após aplicação do DLS (dia 08 de março de 2013). Porém, nos períodos anteriores à colheita da soja, a frequência das precipitações, alta umidade do solo, absorção e evapotranspiração da cultura, provavelmente, não influenciaram nas percolações que se mantiveram contínuas, antes da maturidade fisiológica da soja, mesmo em períodos com ausência de precipitações (mês de fevereiro).

Esses resultados não corroboram com os obtidos por Santos (2007), no qual trabalhou na mesma área experimental com maior déficit hídrico para o mesmo período analisado

(novembro a abril), e que a cultura da soja influenciou nas percolações de água, pois, em alguns períodos ocorreu precipitação, mas não ocorreu percolação.

4.3. Potássio no percolado

4.3.1. Teores de potássio

Os teores de potássio lixiviados durante o período experimental podem ser visualizados na Figura 5. De acordo com a influência da precipitação, observou-se que os maiores teores de K no percolado ocorreram durante o período contínuo de chuvas nos meses de Janeiro, Fevereiro e Março. Para os tratamentos com adubo mineral e 25 m^3 ha^{-1} de DLS (Figura 5), os maiores teores de K foram encontrados após 68 e 120 dias da aplicação do DLS, com teores de 1,20 e 1,30 mg L^{-1}, respectivamente. Para esses tratamentos, os teores de K mantiveram-se semelhantes.

No tratamento com 100 m^3 ha^{-1} de DLS (Figura 5c), os maiores teores de K no percolado foram de 16,9 e 17,6 mg L^{-1}, correspondendo a 104 e 148 dias após aplicação do DLS, respectivamente. O teor de 17,6 mg L^{-1} foi o maior teor de potássio, encontrado durante toda condução do presente estudo.

A frequência de precipitação pluviométrica juntamente com a maior dose DLS (100 m^3 ha^{-1}) influenciaram diretamente na percolação de potássio, criando maior mobilidade desse elemento. Nessa dose, os teores de K atingiram os maiores picos, pois, provavelmente o K está sendo acumulado no solo nos últimos 14 anos de aplicações contínuas de DLS.

Fato esse confirmado por Paglia et al. (2007) no qual verificaram aumento da concentração de potássio na solução do solo lixiviada, à medida em que aumentou a dosagem de K_2O aplicado em solo que havia recebido lodo de esgoto. Werle et al. (2008) afirmam que vários fatores influenciam na percolação de potássio e que as perdas estão diretamente ligadas ao teor K residual no solo, resultante de altas doses de aplicação de dejeto de suínos.

Observando as concentrações de K na água percolada, verificou-se que os teores de K em função da aplicação de 100 m^3 ha^{-1} de DLS está fora do padrão encontrado por Ayers e Westcot (1991) de 0 a 2 mg L^{-1} de K, desta forma, existe potencial contaminante do K na água percolada com uso de DLS em doses consecutivas e acima de 100 m^3 ha^{-1}.

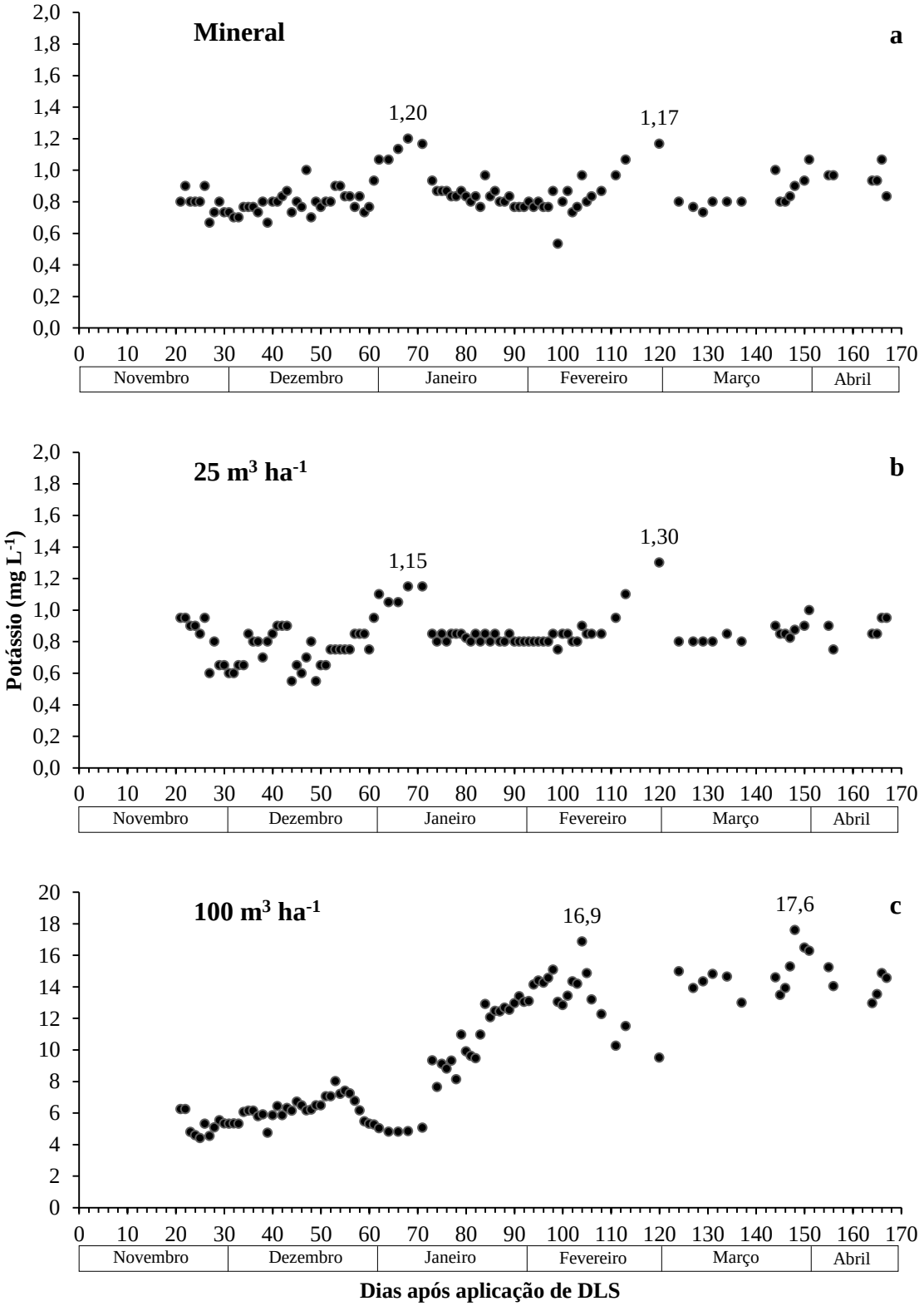

Figura 5. Teores de potássio na água percolada (mg L^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos(b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013.

4.3.2. Perdas de potássio

Na Figura 6, observa-se as perdas de potássio em função da água percolada, decorrente da adubação mineral e das aplicações de dejeto líquido de suíno nas doses de 25 e 100 m³ ha^{-1}. Na adubação mineral e dose 25 m³ ha^{-1} de DLS, os maiores índices de percolação de água influenciaram (79 dias após aplicação de DLS) nas perdas de potássio por lixiviação, após ocorrem as percolações correspondente a 16,13 e 16,29 L m^{-2} que resultaram em perdas de 140,11 e 138,47 g ha^{-1} de potássio, respectivamente. Nesses tratamentos, ocorreram os menores valores médios de perda de K. As lixiviações de potássio não foram somente influenciadas pela perda de água, mas também pelo alto teor de potássio, após o evento de precipitação.

Durante a condução do experimento, o pico de perda de K ocorreu no tratamento com aplicação de 100 m³ ha^{-1} de DLS correspondendo 2136,77 g ha^{-1}, 147 dias após aplicação do dejeto e perdas de água igual 13,99 L m^{-2}. Nesse tratamento, a maior percolação de água de 15,96 L m^{-2} proporcionou perdas de 1747,36 g ha^{-1} sendo 18,22 % inferior ao maior pico encontrado (2136,77 g ha^{-1}), e a terceira maior perda no tratamento de 100 m³ ha^{-1} de DLS.

As perdas de K continuaram mesmo nos períodos com ausência de precipitações (mês de fevereiro), acompanhando o índice de percolação (Figuras 2 e 6). Pode-se compreender que de fato o solo armazenou a água proveniente das precipitações ocorridas anteriormente e mantiveram-se as perdas por lixiviação posteriormente.

Em solos argilosos, a intensidade de lixiviação de K não é constante, devido à capacidade de reter maiores quantidades de K (FONTES et al., 2001; WERLE et al., 2008). Entretanto, com a saturação da capacidade de reter o K, pode ocorrer a lixiviação mesmo em condições de alto teor de argila. Segundo Paglia et al. (2007) a precipitação influencia diretamente nas perdas de K, juntamente com a dosagem aplicada.

No mesmo sentido, Oliveira (2000) e Oliveira et al. (2004) afirmam que as aplicações de dejetos de forma sucessiva, ocasionam na saturação de K nas camadas mais profundas do solo e, consequentemente, aumentando a lixiviação deste. Resultados semelhantes foram obtidos por Ceretta et al., (2003); Basso, (2003); Klepker e Anghinoni, (1995); Cassol et al., (2011). O excesso de adubação mineral e aplicações sucessivas de DLS podem prejudicar o rendimento das culturas e o possível enriquecimento das águas subterrâneas.

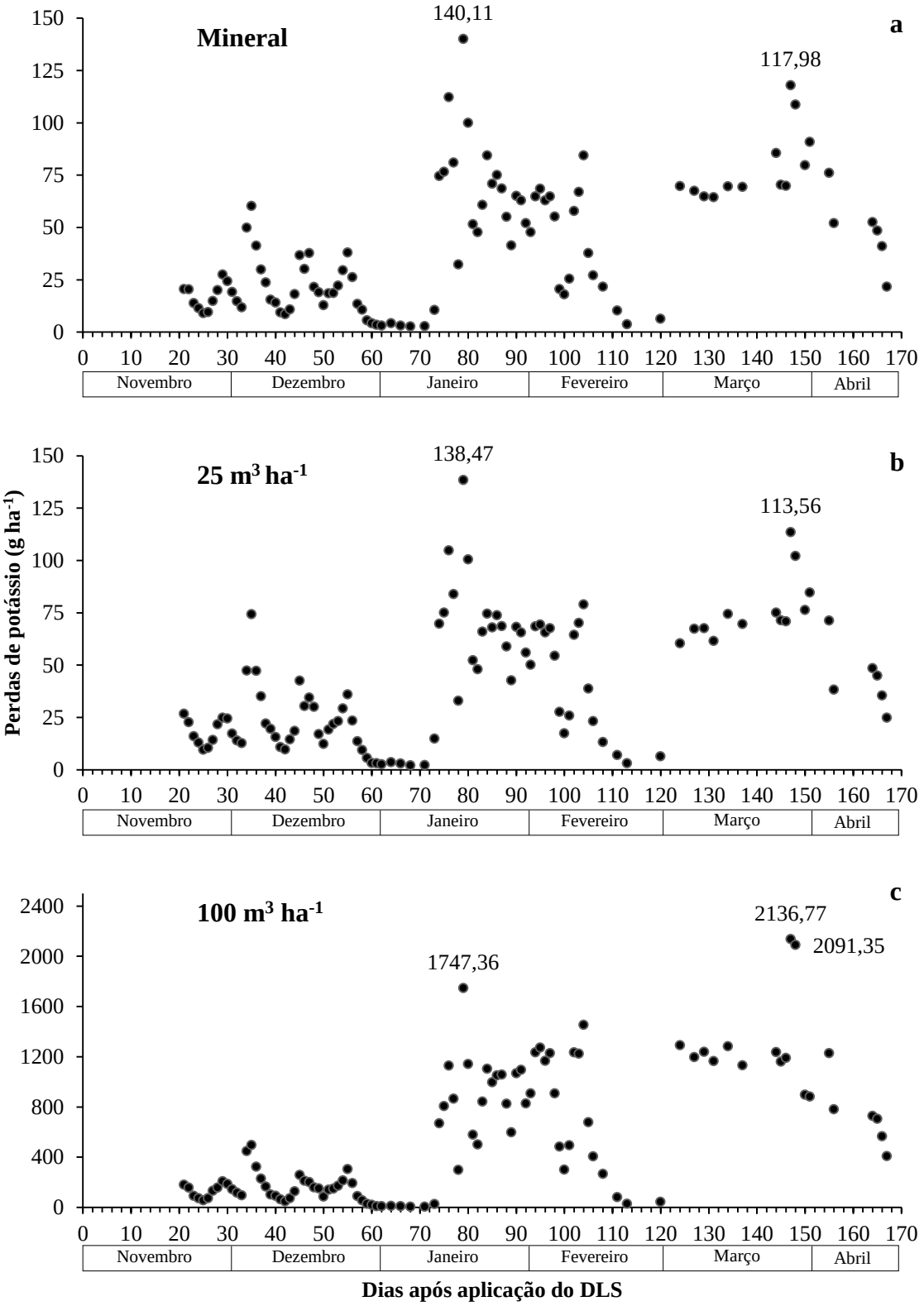

Figura 6. Quantidade de potássio na água percolada (g ha^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos(b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013.

De acordo com a análise de variância, as perdas acumuladas de potássio em função das adubações diferiram a P<0,01.

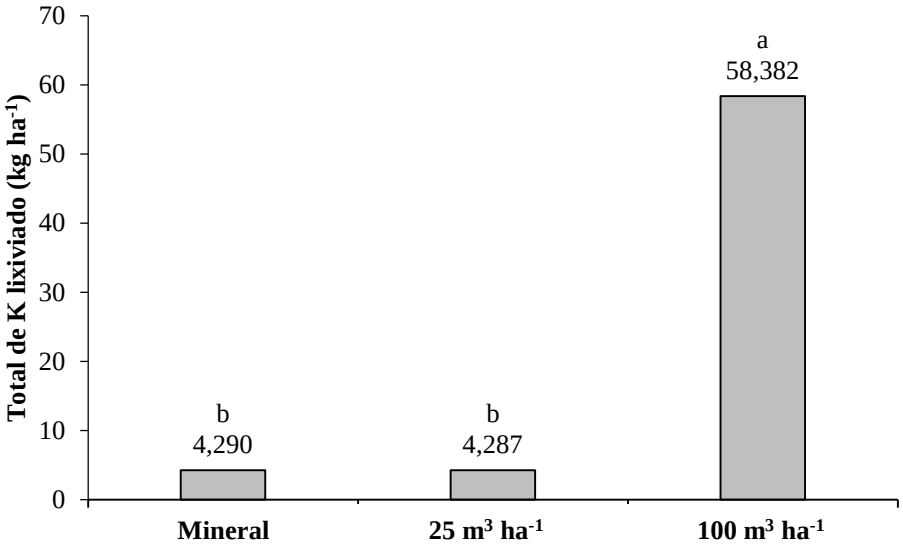

Figura 7. Quantidade total de potássio lixiviado (kg ha^{-1}) em função da adubação mineral, da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS durante a safra 2012/2013. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de significância.

Para os resultados obtidos pelo teste de Tukey (P<0,05), observa-se que não houve diferença entre as perdas totais de potássio para as doses de DLS com 25 m^3 ha^{-1} e adubação mineral. Na aplicação de 100 m^3 ha^{-1}, as perdas de K totalizaram 58,382 kg ha^{-1} sendo significativamente superior aos demais tratamentos. Nessa dose, os valores, superaram em 1261,83 % a adubação mineral e 1260,89 % a dose de 25 m^3 ha^{-1} de DLS (Figura 7).

A análise geral dos dados permite inferir que, quando as quantidades de nutrientes aplicadas são maiores que as necessidades das plantas e da capacidade de adsorção do solo, as transferências tendem a ser maiores. De acordo com Bertol et al. (2010) o K possui baixa reatividade com o solo, podendo ocorrer uma mobilidade maior.

As quantidades de K_2O aplicada via 100 m^3 ha^{-1} de DLS de 60,88 kg ha^{-1} para cultura da soja, eram para serem suficientes num solo rico em K. Segundo Sousa; Lobato (2004) a quantidade de K_2O recomendada para a produção de 3 t ha^{-1} de soja é de 60 kg ha^{-1} de K_2O. Desta forma, o K aplicado no solo seria extraído pela cultura, consequentemente não lixiviaria. Entretanto, as adubações de 13 anos anteriores com aplicações sucessivas de DLS forneceram quantidades excessivas de K, o que ocasionou os maiores teores no perfil do solo e como consequência a lixiviação.

Pimentel et al. (2012) realizaram experimento, utilizando colunas de lixiviação, onde as aplicações de dejetos com dose de 90 m³ ha^{-1} proporcionaram a perda de 0,633 kg ha^{-1} de K lixiviado em período de dez dias de coleta. Peles (2007) verificou que a perda de potássio acompanhou a dose de DLS aplicada. No trabalho, em questão, a dose de DLS aplicada foi de 90 m³ ha^{-1} com perdas de 6,9 kg ha^{-1} de K lixiviado.

Menezes et al. (2010), utilizando a aplicação de DLS no desenvolvimento da soja, verificaram que as maiores perdas de K por lixiviação ocorreram na aplicação de 25 m³ ha^{-1} de DLS (perfazendo o total de aproximadamente 31,470 kg ha^{-1}) e não devido à quantidade de nutriente adicionada, pois com a aplicação de 100 m³ ha^{-1} lixiviou-se 22,780 kg ha^{-1}, demostrando que a quantidade de nutriente exportado pela cultura na aplicação de 25 m³ ha^{-1} de DLS foi provavelmente menor e, consequentemente, os teores de K na água percolada foram superiores. Como houve menor produção de biomassa e de grãos nas plantas que receberam a menor dose de dejetos (MENEZES et al, 2010) a quantidade de K absorvida e exportada pela cultura foi menor e, consequentemente, os teores na água foram maiores.

Nesse sentido, após sucessivas aplicações de DLS, Lourenzi (2010), encontrou incremento de potássio com 19 aplicações de dejeto de suíno, sendo a maior dose de 80 m^3 ha^{-1}, que provocou a transferência do potássio para as camadas mais profundas do solo, bem como perdas por percolação.

De acordo com Rosolem et al. (1996), além do monitoramento dos teores de potássio, é necessário que ocorram o planejamento e manejo adequado das adubações com fontes de potássio, pela importância do ponto de vista econômico.

Outro aspecto importante é do ponto de vista ambiental da mobilidade do K. De acordo com Ficha de Informações Toxicológicas (FIT) do CETESB (2012a), não existe evidência de que os níveis de potássio encontrados na água possam causar qualquer risco à saúde do consumidor. Porém, a principal preocupação está relacionada ao consumo de água potável tratada com cloreto de potássio (KCl) que pode causar efeitos negativos em indivíduos de grupos de alto risco, como: portadores de insuficiência renal, hipertensão e diabetes.

Para as espécies vegetais, Meurer (2006) relata que não se tem conhecimento de toxidez causada pelo K em plantas, apesar de este nutriente ser absorvido em quantidades superiores às necessárias, caracterizando consumo de luxo.

O K na água não traz grandes problemas, pois, este já está presente em quantidades consideráveis na solução do solo. De acordo com Grohskopf (2013), o K no solo não é adsorvido por complexos de esfera interna na superfície dos colóides, em virtude desse

elemento formar somente ligações iônicas de baixa energia com a superfície específica, observando-se rápida reposição do K retirado da fase líquida pela fase sólida do solo, tendendo parte do K a ficar na fase líquida na solução do solo, estando sujeito aos processos de perdas por lixiviação se não absorvidos pelas plantas. Esse mesmo autor relata que o K no DLS está presente na forma mineral solúvel, ficando suscetível à dissolução e transporte no solo.

4.4. Cálcio no percolado

4.4.1. Teores de cálcio

As quantidades de cálcio (Ca) lixiviadas durante o período de desenvolvimento da soja podem ser visualizadas na Figura 8. Analisando a tendência da precipitação e os teores de Ca no percolado, observou-se que os maiores teores de Ca ocorreram durante os meses de Dezembro, Janeiro e Fevereiro.

Os maiores teores de Ca para os tratamentos com 25 m^3 ha^{-1} (Figura 8b) e adubo mineral (Figura 8a), ocorreram 39 e 90 dias após aplicação de DLS, com teores de 0,64 e 1,16 mg L^{-1} e perdas de água percolada no valor de 0,64 e 1,16 L m^{-2}, respectivamente. Para esses tratamentos a adubação mineral superou em 81,25 % o teor máximo de cálcio comparado ao tratamento com 25 m^3 ha^{-1} de DLS.

No tratamento com 100 m^3 ha^{-1} de DLS (Figura 8c), o maior teor de Ca na água percolada foi de 2,41 mg L^{-1}, correspondendo às percolações ocorridas 113 dias após aplicação do DLS com perda de água igual a 0,26 L m^{-2}. O teor de 2,41 mg L^{-1} foi o maior teor de Ca encontrado durante todo o experimento. Nessa dose, o enriquecimento do solo e da água percolada pelos teores de Ca, atingiram valores máximos devido à dosagem e, também, ao acúmulo de Ca durante os doze anos anteriores de aplicação.

Em todos os tratamentos, verificou-se que os picos atingidos (teor de Ca) foram quando a precipitação se manteve menos intensa (pouca precipitação) com menores perdas de água, demonstrando uma possível concentração dos teores no percolado (Figuras 2 e 3). Esse fato fica evidente, principalmente, quando se comparam as maiores perdas de água, devido à maior precipitação com as perdas de água nos dias com maiores teores e pouca precipitação.

Durante o período do experimento, a frequência de precipitação pluviométrica juntamente com a maior dose DLS (100 m^3 ha^{-1}) influenciaram nas perdas de cálcio, que vão tendo mobilidade de forma crescente após a aplicação de DLS (Figura 8c).

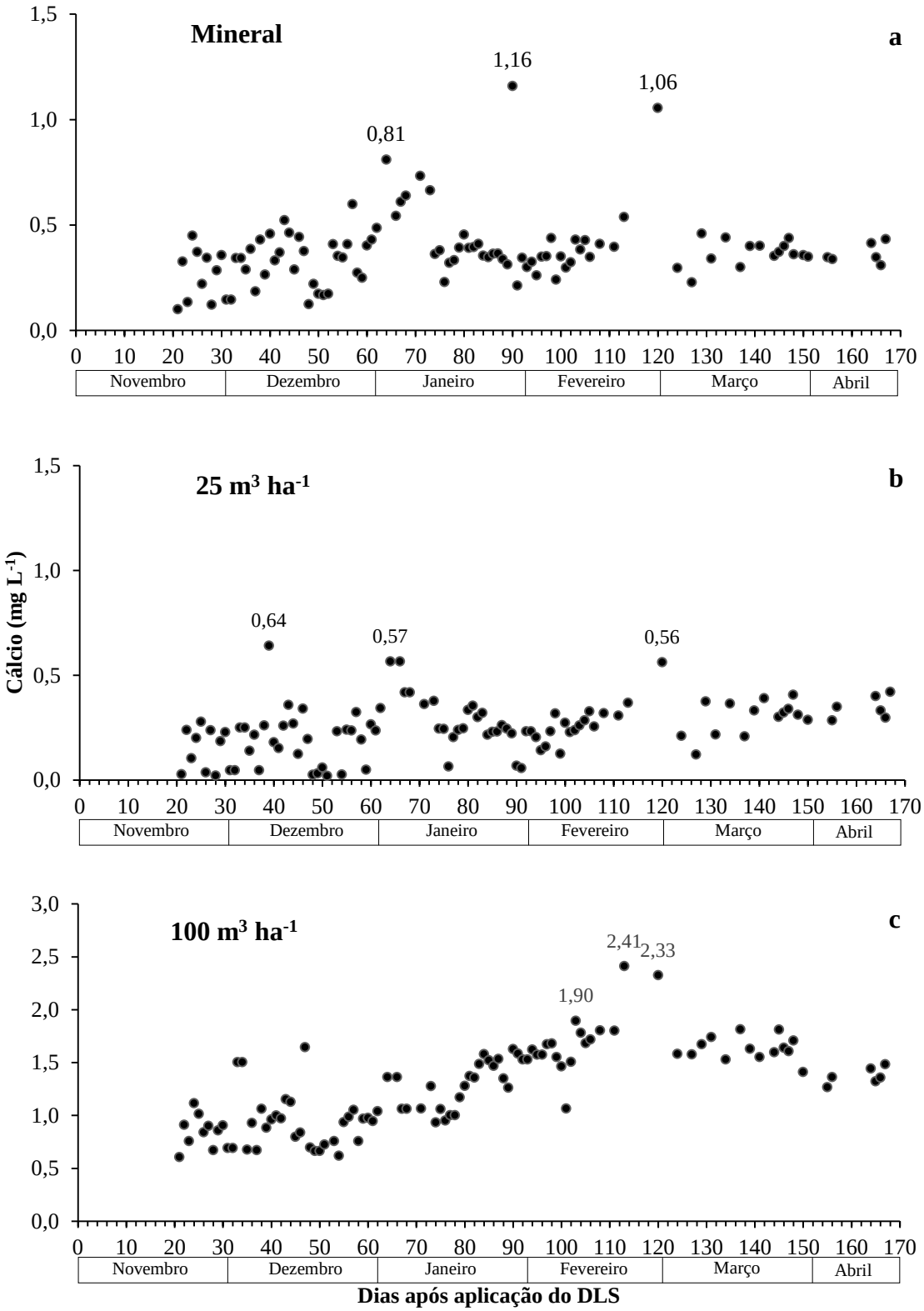

Figura 8. Teores de cálcio na água percolada (mg L^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos(b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013.

Para Menezes et al. (2010), as perdas de bases como cálcio, magnésio e potássio, por lixiviação variam de acordo com a disponibilidade destes nos resíduos orgânicos e, principalmente, pela força de adsorção pelas partículas do solo. Por esse motivo, o Ca apresenta mobilidade limitada (FONTES et al., 2001).

Segundo Maggi et al. (2011), o cálcio por ser mais fortemente adsorvido no solo que amônio, potássio e magnésio, não apresenta lixiviação tão intensa e, na verdade, não chega a ser preocupante, em termos de perdas. No trabalho de Maggi et al. (2011), os autores utilizaram aplicações sucessivas com doses de 100, 200 e 300 m^3 ha^{-1}, eles observaram que os teores de P, K e Ca no percolado aumentaram conforme aumento das aplicações de DLS.

Não foram encontrados na literatura trabalhos que abordem os riscos toxicológicos do Ca. Porém, de acordo Richter (2009), o Ca juntamente com o magnésio são íons que caracterizam a dureza da água, e do ponto de vista da saúde pública não há objeções ao consumo de águas duras (150-300 mg L^{-1} $CaCO_3$) ou muito duras (>300 mg L^{-1} $CaCO_3$). Pelo contrário, existe uma correlação entre águas moles (<50 mg L^{-1} $CaCO_3$) e certas doenças cardíacas.

No presente experimento, os teores máximos de Ca estão bem abaixo dos valores recomendados. Analisando a concentrações de Ca na água percolada, pode-se observar que os teores de Ca em todos os tratamentos estavam normais, portanto não existe potencial contaminante de Ca na água percolada com o uso de DLS aplicado no solo.

4.4.2. Perdas de cálcio

As perdas de Ca durante o período experimental decorrente da adubação mineral e das aplicações de dejeto líquido de suíno nas doses de 25 e 100 m^3 ha^{-1} podem ser visualizados na Figura 9. Avaliando a influência da precipitação e as perdas de cálcio no percolado, observou-se que as maiores perdas de cálcio ocorreram durante o período contínuo de chuvas. Esse fato não corrobora com Peles (2007), onde em seu experimento utilizando gesso e dejeto de suíno, a cada evento de precipitação, as perdas de cálcio diminuíram com o passar do tempo.

A percolação de água (90 e 147 dias após aplicação de DLS) influenciou nas perdas, após ter ocorrido perdas de água com valores de 8,47 L m^{-2} para adubação mineral e 13,77 L m^{-2} para dose 25 m^3 ha^{-1} de DLS.

Para o tratamento com adubo mineral, a maior perda de Ca (94,27 g ha^{-1}) superou em 168,16% as perdas (56,06 g ha^{-1}) para o tratamento com 25 m^3 ha^{-1} de DLS. Nesses

tratamentos, os teores de Ca perdidos por lixiviação foram inferiores ao tratamento com 100 m³ ha^{-1} de DLS.

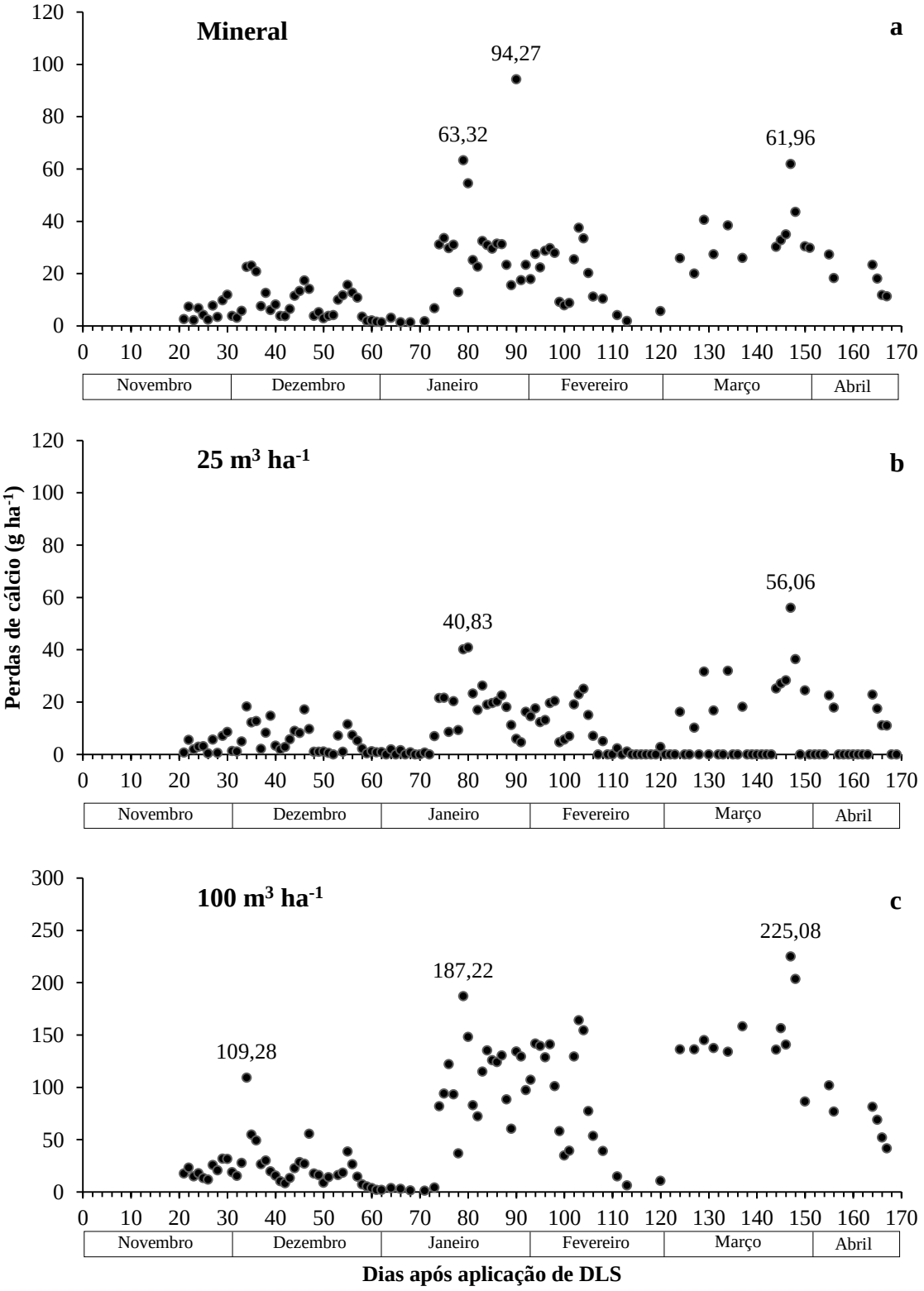

Figura 9. Quantidade de cálcio na água percolada (g ha^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos(b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013.

Na condução do experimento, os maiores picos de Ca ocorreram no tratamento com aplicação de 100 m³ ha^{-1} de DLS correspondendo a 225,08 g ha^{-1}, 147 dias após aplicação do dejeto e perdas de água igual 13,77 L m^{-2}. A alta concentração de Ca no percolado e volume de água percolada influenciaram diretamente nas perdas de Ca. Nessa dose, a maior percolação de água (15,96 L m^{-2}) ocorreu 79 dias após aplicação de DLS e proporcionou perdas de Ca igual a 187,22 g ha^{-1}, sendo 20,22 % inferior ao maior pico encontrado.

A lixiviação de Ca ocorreu mesmo nos períodos sem precipitação (mês de Fevereiro), acompanhando o índice de percolação. Isso ocorreu, pois, o solo armazenou a água proveniente das precipitações ocorridas nos dias anteriores e a percolação da solução do solo manteve-se posteriormente.

Não foi realizada análise foliar da cultura da soja, entretanto, provavelmente ocorreu uma tendência de que a cultura da soja não tenha influenciado nos teores de cálcio, onde antes da maturação fisiológica da cultura e mesmo após a colheita aos 129 dias da aplicação do DLS, os teores mantiveram-se altos, devido à concentração de Ca na solução do solo e o processo de percolação da água. Na planta, de acordo com Dechen e Nachtigall (2007), o Ca é um elemento essencial para o crescimento, funcionamento apropriado dos ápices radiculares e influi indiretamente, no rendimento das culturas. Ele é absorvido pela planta e transportado no xilema e em parte no floema, depois de transportado para as folhas, torna-se imóvel, sendo somente redistribuído em condições especiais (VITTI et al., 2006).

Em se tratando de rendimentos da cultura de soja, na mesma área, experimental, Cassel (2013), utilizando-se doses de DLS (25 m³ ha^{-1}, 50 m³ ha^{-1}, 75 m³ ha^{-1} e 100, m³ ha^{-1}) e adubação mineral, verificou resultados com tendência linear, crescente, onde a maior dose de dejetos aplicada (100 m^3 ha^{-1}) proporcionou os maiores rendimentos de grãos de soja (3.810 kg ha^{-1}).

Pela análise de variância, as perdas de Ca em função das adubações diferiram ($P<0,01$). O acúmulo de Ca lixiviado decorrente do tratamento de 25 m³ ha^{-1} de DLS e adubação mineral totalizaram perdas de 1,23 e 1,86 kg ha^{-1} respectivamente.

De acordo com o teste de Tukey ($P<0,05$), apresentados na Figura 10, observa-se que não houve diferença significativa entre as perdas totais de Ca para os tratamentos de 25 m³ ha^{-1} de DLS e adubação mineral. Na aplicação de 100 m³ ha^{-1} de dejeto, as perdas de Ca totalizaram 6,77 kg ha^{-1} sendo significativamente superior aos demais tratamentos, superando em 450 % à adubação mineral e 264 % à dose de 25 m³ ha^{-1} de DLS (Figura 10).

Mesmo não ocorrendo diferença significativa entre os tratamentos adubação mineral e 25 m³ ha^{-1} de DLS, observou-se que numericamente ocorreram as maiores perdas de Ca na

adubação mineral (1,5 vezes maior). Maggi (2011) verificou que o teor de Ca no material percolado foi maior para os tratamentos que receberam adubação. Isso ocorreu, pois, mesmo o adubo mineral não sendo à base de Ca em sua composição, ele apresenta altos teores (cerca de 11%), contribuindo para o aumento dos teores de Ca nos tratamentos que recebem adubação.

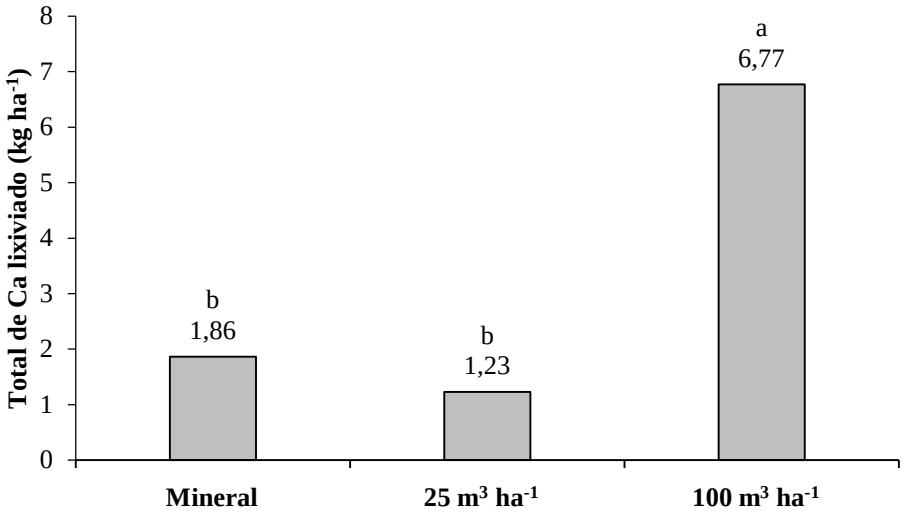

Figura 10. Quantidade total de cálcio lixiviado (kg ha^{-1}) em função da adubação mineral, da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS durante a safra 2012/2013. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de significância.

Em trabalho realizado na mesma área experimental com as mesmas doses de DLS, Menezes et al. (2010) verificaram que o teor médio de Ca dos tratamentos foi de 0,63 kg ha^{-1}. De forma geral, além de não se ter estudos sobre os efeitos do enriquecimento de Ca nos compartimentos ambientais. Na literatura, não existem relatos de toxidez de Ca em plantas devido à baixa mobilidade e armazenamento no vacúolo das células (DECHEN; NACHTIGAL, 2007). Entretanto, as perdas de cálcio devem ser utilizadas no monitoramento ambiental da qualidade da água tanto subterrânea como superficial, em que qualquer elemento em excesso pode causar desequilíbrios ambientais.

4.5. Magnésio no percolado

4.5.1. Teores de magnésio

A quantificação dos teores de magnésio (Mg) lixiviados durante o período de desenvolvimento da cultura da soja podem ser visualizados na Figura 11.

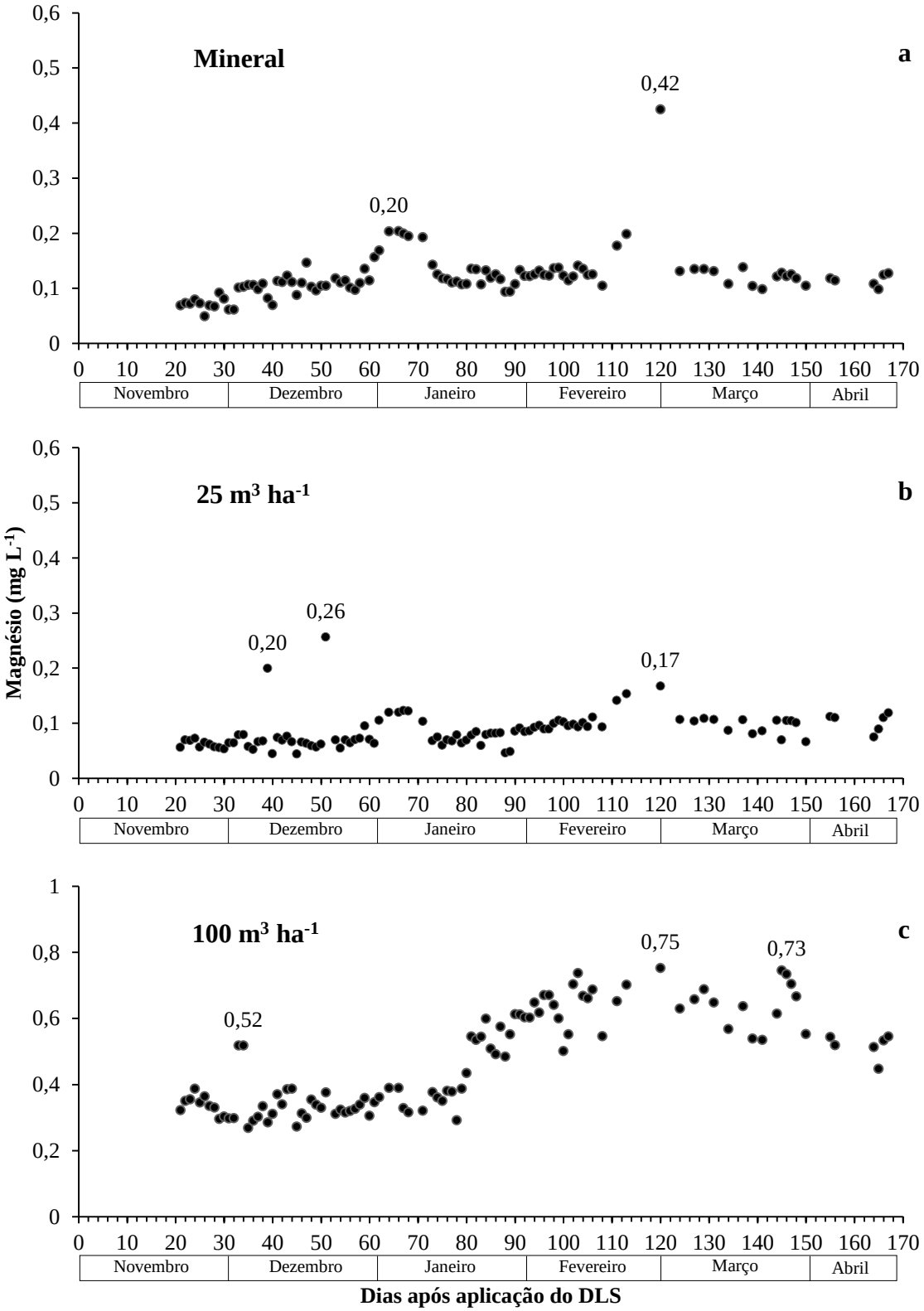

Figura 11. Teores de magnésio na água percolada (mg L^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos(b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013.

Interpretando a curva da precipitação e os teores de Mg no percolado, observou-se que os teores máximos de Mg foram predominantes nos meses de Dezembro, Fevereiro e Março.

Comparando os teores máximos em cada tratamento, pode-se avaliar que os maiores teores de Mg para os tratamentos com adubo mineral (Figura 11a) e 25 m^3 ha^{-1} (Figura 11b), ocorreram 120 e 51 dias após aplicação do dejeto, com teores de 0,42 e 0,26 mg L^{-1} e perdas de água percolada igual a 0,54 e 2,93 L m^{-2}, respectivamente. A adubação mineral superou em 61,54 % o teor de Mg máximo quando comparado ao tratamento com dose 25 m^3 ha^{-1} de DLS.

Para dose de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (Figura 11c), 120 dias após sua aplicação (com perda de água no valor de 0,45 L m^{-2}), ocorreu o maior teor de Mg no lixiviado, igual a 0,75 mg L^{-1}. Esse valor correspondeu ao maior teor de Mg encontrado durante o monitoramento ambiental, em que os teores mantiveram-se de forma crescente devido à frequência de eventos chuvosos e pela maior quantidade de Mg nessa dose. Com os resultados, pode-se afirmar que o tratamento com 100 m^3 ha^{-1} de DLS influenciou nos teores de Mg na água percolada. Em estudo utilizando doses de dejeto (30, 60 e 90 m^3 ha^{-1}), Peles (2007) verificou que nenhum dos tratamentos influenciou nos teores de magnésio na água escoada superficialmente, pois, o solo em questão não recebeu tratamentos com altos teores de magnésio, mantendo concentração similar.

Nos tratamentos, observou-se que os teores máximos de Mg ocorreram quando a precipitação se manteve menos intensa com menores perdas de água, demonstrando que durante o decréscimo da precipitação e perdas de água, a solução do solo ficou concentrada (Figuras 2 e 3). Essa situação fica mais perceptível quando se compara as maiores perdas de água devido ao excesso de chuvas com as perdas de água, nos dias com maiores teores de Mg e pouca chuva.

Analisando as concentrações de Mg na água percolada, pode-se observar que os teores de Mg em todos os tratamentos não apresentam potencial de contaminação na água percolada com o uso de DLS.

4.5.2. Perdas de magnésio

Na Figura 12, observam-se as perdas de Mg decorrentes das aplicações dos tratamentos com adubo mineral, e dose de 25 e 100 m^3 ha^{-1} de DLS. De acordo Vitti et al. (2006), as perdas de Mg por processo de lixiviação dependem da quantidade de água que

infiltra no solo e da concentração de Mg na solução do solo, a qual pode ser aumentada pela adição de adubação mineral, aumentando o teor Mg lixiviado.

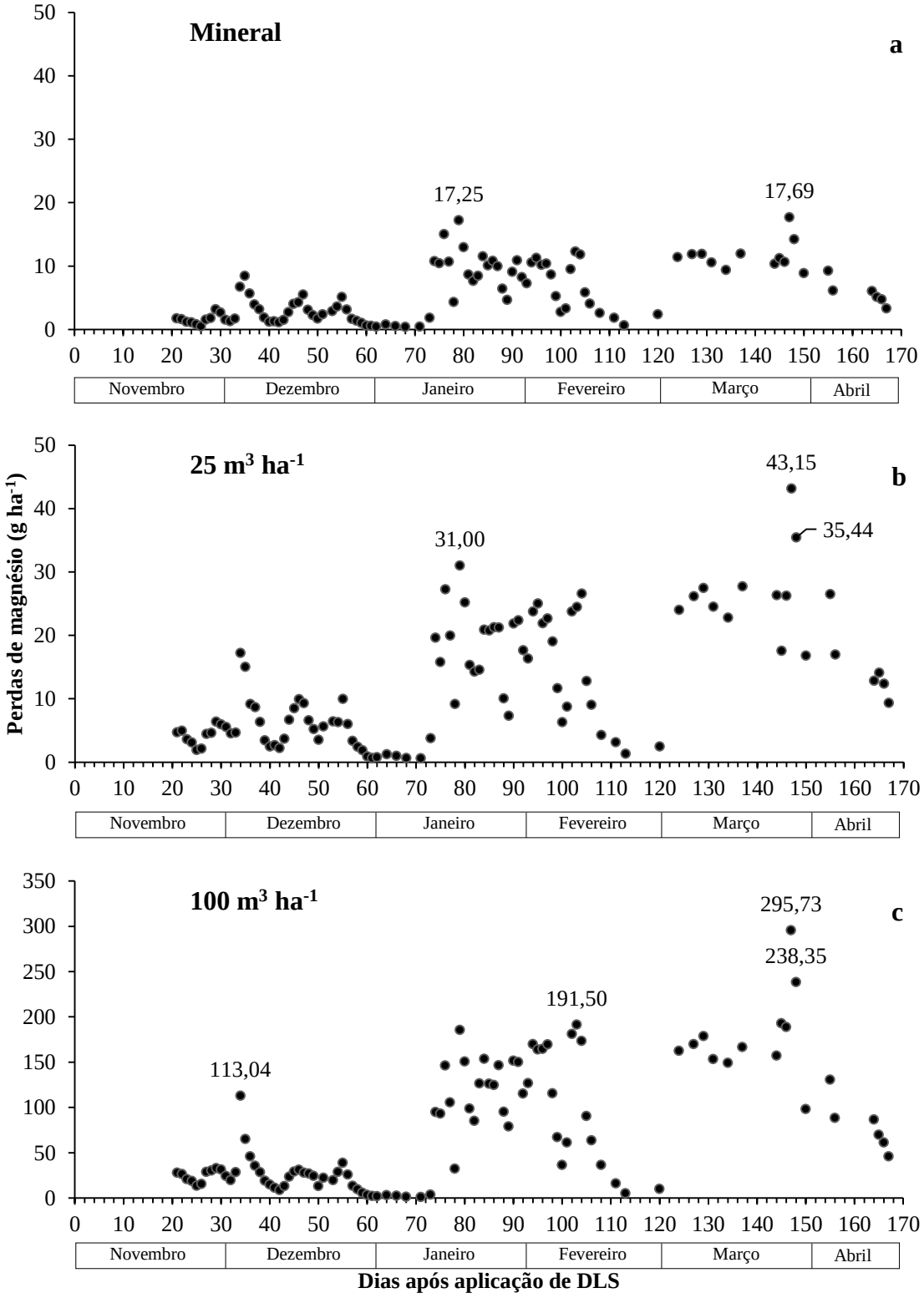

Figura 12. Perdas de magnésio (g ha^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos (b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013.

Avaliando o índice pluviométrico (Figura 2) e as perdas de Mg por lixiviação (Figura 12), observou-se que as maiores perdas de Mg ocorreram durante o período chuvoso. As frequentes precipitações influenciaram na percolação de água que por sua vez influenciaram nas perdas de Mg.

No tratamento com adubo mineral e 25 m³ ha^{-1} de DLS, a maior perda de Mg foi de 17,69 e 43,14 g ha^{-1}, respectivamente. A adubação mineral superou em 143,87% o tratamento com 25 m³ ha^{-1} de DLS. Nesses tratamentos, os valores de Mg perdidos por lixiviação foram inferiores à dose de 100 m³ ha^{-1} de DLS. Como já relatado nos tópicos 4.3.2 e 4.4.2, as perdas para K e Ca, respectivamente, seguiram essa tendência.

Considerando os maiores picos de Mg perdido por lixiviação, identificou-se que os mesmos ocorreram no tratamento com dose de 100 m³ ha^{-1} de DLS. Nesse tratamento, a maior perda foi de 295,73 g ha^{-1}. De fato, em todos os tratamentos, as maiores perdas de Mg, aconteceram 147 dias após aplicação do DLS (com perdas de água igual 13,77 L m^{-2}). Esse volume de água percolada proporcionou as maiores perdas, também, para o elemento Ca (tópico 4.4.2).

As perdas de Mg continuaram nos períodos com ausência de precipitação, mantendo as perdas constantes. Para confirmar a possibilidade de lixiviação do Mg, os autores Wadt e Wadt (1999) avaliaram o efeito da incubação do solo com fontes de carbonato e de sulfato de cálcio na lixiviação de cátions, e obtiveram resultados que mostram a lixiviação intensa do Mg em aplicações isoladas de sulfato de cálcio.

Para Galvão et al. (2008), as quantidades de nutrientes adicionadas utilizando esterco de bovinos (dose média de 1600 kg ha^{-1}), excedem as exigências das culturas e resulta em acumulações significativas de Mg e Ca, ocorrendo a indicação de migração vertical de Mg e potencial de perdas desse elemento por drenagem no perfil do solo. Nesse sentido, Shone (1967) citado por Vitti et al. (2006) relata que doses muito elevadas de adubos potássicos (usado em solos pobres em Mg^{2+}) podem causar diminuição da absorção de Mg, provocando a lixiviação para camadas mais profundas, fora do alcance das raízes.

Avaliando-se, a perda de Mg, nota-se que pela análise de variância houve diferenças entre os tratamentos ($P<0,01$). O total de Mg lixiviado decorrente do adubo mineral e dose de 25 m³ ha^{-1} de DLS totalizaram perdas de 0,52 e 0,42 kg ha^{-1}, respectivamente.

De acordo com o teste de comparação de média Tukey ($P<0,05$), apresentados na Figura 13, percebe-se que não houve diferença significativa entre as perdas totais de Mg para os tratamentos de 25 m³ ha^{-1} de DLS e adubação mineral. No tratamento com dose de 100 m³ ha^{-1} de DLS, as perdas de Mg totalizaram 2,59 kg ha^{-1} e a perda acumulada de Mg foi

significativamente superior aos demais tratamentos, superando em 398,07 % a adubação mineral e 516,67 % à dose de 25 m³ ha^{-1} de DLS (Figura 13).

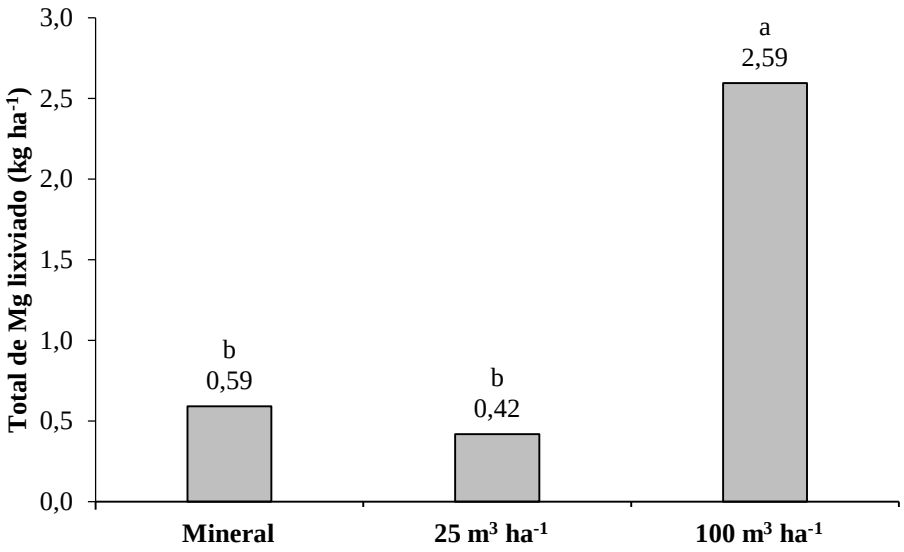

Figura 13. Quantidade total de magnésio lixiviado (kg ha^{-1}) em função da adubação mineral, da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS durante a safra 2012/2013. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de significância.

De acordo com o teste de comparação de média Tukey (P<0,05), apresentado na Figura 13, percebe-se que não houve diferença significativa entre as perdas totais de Mg para os tratamentos de 25 m³ ha^{-1} de DLS e adubação mineral. No tratamento com dose de 100 m³ ha^{-1} de DLS, as perdas de Mg totalizaram 2,59 kg ha^{-1} e a perda acumulada de Mg foi, significativamente, superior aos demais tratamentos, superando em 398,07 % a adubação mineral e 516,67 % à dose de 25 m³ ha^{-1} de DLS (Figura 13).

Na mesma área experimental, Menezes et al. (2010) verificaram que as maiores perdas de Mg ocorreram na aplicação de 100 m³ ha^{-1} de DLS, essa dose proporcionou perda de 0,81 kg ha^{-1} de Mg lixiviado e foi, significativamente, superior ao tratamento com adubo mineral que obteve perda de 0,39 kg ha^{-1}.

De fato, a maior dose de DLS proporciona maiores quantidades de Mg que favorecem a lixiviação. Mas outros fatores, também, podem interferir na mobilidade do Mg. Raij (2011), afirma que as perdas de cálcio e magnésio dos solos por lixiviação ocorrem com a introdução no sistema de fontes de acidez ou doadores de prótons, basicamente amônio ou materiais com nitrogênio que liberam amônio, ocorrendo o aparecimento de H+, prontamente incorporado ao solo em forma não dissociada, bloqueando as cargas negativas e liberando as bases em

quantidades equivalentes, essas perdas são mais sérias sob condições de adubações nitrogenadas (os ânions promovem a movimentação de sais no perfil do solo).

Maggi et al. (2011) não encontraram diferença significativa para as concentrações de Mg no material percolado, demonstrando que as taxas de aplicação de dejeto (100, 200 e 300 m^3 ha^{-1}) não influenciaram nas perdas de Mg. Oliveira et al. (2002), trabalhando com aplicação de restos culturais da cana-de-açúcar e doses de nitrogênio (30, 60 e 90 kg ha^{-1}), verificaram que após o monitoramento ambiental em lisímetros, os valores médios de perdas de Mg foi 80 kg ha^{-1}, sendo muito superior aos valores encontrados no presente estudo. Nesse sentido, Mengel e Kirkby (1982) afirmam que podem ocorrer perdas de Mg por lixiviação na ordem de 2 a 30 kg ha^{-1} ano^{-1}.

Em trabalho realizado por King et al. (1985), o uso de altas taxas de aplicação de DLS fez com que os elementos Ca e Mg pudessem ser deslocados dos sítios de troca pela competição de íons presentes nos dejetos (sódio, potássio e amônio) para camas mais profundas por lixiviação.

4.6. Cobre no percolado

4.6.1. Teores de cobre

A lixiviação de cobre (Cu) no percolado durante a realização do monitoramento ambiental e desenvolvimento da cultura da soja podem ser visualizados na Figura 14.

Apesar das frequentes precipitações, observou-se que os teores máximos de Cu no percolado foram predominantes nos meses Dezembro, Fevereiro e Abril e ocorreram nos eventos de chuvas menos intensas com menores perdas de água. Essa tendência também foi observada para os elementos K, Ca, Mg, Mn, Fe e Zn, em que a diminuição da quantidade de água percolada causou aumento da concentração de elementos na solução do solo, devido à menor dissolução entre os elementos solúveis e a água.

Avaliando os teores de Cu para os tratamentos: adubo mineral (Figura 14a) e 25 m^3 ha^{-1} (Figura 14b), foi verificado que os maiores teores ocorreram após 51 dias após a aplicação dos dejetos no solo. Os teores máximos foram de 21 e 46 µg L^{-1} após percolação de água no volume de 2,30 e 2,93 L m^{-2}, respectivamente. Na comparação entre esses tratamentos, a aplicação da dose de 25 m^3 ha^{-1} de DLS superou em 119,04% o teor de Cu na adubação mineral, de fato o DLS possui Cu na sua composição enquanto que o adubo mineral não possui e não favorece para o enriquecimento de Cu no solo.

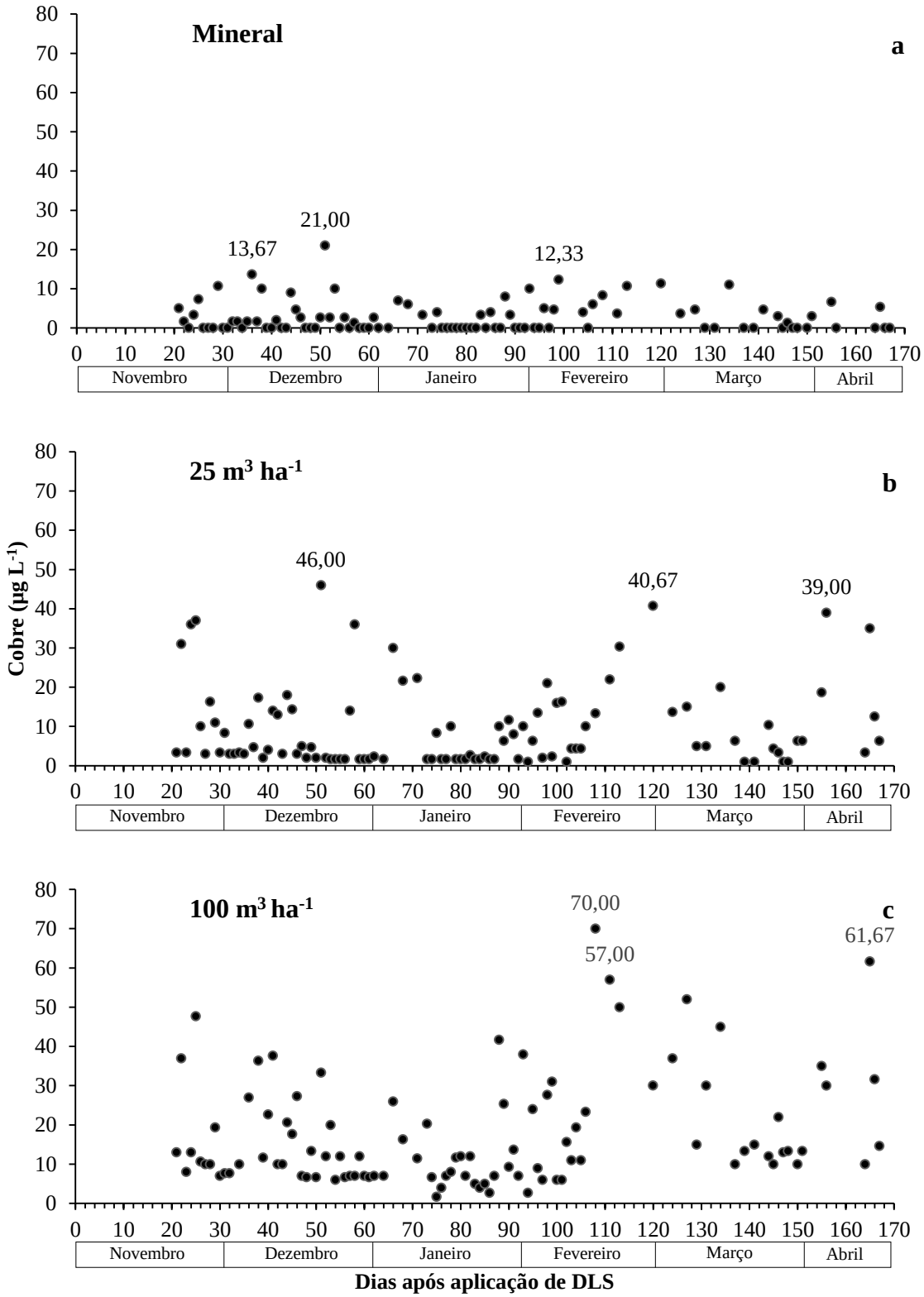

Figura 14. Teores de cobre na água percolada (µg L^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos (b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013.

Em relação à dose de 100 m³ ha^{-1} de DLS (Figura 14c), o maior teor de Cu no lixiviado (70 µg L^{-1}) ocorreu 108 dias após aplicação do mesmo, em que as perdas de água percolada foram de 2,24 L m^{-2}. Nesse dia, não ocorreram precipitações, porém o solo estava com alta umidade (proveniente das precipitações de dias anteriores), favorecendo a perda contínua de água. A dose 100 m³ ha^{-1} de DLS no 14º ano de aplicação consecutiva, recebeu 0,12 kg ha^{-1} ano^{-1} de Cu (Tabela 1) que vem se acumulando devido ao uso frequente do DLS, sendo que a influência da maior dose nos maiores teores de Cu, já era esperado.

No presente experimento, não foram consideradas as somas dos 14 anos de aplicações sucessivas, pois, a cada ano experimental, desde a instalação do experimento, na safra de 1999/2000, as doses de dejeto líquido de suínos variaram entre os requerimentos das culturas (soja e milho). O teor máximo de Cu (70 µg L^{-1}) encontrado é superior ao teor obtido em experimento realizado por Barros et al. (2003) que trabalharam com aplicação de dejeto de suínos (após tratamento preliminar do dejeto) em colunas deformadas de solo, observando teores máximos de Cu na água percolada, próximo a 60 µg L^{-1}.

Em termos de referência ambiental, os teores de Cu encontrados no presente experimento ficaram 28,57 vezes abaixo dos valores recomendados pela Portaria 2914/2011 (para água potável) e Conama 396/2008 (para água de consumo humano) que estabeleceram teor máximo permitido de 2000 µg L^{-1}. De acordo com Ficha de Informações Toxicológicas (FIT) do CETESB (2012b), o cobre é considerado essencial aos organismos vivos em pequenas quantidades. Porém, a população em geral pode ser exposta por inalação e ingestão de água, causando vômito, letargia, anemia hemolítica aguda, dano renal, hepático. O grupo mais sensível aos efeitos de exposição do cobre são as crianças.

O enriquecimento de Cu nas aguas subterrâneas é motivo de preocupação ambiental devido à possibilidade de contaminação. Um fato observado é que nas condições experimentais, a contaminação do solo e da água apresentaram baixo potencial poluidor devido aos teores de Cu no percolado lixiviado que mostrou-se abaixo das faixas de referência ambiental. Fato esse também verificado por Cintra (2004), no qual afirmou o baixo risco de fitotoxidade e contaminação ambiental do Cu.

4.6.2. Perdas de cobre

As perdas de Cu decorrente, dos tratamentos com adubo mineral e dose de 25 e 100 m³ ha^{-1} de dejeto de suínos podem ser visualizadas na Figura 14.

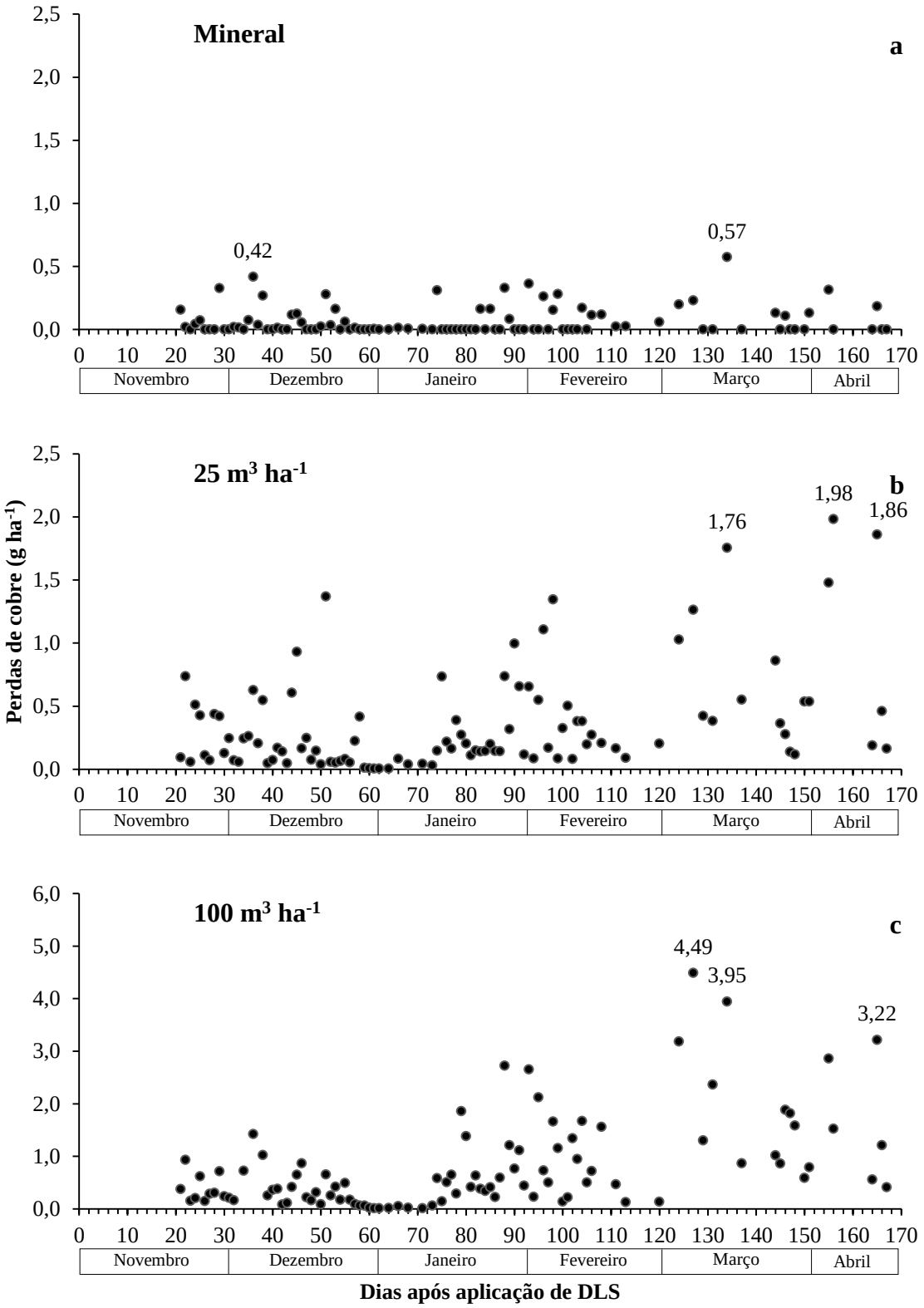

Figura 15. Perdas de cobre (g ha^{-1}) em função da adubação mineral (a) (280 kg ha^{-1} de 05-25-15), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos(b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013

De acordo com a influência da precipitação (Figura 2) e as perdas de Cu por lixiviação (Figura 14), observou-se que as maiores perdas ocorreram nos meses de Março e Abril. O volume de água percolada (134 e 156 dias após aplicação do DLS) influenciou nas perdas de Cu, após percolação de água de 8,71 L m^{-2} para adubação mineral e 5,10 L m^{-2} para dose 25 m^3 ha^{-1} de DLS. No tratamento, em que foi realizada a aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS, a maior perda de Cu foi igual a 1,98 g ha^{-1} e superou em 247,36% as perdas para adubação mineral com valor de 0,57 g ha^{-1}. Nesses tratamentos, as perdas de Cu foram inferiores, comparadas ao tratamento com dose de 100 m^3 ha^{-1} de DLS. Como já relatado nos tópicos anteriores as perdas de K, Ca, Mg, seguiram essa tendência.

Para as maiores de perdas de Cu, verificou-se que as mesmas ocorreram para dose de 100 m^3 ha^{-1} de DLS, correspondendo a 4,49 g ha^{-1}, 127 dias após aplicação do dejeto líquido. Nesse período, a perda de água igual foi de 13,60 L m^{-2}. Comparando os resultados encontrados com a maior percolação de água (15,96 L m^{-2}), 79 dias após aplicação do DLS, verificou-se que a mesma proporcionou perdas de 1,86 g ha^{-1} de Cu, sendo esse valor 141,40% inferior a maior perda diária. Nota-se que pela análise de variância, as perdas de Cu em função dos tratamentos diferiram entre si ($P<0,01$). O acúmulo total de Cu lixiviado decorrente da aplicação de adubo mineral e doses de 25 m^3 ha^{-1} e 100 m^3 ha^{-1} de DLS, totalizaram perdas de 11,01, 37,67 e 80,40 g ha^{-1} respectivamente (Figura 16).

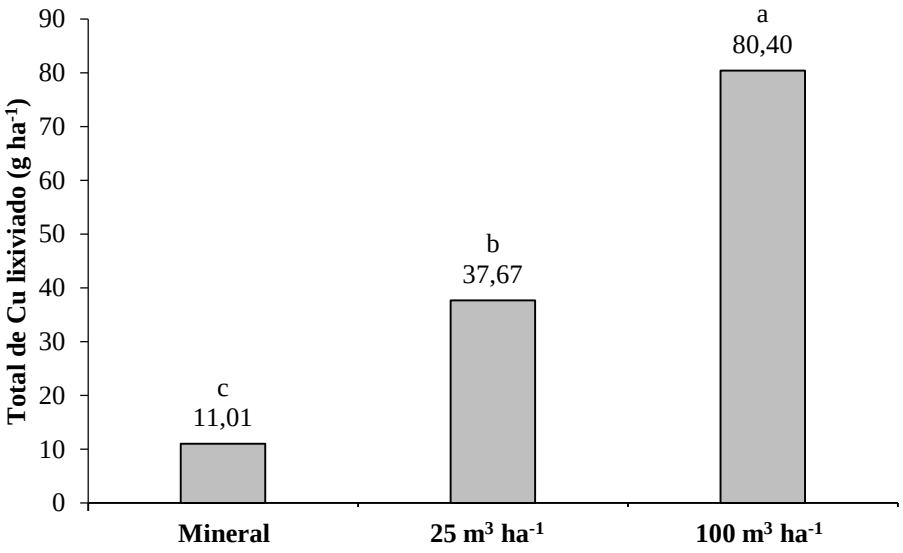

Figura 16. Quantidade total de cobre lixiviado (g ha^{-1}) em função da adubação mineral, da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS durante a safra 2012/2013. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de significância.

De acordo com o teste de Tukey ($P<0,05$), percebe-se que houve diferença significativa entre as perdas totais de todos os tratamentos. No tratamento com dose de 100 m³ ha^{-1} de DLS as perdas acumuladas de Cu (80,40 g ha^{-1}) foram significativamente superior aos demais tratamentos, superando em 630,25% a adubação mineral e 213,43% à dose de 25 m³ ha^{-1} de DLS (Figura 16).

As perdas de Cu continuaram nos períodos com ausência de precipitação, mantendo-se constantes. A maior dose de DLS proporcionou os maiores teores e perdas de Cu. Nesse sentido, Konzen (2000) e Legros et al. (2013) verificaram a influência significativa da aplicação de DLS no solo, aumentando os teores de Cu. Scherer et al. (2010) identificaram baixa mobilidade de Cu e Zn, principalmente em Latossolo, em que o mesmo possui alta capacidade de adsorção. Bertol et al. (2011) obtiveram resultados que demonstram a capacidade do Latossolo Vermelho em exercer a função de filtro, atenuando parcialmente a carga poluente do DLS.

Segundo Abreu et al. (2007) e Aldrich et al. (2002), o Cu pode-se complexar aos compostos orgânicos do solo, dificultando a lixiviação e mobilidade na planta. Utilizando compostos orgânicos (esterco de galinha), Wang et al. (2010) avaliaram que o processo de compostagem afetou na lixiviação de metais nos resíduos, onde no estágio inicial da decomposição, o Cu se mostrou altamente instável, enquanto que no composto maturado apresentou alto risco de lixiviação de Cu.

Entretanto, de acordo com Girotto (2007), uma vez atingida a capacidade máxima de retenção do solo para o Cu, haverá a possibilidade de contaminação dos recursos hídricos. Esse mesmo autor em seu experimento, utilizando doses de 20, 40 e 80 m^3 ha^{-1} de DLS, verificou perdas totais de Cu (para cultura do milho), nas quantidades de 14,0; 12,0 e 38,5 g ha^{-1}, respectivamente. Comparando as perdas de Cu, influenciadas pela maior dose de DLS do autor (80 m^3 ha^{-1} e 38,5 g ha^{-1}) com as do presente trabalho (100 m^3 ha^{-1} e 80,40 g ha^{-1}), constatou-se que a primeira foi 2 vezes menor (108,8 % inferior).

Nesse sentido, Berngstsson et al. (2006) realizaram pesquisa com percolado de solos que recebiam adubo orgânico em fazendas no Nordeste da Suíça e encontraram perdas totais por lixiviação de Cu de 57, 58 e 30 g ha^{-1} ano^{-1} em quatro locais diferentes.

Elementos-traço como o Cu e Zn têm sido motivo de preocupação ambiental, porque vêm sendo muito usado na suplementação mineral de rações e na formulação de antibióticos, sendo na sua maioria eliminados através dos dejetos e, por isso, encontram-se presentes em grande concentração nos dejetos, aumentando os riscos de acúmulos quando a aplicação é consecutiva (BARILLI, 2005).

Segundo Scherer et al. (2010), em solos com alto teor de argila, o Cu se acumula, principalmente, na camada superficial do solo, especialmente, quando o teor de matéria orgânica do solo (MOS) for elevado. Para Silva e Mendonça (2007), o Cu é um dos elementos menos móveis no solo devido a sua forte adsorção nos colóides orgânicos, sendo retido, formando complexos estáveis, principalmente, pela ação de ácidos fúlvicos e húmicos.

4.7. Ferro no percolado

4.7.1. Teores de ferro

Na Figura 17, pode-se visualizar os teores de ferro (Fe) no percolado em função dos tratamentos aplicados durante a realização do monitoramento ambiental e desenvolvimento da cultura da soja. De acordo com os resultados obtidos, os teores máximos de Fe foram predominantes nas amostras coletadas nos meses de Novembro, Dezembro, Janeiro e Fevereiro, em que ocorreram ausência de precipitação ou menor índice pluviométrico.

Nos tratamentos com DLS (25 e 100 m^3 ha^{-1}) após as precipitações e com o passar dos dias os teores de Fe foram decrescendo.

Analisando a concentração de Fe para os tratamentos com 25 m^3 ha^{-1} de DLS (Figura 17b) e adubação mineral (Figura 17a), observou-se que nesses tratamentos os maiores teores ocorreram 49 e 113 dias após aplicação do DLS no solo. Os teores máximos foram de 109,67 e 140,3 µg L^{-1} após perdas de água no valor de 0,35 e 3,09 L m^{-2}, respectivamente. Comparando as diferenças entre esses tratamentos, a aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS superou em 27,93% o maior teor de Fe no lixiviado da adubação mineral.

Após 43 dias da aplicação do tratamento de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (Figura 17c), a maior concentração diária de Fe no percolado foi de 183,67 µg L^{-1} e ocorreu após perdas de água percolada de 1,15 L m^{-2}. Na mesma tendência para o elemento Cu (item 4.6.1), nesse dia, não ocorreram precipitações, entretanto, o solo apresentava alta umidade que manteve a percolação contínua de água mesmo que em menor volume. A lixiviação de Fe ocorreu mesmo nos períodos de ausência de precipitação, pois, após períodos de intensa precipitação, o solo armazenou água proveniente de eventos chuvosos em dias anteriores mantendo a percolação posteriormente. Na dose 100 m^3 ha^{-1} no 14º ano de aplicações sucessivas de DLS, os lisímetros receberam a quantidade 0,72 kg ha^{-1} ano^{-1} de Fe (Tabela 1), que vem se acumulando nos últimos anos utilizando diversas doses de dejeto nas culturas do milho e soja. A influência da maior dose nos maiores teores de Fe no percolado, já era esperado.

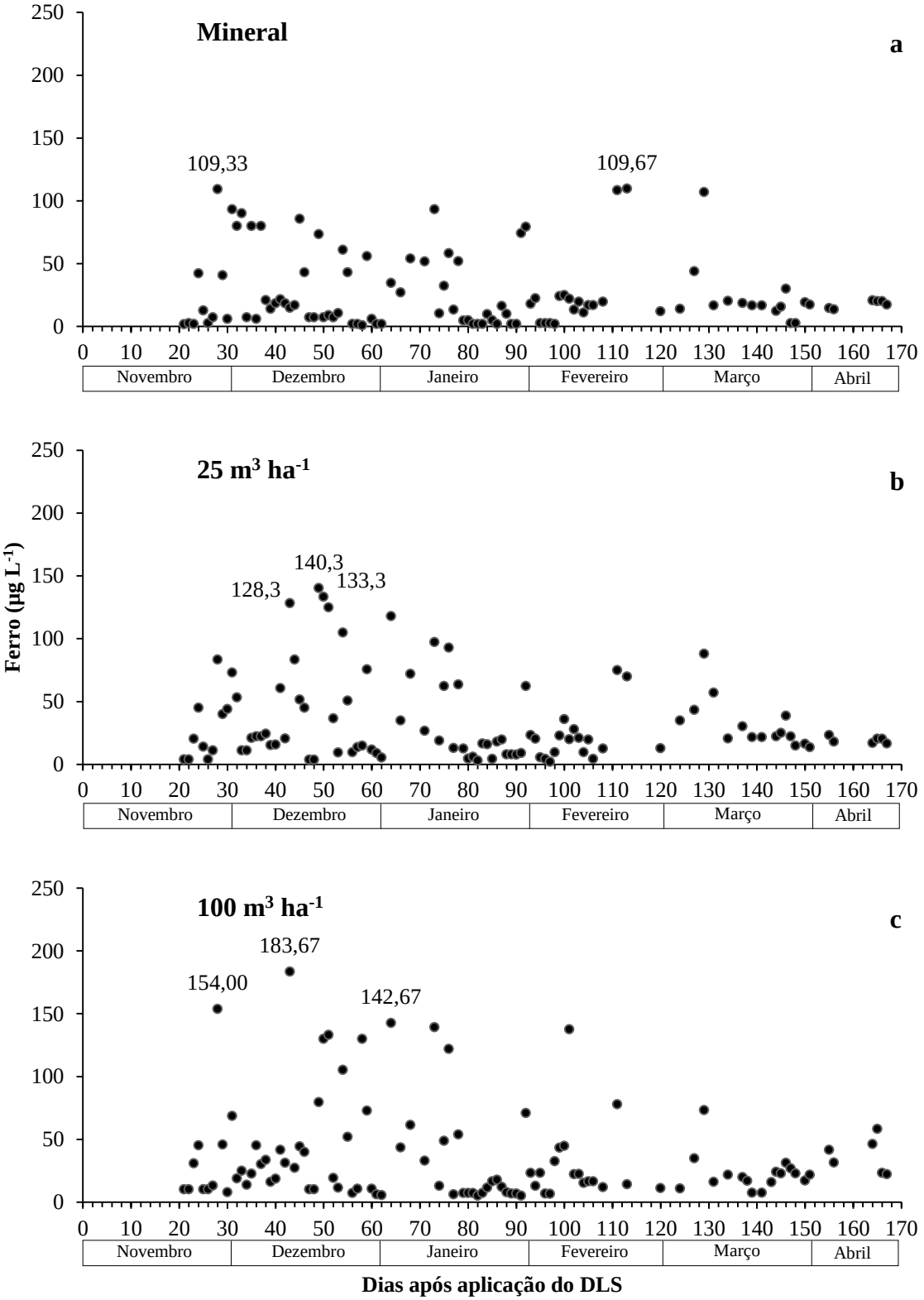

Figura 17. Teores de ferro na água percolada (µg L^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos (b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013.

Do ponto de vista ambiental, os teores de Fe encontrados no presente experimento ficaram abaixo dos valores máximos permitidos para água de consumo humano recomendados pela Resolução Conama 396/2008 e Portaria 2914/2011, em que o teor máximo permitido é de 300 µg L^{-1}. Comparando o maior teor de Fe (183,67 µg L^{-1}) com a diretriz ambiental, observou-se que o mesmo é 63,34 % inferior ao teor máximo permitido. De acordo com Richter (2009), o Fe provoca problemas para os consumidores e processos de tratamentos, devido às modificações das características organolépticas da água. Suas limitações são estabelecidas mais por razões estéticas e econômicas do que por riscos fisiológicos.

4.7.2. Perdas de ferro

As perdas de Fe durante a execução do experimento, em função da adubação mineral e das aplicações DLS (25 e 100 m^3 ha^{-1}), podem ser visualizadas na Figura 18. Observando as perdas de Fe e influência da precipitação de água, foi verificado que as maiores perdas do elemento ocorreram nos meses de Janeiro e Março durante o período chuvoso.

As perdas de água por percolação (76 e 129 dias após aplicação do DLS) influenciaram nas perdas de Fe, após volume percolado de 13,11 L m^{-2} para dose 25 m^3 ha^{-1} de DLS e 8,84 L m^{-2} para adubação mineral. A maior perda de Fe para o tratamento de 25 m^3 ha^{-1} de DLS foi de 12,19 g ha^{-1} e superou em 28,86% as perdas para adubação mineral que obteve 9,46 g ha^{-1}.

Foi verificado que a dose de 100 m^3 ha^{-1} de DLS, numericamente, superou os demais tratamentos, porém, as perdas foram similares entre os tratamentos. Nessa dose, ocorreram as maiores perdas de Fe, correspondendo a 15,62 g ha^{-1}, 76 dias após aplicação do DLS e com volume de água perdido de 12,81 L m^{-2}.

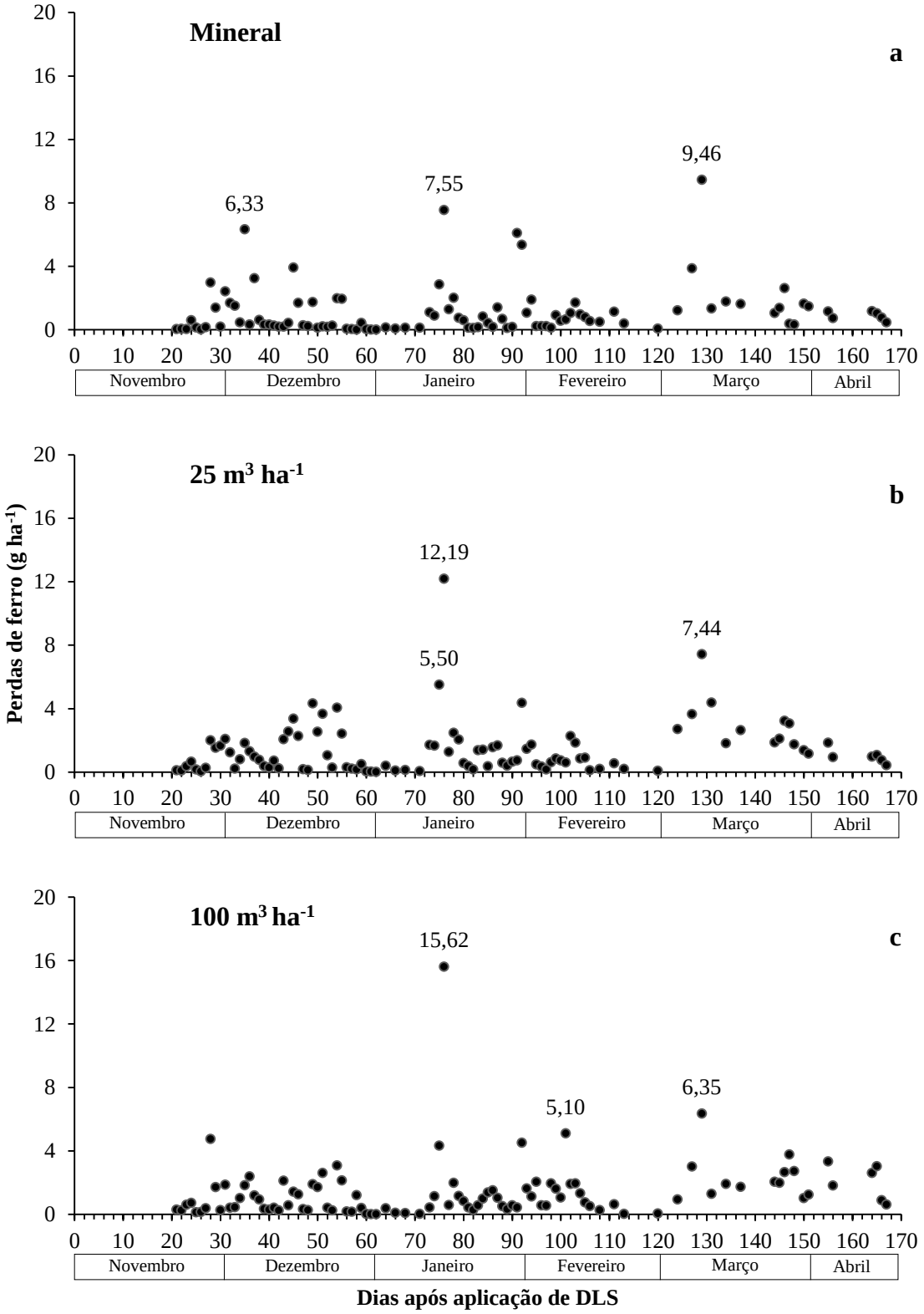

Figura 18. Perdas de ferro (g ha^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos(b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013.

De acordo com a análise de variância, as perdas de Fe em função das adubações minerais não diferiram significativamente entre si (P<0,01). As perdas torais de Fe por lixiviação decorrente da adubo mineral e doses de 25 m³ ha^{-1} e 100 m³ ha^{-1} de DLS totalizaram perdas de 116,71, 147,05 e 146,69 g ha^{-1} respectivamente (Figura 19).

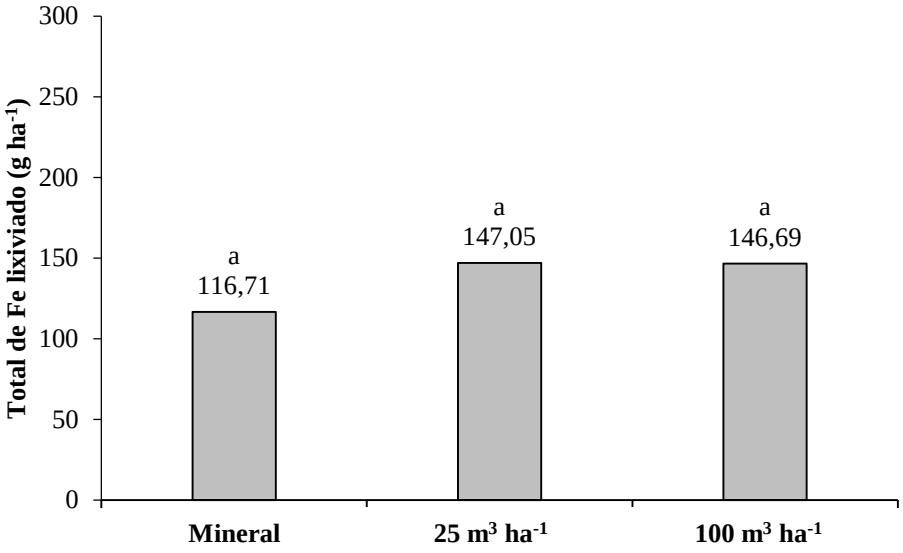

Figura 19. Quantidade total de ferro lixiviado (g ha^{-1}) em função da adubação mineral, da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS durante a safra 2012/2013. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de significância.

Percebe-se que mesmo não havendo diferença significativa entre os tratamentos, as perdas para o tratamento com dose 100 m³ ha^{-1} de DLS superou em 25,68% a adubação mineral. De acordo com Dechen e Nachtigall (2007), a disponibilidade de Fe nos solos é afetada pelos conteúdos de argila e matéria orgânica, já que em solos argilosos existe a tendência à retenção de Fe. Outro fator importante é que, naturalmente, Latossolos contêm altos teores de ferro (CORREIA et al., 2004). Ao contrário de solos alcalinos, onde o aumento do pH, afeta sua disponibilidade (RAIJ, 2011).

A alta disponibilidade de Fe no solo provavelmente não representa risco de lixiviação para qualidade da água subterrânea com baixo potencial poluidor. Para o meio biótico, as plantas apresentam baixa mobilidade de Fe nos tecidos vegetais e devido à rápida conversão do Fe solúvel em compostos insolúveis não disponíveis para a planta, são raros os casos de toxicidade (DECHEN; NACHTIGALL, 2007).

Entretanto, em ambientes inundados pode-se observar toxicidade na cultura do arroz devido a altos teores de Fe (SCHMIDT et al., 2013). Mesmo o Fe apresentado toxicidade

baixa, em níveis elevados, de Fe é prejudicial porque o excesso desse elemento pode estimular o crescimento de bactérias e agravar infecções (SPIRO; STIGLIANI, 2009).

4.8. Manganês no percolado

4.8.1. Teores de manganês

Na Figura 20, observam-se os teores de Mn lixiviado durante o período de monitoramento ambiental e desenvolvimento da cultura da soja após os eventos de precipitação. Os picos máximos dos teores de Mn ocorreram nos meses de Dezembro, Janeiro, Fevereiro e Março após eventos de precipitação anteriores à coleta do percolado. A perda de volume de água influenciou nos teores, onde, nos momentos, em que ocorreu diminuição da mesma, causou aumento da concentração da solução do solo. Esse fato manteve-se influente em quase todos os elementos do presente estudo.

Nos tratamentos com 25 m^3 ha^{-1} (Figura 20b) e adubo mineral (Figura 20a), os maiores teores de Mn ocorreram após 45 e 92 dias após aplicação do DLS no solo, com valores de 29,67 e 25,33 µg L^{-1} (nesses dias a percolação de água foi de 6,52 e 6,76 L m^{-2}), respectivamente. Comparando os teores entres esses tratamentos, a aplicação da dose de 25 m^3 ha^{-1} DLS superou em 17,13% a concentração de Mn na adubação mineral.

Para o tratamento de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (Figura 20c), a maior concentração de Mn no percolado foi 38,00 µg L^{-1} e ocorreu 111 dias após aplicação do tratamento com perdas de água de 0,83 L m^{-2}.

Pode-se afirmar que o tratamento com 100 m^3 ha^{-1} de DLS na 14ª aplicação de DLS, recebeu cerca de 0,20 kg ha^{-1} ano^{-1} de Mn (Tabela 1) que vem enriquecendo as camadas do solo, favorecendo o processo de lixiviação.

Em termos ambientais, os teores de Mn obtidos no presente experimento ficaram abaixo dos valores máximos permitidos para água de consumo humano recomendados pela Resolução Conama 396/2008 e Portaria 2914/2011, em que a concentração máxima permitida é de 100 µg L^{-1}. Entre os teores encontrados, a comparação do maior teor de Mn (38,00 µg L^{-1}) com a legislação revelou que o mesmo é 38,00% inferior à concentração máxima permitida.

De acordo com Ficha de Informações Toxicológicas (FIT) do CETESB (2012c), existem poucas informações sobre a toxicidade dos compostos de Mn, sendo que as evidências indicam que estes compostos podem induzir efeitos neurológicos quando existe

exposição crônica humana via inalatório e na exposição a longo prazo de animais expostos por via oral.

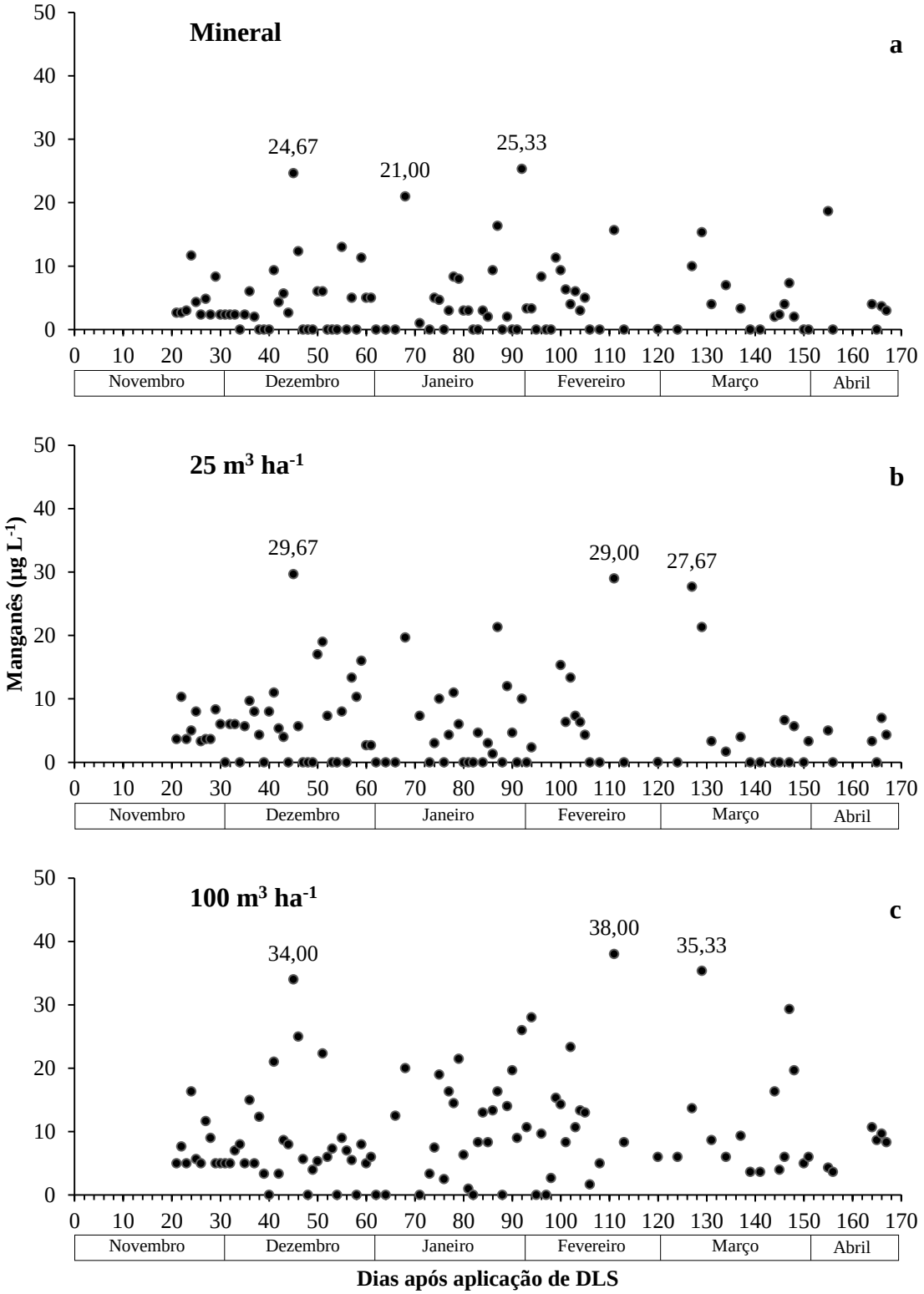

Figura 20. Teores de manganês na água (µg L^{-1}) percolada em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos(b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013.

Em trabalho realizado por Pereira et al. (2014), utilizando resíduos industriais de escória de aciaria (produção de aço), foi verificado que lixiviados do tratamento controle contendo teores de Mn (entre 15 e 291 mg L^{-1}) predigam elevados potenciais de contaminação de águas subsuperficiais do solo e aquíferos.

Os baixos teores de Mn solução do solo podem ser explicados devido ao fato de que mesmo em solos bem supridos de Mn, pode-se ocorrer indisponibilidade do elemento para cultura da soja, principalmente, em locais que realizam a incorporação de calcário na camada de 0 a 10 cm (GALRÃO, 2004). Para Dechen e Nachtigall (2007), o Mn é mais móvel no solo do que o Fe e frequentemente, distribui-se no perfil do solo de forma diferente do Fe, pois, considerando que as substâncias húmicas reduzem o Mn e oxida-se com dificuldade em meio ácido, tem-se, nestas condições, maior mobilidade do mesmo no perfil do solo.

4.8.2. Perdas de manganês

As perdas diárias de Mn durante a condução do experimento e em função dos tratamentos podem ser visualizadas na Figura 21. De acordo com a precipitação (Figura 2) e as perdas diárias de Mn, observou-se que as maiores perdas ocorreram durante os meses de Dezembro, Janeiro, Março e Abril.

Aos 92 e 127 dias após aplicação do DLS, ocorrem perdas de água de 6,76 L m^{-2} para o tratamento com adubo mineral e 8,41 L m^{-2} para dose de 25 m^3 ha^{-1} de DLS. Esse volume crescente de água percolada influenciou em maiores perdas de Mn nesses tratamentos. Para o tratamento com 25 m^3 ha^{-1} de DLS, a maior perda diária de Mn (2,33 g ha^{-1}) superou 36,26 % as perdas para adubação mineral (1,71 g ha^{-1}). Nesses tratamentos, as perdas de Mn foram numericamente inferiores comparadas com a maior dose de DLS.

De fato, as maiores perdas de Mn ocorreram na dose de 100 m^3 ha^{-1} de DLS, 147 dias após aplicação do DLS, correspondendo a 3,31 g ha^{-1}. Essa perda de Mn ocorreu quando o volume de água percolada foi de 13,77 L m^{-2}. Comparando os resultados encontrados com a maior percolação de água do tratamento (15,96 L m^{-2}, 79 dias após aplicação do DLS), verificou-se que a mesma influenciou em perdas de 2,82 g ha^{-1} de Mn, sendo esse valor a segunda maior perda de todos os tratamentos (13,60% inferior a maior perda de Mn).

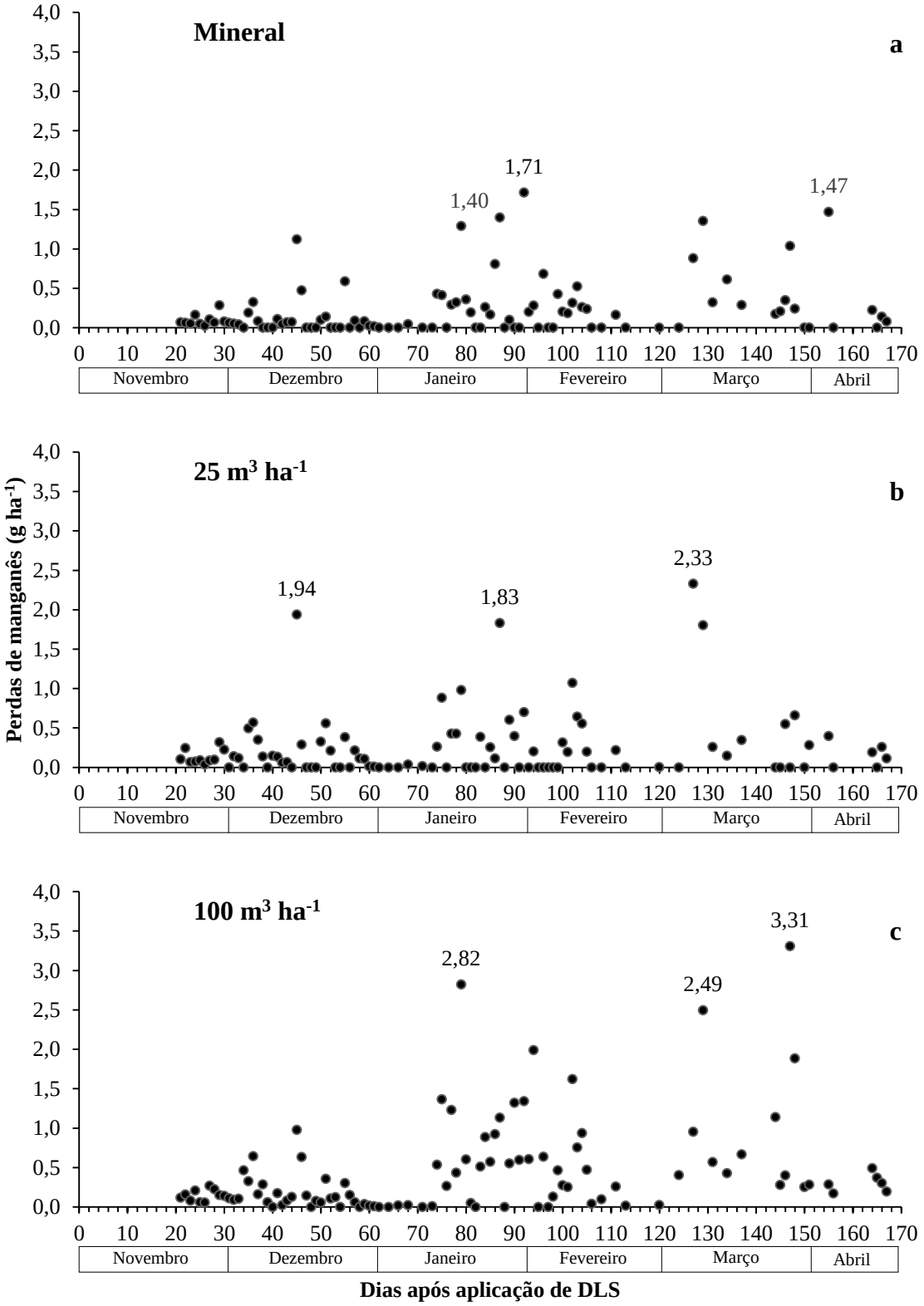

Figura 21. Perdas de manganês (g ha^{-1}) em função da adubação mineral (a) da aplicação de 25 m^3 ha-^{1} de DLS (b) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013.

Pascoal Neto (2014) utilizou-se dos tratamentos com adubo mineral e doses de DLS (25, 50, 100 e 200 m³ ha^{-1}) aplicados no solo e verificou que os teores de Mn no solo diferiram estatisticamente em função das adubações e profundidades de amostragem e observou que as doses de DLS influenciaram nos maiores teores de Mn nas profundidades de 0 a 10 e 10 a 20 cm, entretanto, os teores de Mn no solo foram considerados baixos.

Mattias et al. (2010) realizaram diagnóstico da qualidade do solo em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina, com atividade suinícola e verificou que sucessivas aplicações de dejetos líquidos de suínos causaram aumento na disponibilidade no solo de Mn e outros elementos como o Cu e Zn, sendo necessário o monitoramento dos teores ao longo do tempo.

O manganês tem sua disponibilidade no solo influenciada pelo pH, além da matéria orgânica e do equilíbrio com outros cátions. Quando o pH do solo diminuiu o H^+ e Al^{3+} competem como o manganês pelos sítios de troca, aumenta a solubilidade do manganês em solução no solo.

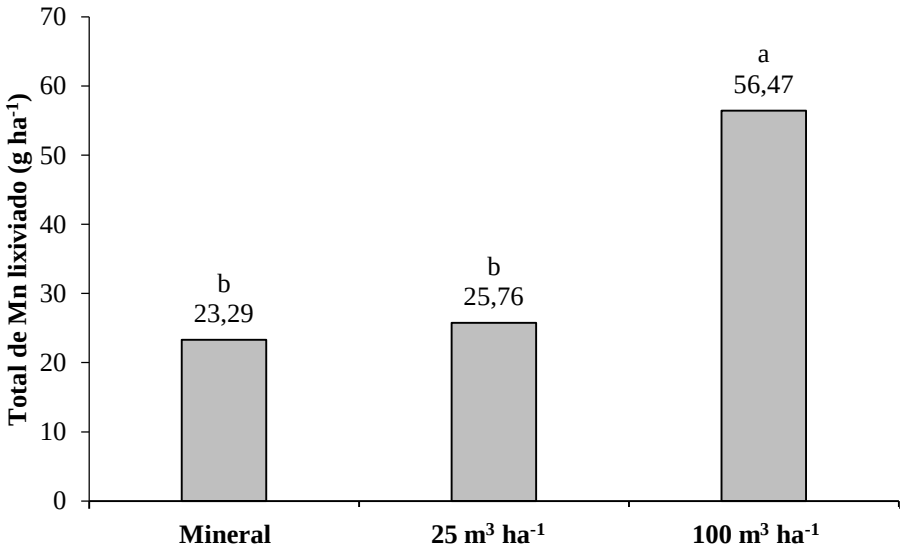

Figura 22. Quantidade total de manganês (g ha^{-1}) lixiviado em função da adubação mineral, da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS durante a safra 2012/2013. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de significância.

De acordo com a análise de variância, as perdas acumuladas de Mn em função dos tratamentos diferiram significativamente entre si pelo teste de F ($P<0,05$). Nesses tratamentos, o acúmulo de Mn decorrente da aplicação de adubo mineral e doses de 25 m³ ha^{-1} e 100 m³ ha^{-1} de DLS totalizaram perdas de 23,29, 25,76 e 56,47 g ha^{-1}, respectivamente (Figura 22).

Para o teste de Tukey (P<0,05), percebe-se que ocorreu diferença significativa entre as perdas totais em todos os tratamentos. Para dose de 100 m³ ha^{-1} de DLS, as perdas acumuladas de Mn foram significativamente superioras à adubação mineral (142,21%) e à dose de 25 m³ ha^{-1} de DLS (119,22%).

4.9. Zinco no percolado

4.9.1. Teores de zinco

Os teores de Zn no percolado podem ser visualizados na Figura 23. Durante a realização do monitoramento ambiental, notou-se que apesar da frequentes precipitações, os maiores teores de Zn no percolado, entre os tratamentos, ocorreu predominantemente nos meses de Janeiro e Fevereiro. Nesses dias, a precipitação foi menos intensa com menores perdas de água, causando aumento na concentração de Zn na solução do solo. Como já abordado anteriormente, esse fato foi observado para todos os elementos lixiviados do presente trabalho.

Analisando os teores de Zn para os tratamentos com adubo mineral (Figura 23a) e 25 m^3 ha^{-1} de DLS (Figura 23b), foi verificado que as maiores concentrações ocorreram 113 e 120 dias após aplicação do DLS no solo, respectivamente. Os teores máximos nesses tratamentos foram de 0,31 e 0,40 mg L^{-1} e ocorreram após percolação de 0,35 e 0,50 L m^{-2} de água. Comparando as diferenças entre os tratamentos com adubo mineral e 25 m^3 ha^{-1} de DLS, verificou-se que o segundo tratamento superou em 29,03% o teor de Zn na adubação mineral.

Em relação ao tratamento com 100 m³ ha^{-1} de DLS (Figura 23c), ocorreu o maior teor de Zn lixiviado correspondente a 1,44 mg L^{-1} (113 dias após aplicação do DLS e perdas de água igual a 0,26 L m^{-2}). Nesse dia, não ocorreram precipitações intensas, porém após seis dias sem água percolada nos tambores, as precipitações anteriores favoreceram ao reinício do processo de percolação. A dose de 100 m³ ha^{-1} de DLS no 14º ano de aplicação sucessiva, recebeu 0,44 kg ha^{-1} ano^{-1} de Zn (Tabela 1) que vem enriquecendo o solo e influenciando nas maiores perdas desse elemento.

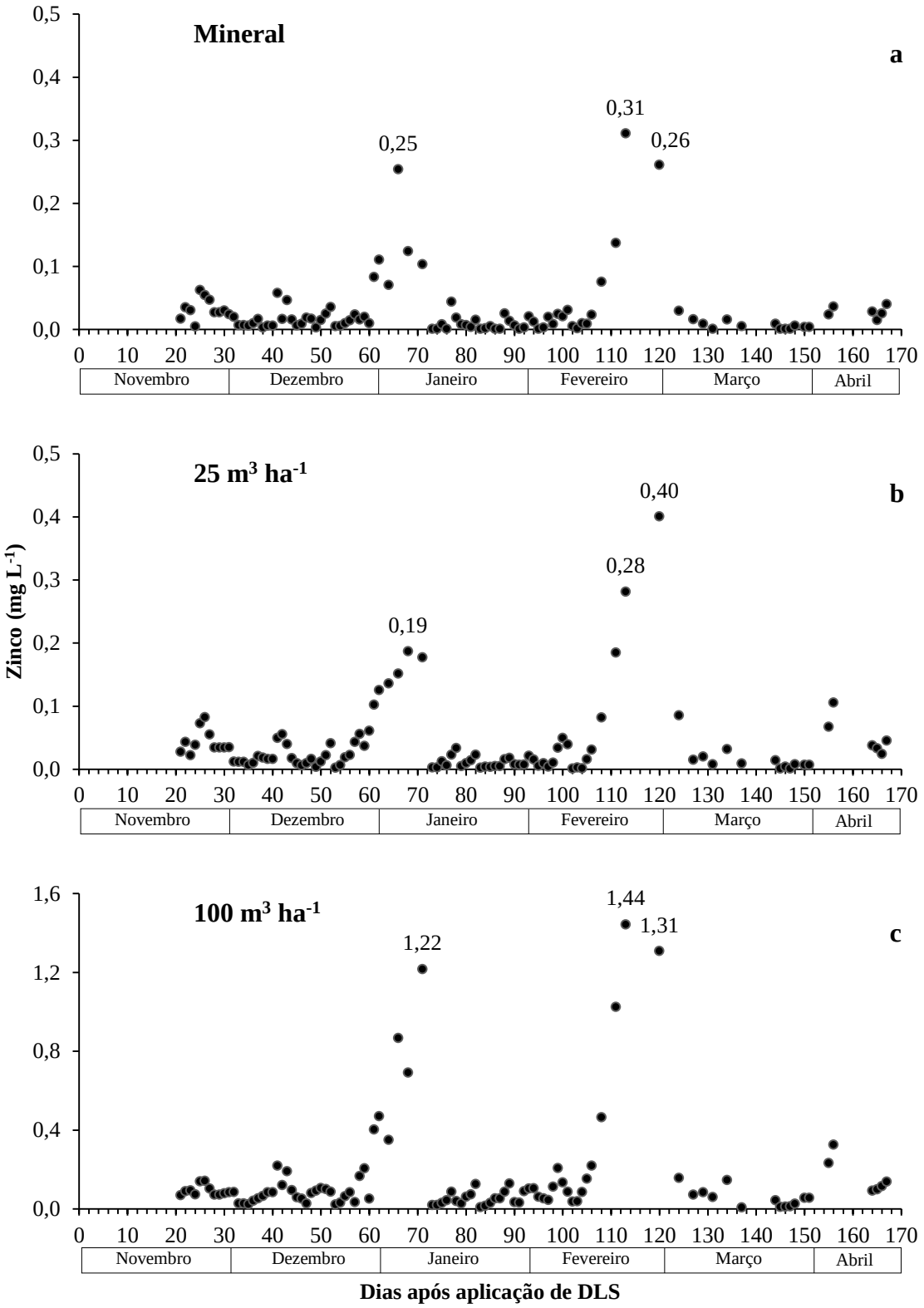

Figura 23. Teores de zinco na água percolada (mg L^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS (b) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013.

Em termos de valores orientadores para o teor máximo de Zn no percolado, percebeu-se que os mesmos estão abaixo da concentração máxima permitida para água de abastecimento humano recomendados pela Resolução Conama 396/2008 e Portaria 2914/2011, em que o teor máximo permitido é de 5,00 mg L^{-1}. Comparando o teor máximo e Zn (1,44 mg L^{-1}), encontrado no presente trabalho com a legislação ambiental, percebeu-se que o mesmo é 247,22 % inferior (cerca de 3,4 vezes menor).

O teor máximo de Zn encontrado é superior ao teor obtido em experimento realizado por Barros et al. (2003) que trabalhou com aplicação de dejeto de suínos (após tratamento preliminar do dejeto) em colunas deformadas de solo, observando teores máximos de Zn na água percolada próximo a 0,35 mg L^{-1}.

Em trabalho realizado por Nascimento et al. (2010), com objetivo de avaliar a mobilidade de Pb e Zn, proveniente de resíduos siderúrgicos em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico cultivado com capim-elefante e feijão, utilizando doses de 1, 2, 4 e 8 t ha^{-1} de resíduos siderúrgicos, foi verificado que o limite tendeu a ser ultrapassado na dose de 8 t ha^{-1} com pico máximo de 5,3 mg L^{-1}. Esse valor ficou acima do valor permitido na legislação ambiental.

De acordo com Ficha de Informações Toxicológicas (FIT) do CETESB (2012d), o Zn é um elemento necessário para o organismo em pequenas quantidades e sua deficiência pode causar falta de apetite, doenças imunológicas e retardo no crescimento. Entretanto, a ingestão aguda (imediata) de grandes quantidades de Zn pode afetar a saúde provocando cólicas estomacais, náuseas e vômitos, já a ingestão crônica (vários meses) pode causar anemia, dano ao pâncreas e diminuição do colesterol HDL.

Para as espécies vegetais, Dechen e Nachtigall (2007) afirmam que em solos com pH elevado não é comum a ocorrência de toxicidade por Zn (condição intensa imobilização), porém, é possível verificar toxicidade de Zn em solos ácidos ou em solos cujo material de origem é rico neste nutriente. Segundo os autores, pode existir contaminação de Zn por fontes industriais ou por aplicações de resíduos orgânicos.

A contaminação das águas subterrâneas por Zn é motivo de preocupação ambiental. Entretanto, nas condições do presente estudo, ocorreu baixo potencial poluidor. Segundo Barros (2003), solos argilosos apresentam maior capacidade de adsorção de Zn, favorecendo ao retardamento da contaminação. Outro aspecto é que os lisímetros são bastante restritos com profundidade máxima de 1,80 m e em solos da região, os Latossolos, são considerados profundos com mais de 20 m entre o nível da superfície e o lençol freático (RESENDE et al., 2007), diminuindo bastante o potencial de contaminação.

4.9.2. Perdas de zinco

Na Figura 24, podem ser visualizadas as perdas de Zn decorrentes dos tratamentos com adubo mineral e 25 e 100 m³ ha^{-1} de DLS. De acordo com a influência das perdas de água, observou-se que as maiores perdas ocorreram nos meses Janeiro, Março e Abril. A água percolada influenciou nas perdas de Zn (77 e 124 dias após aplicação do DLS no solo), após percolação de água igual a 9,69 L m^{-2} para o tratamento com adubação mineral e 7,55 L m^{-2} para dose 25 m³ ha^{-1} de DLS.

Para o tratamento em que realizou-se aplicação de 25 m³ ha^{-1} de DLS, a maior perda de Zn foi igual a 5,67 g ha^{-1} e superou em 32,48 % as perdas de Zn para o tratamento com adubo mineral que obteve 4,28 g ha^{-1}. Nesses tratamentos, as perdas de Zn foram inferiores ao tratamento com dose de 100 m³ ha^{-1} de DLS.

Durante a condução do experimento, as maiores perdas de Zn ocorreram para dose de 100 m³ ha^{-1} de DLS, correspondente a 18,70 g ha^{-1} após 155 dias da aplicação do DLS. Nesse período, o volume de água percolada foi de 8,63 L m^{-2}. Comparando os resultados encontrados com a maior percolação de água (15,96 L m^{-2} após 79 dias da aplicação do DLS), verificou-se que a mesma proporcionou perdas de 4,47 g ha^{-1} de Zn, sendo esse valor 318,34 % inferior a maior perda diária.

Segundo Meurer (2006), o Zn pode ser adsorvido fortemente em grupos funcionais na superfície dos húmus e dos óxidos do solo. De fato, esse elemento não é facilmente deslocado por ânions ou perdidos por lixiviação, como acontece com outros micronutrientes. Para Dortzbach et al. (2008), elevadas doses de DLS, sistematicamente, aplicadas consecutivamente nas mesmas áreas, levam ao aumento dos teores de Zn e Cu no solo com aplicações de dejetos suínos no decorrer dos anos, e que os teores de Zn e Cu apresentaram concentrações maiores na camada superficial.

De acordo com a análise de variância, as perdas de Zn em função dos tratamentos diferiram significativamente ($P<0,01$). O acúmulo de perdas de Zn decorrente dos tratamentos com adubo mineral e doses de 25 m³ ha^{-1} e 100 m³ ha^{-1} de DLS totalizaram perdas de 66,88, 93,02 e 385,83 g ha^{-1}, respectivamente (Figura 25). Foi realizado teste de Tukey ($P<0,05$) e verificou-se que ocorreram diferenças significativas entre as perdas totais dos tratamentos. No tratamento com a maior dose de DLS (100 m³ ha^{-1}), as perdas acumuladas de Zn (385,83 g ha^{-1}) foram significativamente superiores aos demais tratamentos, superando em 476,90% a adubação mineral e 314,78% à dose de 25 m³ ha^{-1} de DLS (Figura 25).

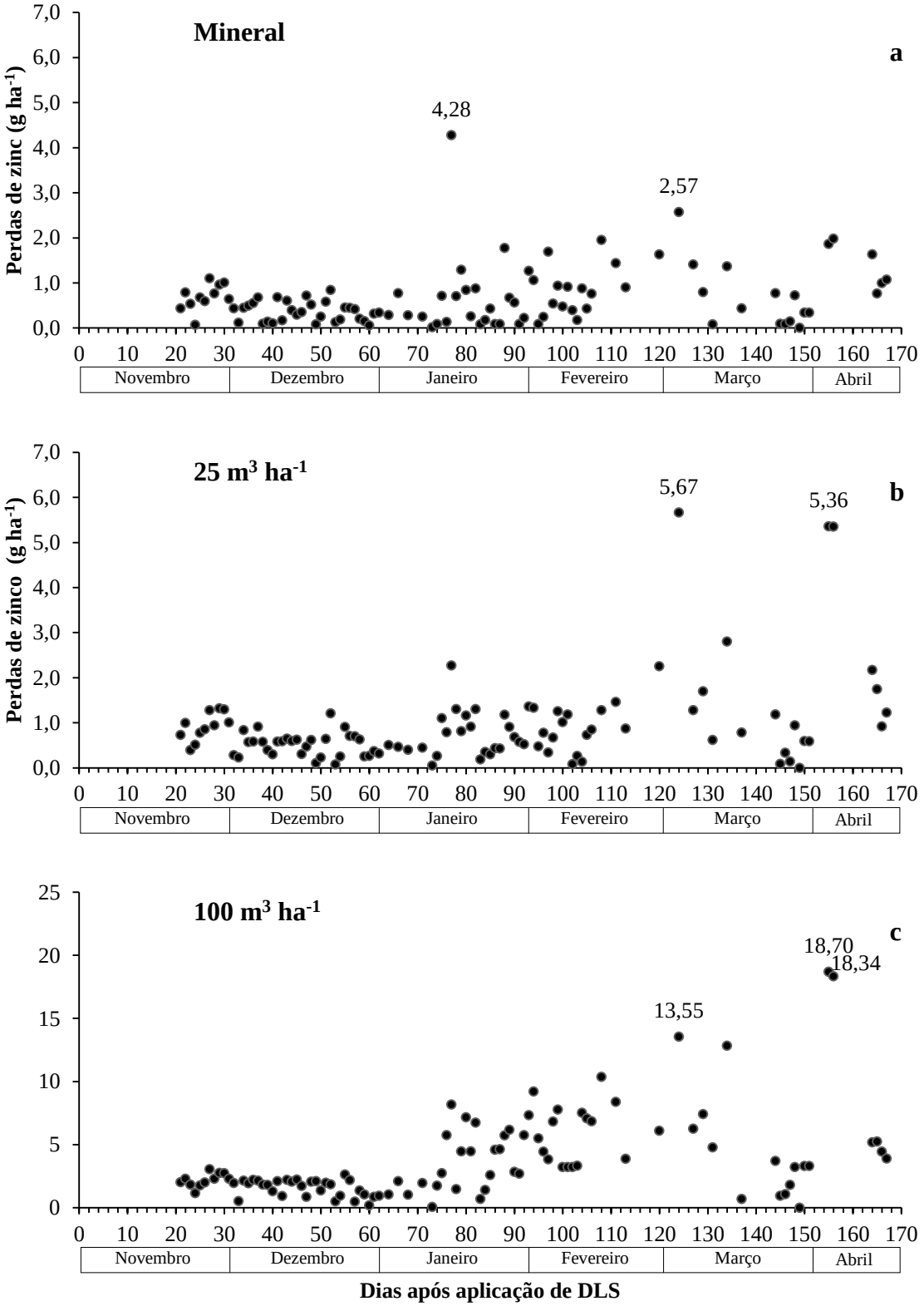

Figura 24. Perdas de zinco (g ha^{-1}) em função da adubação mineral (a), da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos (b) (DLS) e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS (c) na cultura da soja durante a safra 2012/2013.

A maior dose de DLS proporcionou os maiores teores e perdas acumuladas de Zn. A influência do DLS foi observada em trabalhos de Smanhotto (2008) e Penha (2011) em que os teores de Zn no solo foram influenciados pelas taxas aplicadas de DLS e obteve maiores concentrações.

De acordo com Abreu et al. (2007), o Zn é considerado como um dos elementos traços mais móveis no solo. Em experimento realizado por Girotto (2007), utilizando doses de 20, 40 e 80 m^3 ha^{-1} de DLS, verificou perdas totais de Zn (para cultura do milho), nas quantidades de 7,2; 12,6 e 24,0 g ha^{-1} respectivamente. Comparando as perdas de Zn influenciadas pela maior dose de DLS do autor (80 m^3 ha^{-1} e perdas de 24,0 g ha^{-1} de Zn) com as do presente trabalho (100 m^3 ha^{-1} e perdas de 385,83 g ha^{-1} de Zn), constatou-se que os valores encontrados pelo autor foram 16 vezes menores.

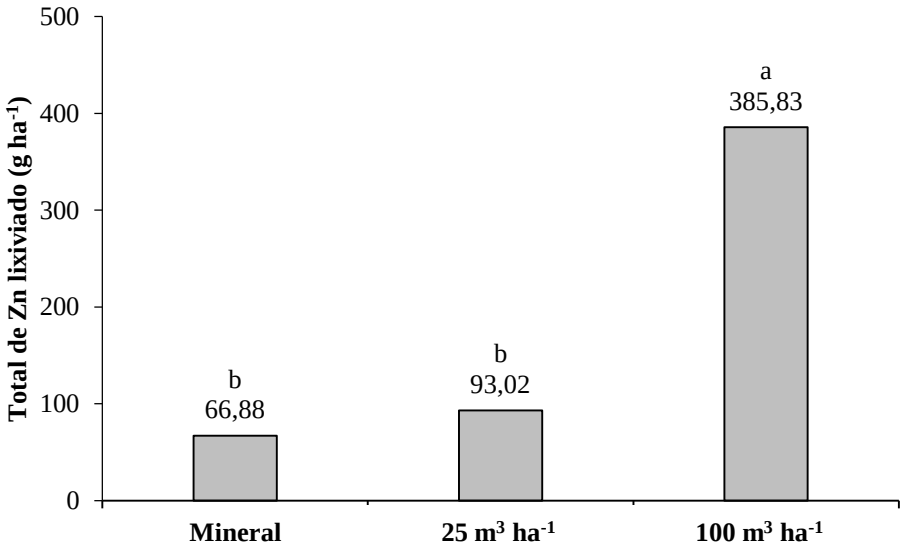

Figura 25. Quantidade total de zinco (g ha^{-1}) lixiviado em função da adubação mineral, da aplicação de 25 m^3 ha^{-1} de DLS e de 100 m^3 ha^{-1} de DLS durante a safra 2012/2013. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de significância.

Analisando os resultados de teores e perdas, existem poucas possibilidades de contaminação por Zn no presente experimento. Entretanto, Logan e Chaney (1983) já relatavam que o solo apresenta propriedades químicas que o tema capaz de reter elementos-traço, evitando a contaminação de águas subsuperficiais. Porém, se essa capacidade for ultrapassada, estes elementos-traço podem apresentar potencial poluente diretamente sobre os organismos do solo e planta e vir a contaminar de maneira irreversível as águas subterrâneas.

5. CONCLUSÕES

Os volumes de água percolada foram influenciados pelos índices pluviométricos ocorridos na área experimental e não pelas adubações;

Com aplicação de 100 m^3 ha^{-1} de dejetos líquidos de suínos, ocorreram os maiores picos de concentração dos elementos Ca, K, Mg, Cu, Mn e Zn, sendo que essa dose proporcionou maiores enriquecimentos da água subterrânea e suas perdas foram significativamente superiores aos demais tratamentos;

Após 14 anos de aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos, verifica-se que as concentrações dos elementos-traço estão abaixo dos valores máximos estabelecidos pelas diretrizes ambientais, indicando que a contaminação do solo e da água apresentaram baixo potencial poluidor;

As perdas acumuladas de Fe não foram influenciadas significativamente pelas adubações;

As perdas acumuladas seguiram a sequência: K > Ca > Mg > Zn > Fe > Cu > Mn.

6. REFERÊNCIAS

ABREU, C. A.; LOPES, A. S.; SANTOS, G. C. G. Micronutrientes.In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V.V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L., eds. **Fertilidade do Solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p.645-736, 2007.

ALDRICH, A. P.; KISTLER, D.; SIGG, L. Speciation of Cu and Zn in drainage water from agricultural soils. **Environmental Science & Technology**, v.36, p.4824-4830, 2002.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. 2. ed. Glasgow: Blackie Academic e Professional, Champman and Hall, London, 1995. 368p.

ALVARENGA, R.C.; ANDRADE, C. de L.T.; MENEZES, J.F.S.; PIMENTA, F.F.; KONZEN, E.A.; RATKE, R.F. Monitoramento ambiental do uso de dejetos líquidos de suínos como insumo na agricultura: perdas de terra e água por escorrimento superficial. In: XIV REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA,Cuiabá, 2002. **Anais ...**Cuiabá: SBCS, 2002. 1 CD-ROM.

ARAUJO, E. S. **Lixiviação de nitrato com aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos**. 2010. 35 f. Projeto Final de Curso II (Graduação em Engenharia Ambiental) Universidade de Rio Verde (UniRV), 2010.

ARAUJO, I.S.; DORTZBACH, D.; PANDOLFO, C.M.; VEIGA, M. Avaliação dos teores de micronutrientes no solo em função da aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo,** 2012. Disponível em: <http://www.sbcs-nrs.org.br/rsbcs/docs/trab-2855-15.pdf>. Acesso em: 28/10/2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA – ABIPECS. **Relatórios sobre Carne Suína Brasileira**. São Paulo. 2011.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1991. 218 p. (Estudos da FAO: Irrigação e Drenagem, 29, Revisado 1).

BARILLI, J. **Atributos de um Latossolo Vermelho sob aplicação de resíduos de suínos**. Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu. 2005. 77 p. Tese (Doutorado).

BARNABÉ, M.C. **Produção e composição bromatológica da *Brachiaria brizantha* cv. Marandu adubada com dejetos líquidos de suínos.** 2001. 62f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2001.

BARROS, L. S. S.; AMARAL, L. A.; LUCAS JÚNIOR, J. Poder poluente de águas residuárias de suinocultura após utilização de um tratamento integrado. **Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science**. v. 40, n. Suplemento, p. 126-135, 2003.

BASSO, R.B. **Percolação de água e lixiviação de nitrogênio na cultura do milho com adubação química e com dejetos líquidos de suínos.** 2003. 25f. Monografia (Graduação em Agronomia) – Fesurv - Universidade de Rio Verde, Rio Verde. 2003.

BENGTSSON, H.; ALVENAS, G.; NILSSON, S. I., HULTMAN, B.; BORN, I. O. Cadmium, copper and zinc leaching and surface run-off losses at the Öjebyn farm in Northern Sweden – Temporal and spatial variation. **Agriculture, Ecosystems and Environment,** v. 113, n. 1, p. 120–138, 2006.

BERTOL, O. J**. Contaminação da água de escoamento superficial e da água perolada pelo efeito de adubação mineral e adubação orgânica em sistema de semeadura direta**. 2005. 209f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

BERTOL, O.J.; LANA, M.C.; FEY, E.; RIZZI, N.E. Mobilidade de íons em solo sob sistema de semeadura direta submetido às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 1311-1321, 2011.

BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; FAVARETTO, N.; LANA, M. C. Phosphorus loss by surfasse runoff in no-till system under mineral and organic fertilization. **Scientia Agrícola**, v.67, p.71-77, 2010.

BLEY Jr, J. C. **Manual de gestão ambiental na suinocultura**. Projeto de controle da contaminação ambiental decorrente da suinocultura no estado do Paraná. Curitiba: Convênio MMA-PNMII/SEMA/IAP/FUNPAR, 2004, 164p.

BORRE, I. C. **Viabilidade agronômica da cultura da soja com a utilização de dejetos de suínos.** 2002. 23f. Monografia (Graduação em Agronomia) – UniRV – Universidade de Rio Verde, Rio Verde, 2002.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 001, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para o Relatório de Impacto Ambiental – RIMA. **Diário Oficial República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 17 fev. 1986.

_____. Classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Brasília, DF, Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Diário Oficial da União**, Resolução Conama n. 396, 3 abr. 2008.

_____. Controle de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF: Ministério da Saúde. **Diário Oficial da União**, Portaria n. 2.914, 12 de dez. 2011.

CAMARGO, P. B. **Dinâmica do nitrogênio dos fertilizantes: uréia (^{15}N) e aquamônia (^{15}N) incorporados ao solo na cultura de cana-de-açúcar**. 104p. 1989. Dissertação (Doutorado em Agronomia – Solos e Nutrição de Planta) Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas. Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 1989.

CAMILOTTI, F.; MARQUES, M.O.; ANDRIOLI, I.; SILVA, A.R. da; TASSO JUNIOR, L.C.; NOBILE, F.O. de. Acúmulo de metais pesados em cana-de-açúcar mediante a aplicação de lodo de esgoto e vinhaça. **Engenharia Agrícola,** v.27, n.1, p.284-293, 2007.

CASSOL, P.C.; SILVA, D.C.P.R.; ERNANI, P.R.; KLAUBERG FILHO, O.; LUCRECIO, W. Atributos químicos em Latossolo Vermelho fertilizado com dejeto suíno e adubo solúvel. **R. Ci. Agrovet**., p. 103-112, 2011.

CASSEL, C. **Produtividade da soja após treze anos de aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos**. 2013. Monografia (Graduação em Agronomia) – UniRV – Universidade de Rio Verde, Rio Verde, 2013.

CERETTA, C.A.; DURIGON, R.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R. & VIEIRA, F.C.B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesq. Agropec**. Bras., p.729-735, 2003.

CINTRA, A.P.U. **Disponibilidade de cobre relacionada à adubação com dejetos de suínos tratados pelo processo de estabilização alcalina com secagem acelerada na cultura do milho**. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2004. 106p. (Tese de Mestrado).

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. Ficha de Informação Toxicológica (FIT): **Potássio**. Divisão de Toxicologia, Genotoxicidade e Microbiologia Ambiental, 2012a, 2 p. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/potassio.pdf>. Acessado em: 19/09/2013.

_____. Ficha de Informação Toxicológica (FIT): **Cobre**. Divisão de Toxicologia, Genotoxicidade e Microbiologia Ambiental, 2012b, 2 p. Disponível em:< http:<//www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/cobre.pdf>. Acessado em: 10/08/2013.

_____. Ficha de Informação Toxicológica (FIT): **Manganês**. Divisão de Toxicologia, Genotoxicidade e Microbiologia Ambiental, 2012c, 3 p. Disponível em: < http:<//www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/cobre.pdf>. Acessado em: 14/09/2013.

_____. Ficha de Informação Toxicológica (FIT): **Zinco**. Divisão de Toxicologia, Genotoxicidade e Microbiologia Ambiental, 2012d, 3 p. Disponível em:< http:<//www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/cobre.pdf>. Acessado em: 19/09/2013.

CORREA, J. C.;BARILLI, J.; REBELLATTO, A.; VEIGA, M. **Aplicações de dejetos de suínos e as propriedades do solo. Concórdia**: Embrapa Suínos e Aves, 2011. 18 p. (Embrapa Suínos e Aves. Circular Técnica, 58).

CORREIA, J. R.; REATTO, A; SPERA, S. T. Solos e suas relações com o uso e o manejo. In: SOUSA, D. M. G. de.; LOBATO, E. (Ed.) **Cerrado:** correção do solo e adubação. 2. ed. Brasília: Embrapa, 2004. cap. 1, p. 29-58

CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M. C. Análise probabilística de ocorrência de incompatibilidade da qualidade da água com o enquadramento legal de sistemas aquáticos – estudo de caso do rio Pariquera-Açu (SP). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental,** v.15 n.4, 2010.

DARTORA, V.; PERDOMO, C.C.; TUMELERO, I.L. **Manejo de Dejetos de Suínos.** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves e Extensão/EMATER/RS, 1998. (EMBRAPA. Boletim Informativo, 11).

DECHEN, A.R.; NACHTIGALL, G.R. Micronutrientes. In: FERNANDES, M.S. (Ed.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.327-354. 2007.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos de suínos**. Concordia: EMBRAPA, 2002. 30 p. (EMBRAPA - Suínos e Aves. Bipers n 10).

DORTZBACH, D.; LEIS, C.; BITTENCOURT, H.V.H.; COMIN, J.J.; BELLI FILHO, P. **Teores de cobre e zinco no solo após sucessivas aplicações de dejeto líquido e cama sobreposta de suínos.** In: MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA NO CONTEXTO DAS MUDANÇAS AMBIENTAIS, 2008. Disponível em: <http://intranetdoc.epagri.sc.gov.br/producao_tecnico_cientifica/DOC_2550.pdf>. Acesso em: 02/10/2014.

ERNANI, P.R.; ALMEIDA, J.A.; SANTOS, F.C. Potássio. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V.,V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L., eds. **Fertilidade do Solo**. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p.551-594, 2007.

FERREIRA, D.F. Análises estatísticas por meio do Sisvar para Windows versão 4.0. In: REUNIÃO ANUAL DA REGIÃO BRASILEIRA DA SOCIEDADE INTERNACIONAL DE BIOMETRIA, 45, 2000, São Carlos. **Anais...** São Carlos: UFSCar, 2000. p.255-258.

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

GALRÃO, E. Z. Micronutrientes. In: SOUSA, D. M. G. de; LOBATO, E. (Ed.). **Cerrado**: correção do solo e adubação. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2002. p. 185-226.

GALVÃO, S. R. S.; SALCEDO, I. H.; OLIVEIRA, F. F. Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.43, p.99-105, 2008.

GESSEL, P. D.; HANSEN, N. C.; GOYAL, S. M.; JOHNSTON, L. J.; WEBB, J. Persistence of zoonotic pathogens in surface soil treated with different rates of liquid pig manure. **Applied Soil Ecology**, v. 25, p. 237- 243, 2004.

GIACOMINI, S.J.; AITA, C. Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.195-205, 2008.

GIACOMINI, F. C. ; OLIVEIRA, F. R. ; MENEZES, J. F. S. ; BENTO, I. M. . Produtividade da soja adubada com dejetos líquidos de suínos. In: **V Congresso de Iniciação Científica da Universidade de Rio Verde**, 2011, Rio Verde. Anais do V Congresso de Iniciação Científica da Universidade de Rio Verde, 2011.

GIROTTO, E. **Cobre e zinco no solo sob uso intensivo de dejeto líquido de suínos**. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2007. 121p. (Dissertação de Mestrado).

GROHSKOPF, M. A**. Frações de nitrogênio orgânico e teores de nutrientes na solução de Latossolo Vermelho fertilizado com dejeto suíno.** Lages, Santa Catarina, Universidade do Estado de Santa Catarina – Centro de Ciências Agroveterinárias, 2013. 105f. (Dissertação de Mestrado).

GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L.; MARCHI, G. Elementos-traço em solos, sedimentos e nas águas. In: **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005, p. 345-390.

GUIVANT, J. S.; MIRANDA, C. R. (Orgs). **Desafios para o desenvolvimento sustentável da suinocultura:** uma abordagem multidisciplinar. Chapecó: Argos, 2004. 332p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Pesquisa da Pecuária Municipal 2012**. Rio de Janeiro, v.40, 2012. 71p. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Pecuaria/Producao_da_Pecuaria_Municipal/2012/ppm2012.pdf>. Acesso em: 16/02/2014.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 482p.

KING, L. D.; WESTERMAN, P. W.; CUMMINGS, G. A.; OVERCASH, M. R.; BURNS, J. C. Swine lagoon effluent applied to ‘Coastal’ Bermuda grass: II Effects on soil. **Journal of Environmental Quality**, v.14, p.14-21, 1985.

KLEPKER, D.; ANGHINONI, I. Características físicas e químicas do solo afetadas por métodos de preparo e modos de adubação. **R. Bras. Ci. Solo**, p.395-401, 1995.

KONZEN, E. A. **Avaliação quantitativa e qualitativa dos dejetos de suínos em crescimento e terminação, manejados em forma líquida.** 1980. 56f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 1980.

_____. **Manejo e Utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia, SC. EMBRAPA- CNPSA. 32p. 1983. (Circular Técnica 6)

_____. **Alternativas de manejo, tratamento e utilização de dejetos animais em sistemas integrados de produção**. Sete Lagoas, Embrapa Milho e Sorgo, 2000. 32p. (Documentos, 5).

_____. **Aproveitamento do adubo líquido da suinocultura na produção agropecuária**. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 12., 2002, Uberlândia. *Anais*... Uberlândia: ABID, 2002. 4p.

KONZEN, E.A; BASTOS, L.C. de. **Lagoas de estabilização natural para armazenamento de dejetos líquidos de suínos.** Sete Lagoas: EMBRAPA-Milho e Sorgo, 1997. 14p. (EMBRAPA. Documento, 9).

KONZEN, E.A.; PEREIRA FILHO, I.A.; BAHIA FILHO, A.F.C.; PEREIRA, F.A. **Manejo do esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho**. Sete Lagoas: EMBRAPA/CNPMS, 1998. 31p. (EMBRAPA/CNPMS. Circular Técnica, 25)

KORNEGAY, E.T.; HARPER, A.F. Environmental nutrition: Nutrient management strategies to reduce nutriente excretion of swine. **The professional animal scientist**. p. 99-111. 1997.

KUNZ, A.; PALHARES, J. C. P. **A importância do correto procedimento de amostragem para avaliação das características dos dejetos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004.

LARA, A. I. de; ANDREOLI, C. V; PEGORINI, E. S. Avaliação dos Impactos Ambientais e Monitoramento da Disposição Final do Lodo. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M; FERNANDES, F. (Coord.) **Lodo de Esgoto:** tratamento e disposição final. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2001.cap.11. p.465-467.

LEGROS, S.; DOELSCH, E.; FEDER, F.; MOUSSARD, G.; SANSOULET, J.; GAUDET, J. P.; RIGAUD, S; BASILE DOELSCH, I.; SAINT MACARY, H.; BOTTERO, J. Y. Fate and behaviour of Cu and Zn from pig slurry spreanding in a tropical water-soil-plant system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 164, n.1, p.70-79, Jan. 2013.

LOGAN, T.J.; CHANEY, L. R. Metals. In: WORKSHOP ON UTILIZATION OF MUNICIPAL WASTERWATER AND SLUDGE OF LAND, **Proceedings…**Riverside: University of California, 1983. p. 235-323.

LOURENZI, C. R. **Atributos químicos após dezenove aplicações de dejeto líquido de suínos em argissolo sob plantio direto**. Santa Maria: UFSM, 2010. 55p. (Dissertação Mestrado).

MAGGI, C.F; FREITAS, P.S.L. DE; SAMPAIO, S.C.; DIETER, J. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado via aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n.2, p. 170-177, 2011.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados – mitos, mistificação e fatos**. Piracicaba: Produquímica, 1994. 153p

MAMEDE, R. A. **Consumo de água e relação água/ração para suínos em crescimento e terminação.** 1980. 23f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

MATTIAS, J. L.; CERETTA, C. A.; NESI, C. N.; GIROTTO, E.; TRANTIN, E. E.; LOURENZI, C. R.; VIEIRA, R. C. B. Copper, zinc and manganese in soils of two watersheds in Santa Catarina with intensive use of pig slurry. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v.34, n.4, p.1445-1454, 2010.

MENEZES, J. F. S. **Uso de resíduos de suínos e cama de frango na agricultura**. Palestra proferida no Congresso de Fertilidade e Biologia do Solo (Fertbio): a responsabilidade socioambiental da pesquisa agrícola. Maceió – Alagoas, em 18 setembro de 2012.

MENEZES, J. F. S.; ALVARENGA, R. C.; ANDRADE, C. L. T.; KONZEN, E. A.; PIMENTA, F. F. Aproveitamento de resíduos orgânicos para a produção de grãos em sistema de plantio direto e avaliação do impacto ambiental. **Revista Plantio Direto**, v. 12, n. 73, p.30-35, 2003.

MENEZES, J. F. S.; KONZEN, E. A.; SILVA, G. P.; SANTOS, S. C. G.; PIMENTA, F. F.; LOPES, J. P. C.; ALVARENGA, R. C.; ANDRADE, C. L. T. Aproveitamento de dejetos de suínos na produção agrícola e monitoramento do impacto ambiental. **Fesurv (Boletim Técnico)**. Ano IV, n.6, nov. 2007, 46p.

MENEZES, J. F. S.; PRONER, S. C. P., BENITES, V. De M., SILVA, G. P.; KONZEN, E. A.; DUTRA, R. A. Estimativa da decomposição química de dejetos líquidos de suínos da região de Rio Verde – GO em função da densidade. **Fesurv (Boletim Técnico)**. Ano IV, n.5 nov. 2007. 28p.

MENEZES, J. F. S.; VANIN, A.; BENITES, V. M.; DE LIMA, L. M.; SANTOS, S. C. G. **Teores de Ca, Mg e K na água percolada em solo adubado com dejetos líquidos de suínos e adubo mineral em sistema de plantio direto**. Anais... Fertibio, 2010.

MENGEL, K.; KIRKBY, E. A. **Principles of plant nutrition**. 3.ed. Bern: Institute Potash Institute, 1982. 655p.

MEURER, E.J. Potássio. In: FERNANDES, M.S. **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2006. p.281-298.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Evangral, 2006, 285p.

NASCIMENTO, R. S. M. P.; CARVALHO, G. S.; PASSOS, L. P.; MARQUES, J. J. Lixiviação de chumbo e zinco em solo tratado com resíduos de siderurgia. **Pesquisa Agropecuária Tropical**. Goiânia – GO, v.40, n.4, p.497-504, Out./Dez., 2010.

NOLASCO, M.A.; BAGGIO, R.B.; GRIEBELER, J. Implicações ambientais e qualidade da água da produção animal intensiva. **Revista Acadêmica**, Curitiba, v.3, n.2, p.19-26, 2005.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. K.; NUNES, F. N. **Fósforo**. In: NOVAIS, R.F.;ALVAREZ V.,V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.;NEVES, J.C.L., eds. **Fertilidade do Solo**. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p.471-537, 2007.

OLIVEIRA, M. A. **Concentração e conteúdo de nutrientes e metais pesados no lixiviado de colunas de solo argiloso submetida à aplicação de dejetos de suínos.** 2002. 32f. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia). Universidade de Rio Verde, Rio Verde, 2000.

OLIVEIRA, R.A., FREITAS, W.S, GALVÃO, J. C. C, PINTO, F.A, CECON, P.R. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características nutricionais do milho. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**. Viçosa – MG, v.3, n.3, p.357–369, 2004.

OWENS, L.B.; MALONE, R.W.; SHIPITALO, M.J.; EDWARDS, W.M.; BONTA, J.V. Lysimeter study of nitrate leaching from a corn-soybean rotation. **J. Environ. Qual.**, v.29, p.467- 474, 2000.

PAGLIA, E. C. et al. Doses de potássio na lixiviação do solo com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 1, p. 94 –100, 2007.

PASCOAL NETO, J. **Teores residuais de micronutrientes no solo após aplicação sucessiva de dejetos de suínos**. 2014. 26 f. Monografia (Graduação em Agronomia) Universidade de Rio Verde (UniRV), 2014.

PENHA, H, G, V. **Teores e coeficientes de distribuição de elementos-traço em latossolo adubado com dejetos líquidos de suínos**. Lavras, MG, Universidade Federal de Lavras (UFLA), 2011.100p. (Dissertação de Mestrado).

PELES, D. **Perdas de solo, água e nutrientes sob aplicação de gesso e dejeto líquido de suínos**. 2007. 145f. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G.; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: seminário nacional de desenvolvimento da suinocultura. Gramado. **Anais**. Gramado 2001. p. 25-38.

PEREIRA, A. C. C; SOBRINHO, N. M. B. A; MAZUR, N.; VALCARCEL, R.; SANTOS, F. S. Escória de aciaria na redução da solubilidade e lixiviação de manganês em áreas contaminadas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.44, n.2, p.269-275, Fev. 2014.

PIMENTEL, D. R.; VANIN, A. **Lixiviação de potássio com aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos**. Projeto Final de Curso II (Graduação). Universidade de Rio Verde. 2012.

PRANDO, S. C. **Modelos preditivos da composição química de dejetos líquidos de suínos da região de Rio Verde-GO em função da densidade.** 2007. 33f. Dissertação (Mestrado) Universidade de Rio Verde - Fesurv, Rio Verde, 2007.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011. 420 p.

RESENDE**,** M**.;** CURI, N**.;** REZENDE**,** S. B.**;** CORRÊA, G. F. **Pedologia**: Base para distinção de ambientes. Viçosa: UFLA, 5 ed. Revisada, 2007. 322p.

RICHTER, C. A. **Água**: Métodos e Tecnologia de Tratamento. São Paulo: Edgard Blucher, 2009.

ROSOLEM, C.A. Calagem e adubação mineral. In: ARAUJO, R.S.; RAVA, C.A.; STONE, L.F.; ZIMMERMANN, M.J.O. (Ed.) **Cultura do feijoeiro comum no Brasil**. Piracicaba: Potafós, 1996. cap.4., p.353-385.

SANTOS, S.C.G. **Lixiviação de nitrogênio em Latossolo Vermelho cultivado com soja e milho após aplicação de dejetos líquidos de suínos**. Universidade de Rio Verde. 2007 82p. (Dissertação mestrado).

SANTOS, R. C. **Aplicação de dejetos líquidos de suínos em solos: aspectos biológicos e químicos do percolado**. Porto Alegre, RS, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2010. 91p. (Dissertação de Mestrado).

SBCS – Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10 ed. Porto Alegre: SBCS: NRS: UFRGS, 2004. 400 p.

SCHERER, E.E. **Utilização de esterco de suínos como fonte de nitrogênio: Bases para produção dos sistemas milho/feijão e feijão/milho, em cultivos de sucessão**. Florianópolis, Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, 1998. 48p. (Boletim Técnico, 99).

_____**Aproveitamento do Esterco de Suínos como Fertilizante**. Epagri, v.1, p.91-101, 2001.

SCHERER, E.; BALDISSERA, I. T. Potencial fertilizante do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense. **Agropecuária Catarinense.** Florianópolis, v.8, p.35-39, 1995.

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **R. Bras. Ci. Solo**, p. 1375-1383, 2010.

SCHMIDT, F.; FORTES, M. A.; WESZ, J., BUSS, G. L.; SOUSA, R. O. Impacto do manejo da água na toxidez por ferro no arroz irrigado por alagamento. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 5, p.1226-1235, Out. 2013.

SEGANFREDO, M.A. **A questão ambiental na utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, Circular Técnica 22, 35p., 2000.

_____. **Viabilidade econômico-ambiental do uso de dejetos animais e lodos de esgoto como fertilizante**. Palestra apresentada na Fertbio, 2006. Bonito, MS, 2006.

SESTI, L.; SOBESTIANSKY, J. **A função do médico veterinário na suinocultura moderna**. 2.ed., Goiânia, 1995. 24p.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes.** 2.ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627p.

SILVA, I. R.; SÁ MENDONÇA, E. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.;ALVAREZ V.,V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.;NEVES, J.C.L. (Eds) **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.275-374, 2007.

SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA-FILHO, E.C. **Princípios de toxicologia ambiental: conceitos e aplicações**. Rio de Janeiro, RJ: Interciência, 2013. 216p.

SMANHOTTO, A. **Aplicação de água residuária tratada de suinocultura em solo cultivado com soja**. Botucatu-SP, Faculdade de Ciências Agronômicas UNESP, (Tese de Doutorado), 2008.

SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. **Cerrado**: correção do solo e adubação. Planaltina, Embrapa Cerrados, 2002. 416p.

SPIRO, T.G.; STIGLIANI, W.M. **Química ambiental**. 2 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2008.

THOMÉ FILHO, J.J. Características da água subterrânea na região de Rio Verde. In: Ciclo de palestras sobre dejetos de suínos-manejo e utilização no Sudoeste Goiano, 1997, Rio Verde. **Anais...** Rio Verde: ESUCARV, 1997. p.34-68.

VITTI, G. C.; LIMA, E.; CICARONE, F. Cálcio, Magnésio e Enxofre. In: FERNANDES, M. S. (Ed.) **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p-299-325.

WADT, P. G. S.; WADT, L.H.O. Movimentação de cátions em amostras de um Latossolo Vermelho Amarelo incubadas com duas fontes de cálcio. **Scientia Agricola**, v. 56, p. 1157-1164, 1999.

WANG, X. D.; CHEN, X. N.; ALI, A. S.; LIU, S.; LU, L. Dynamics of humic substance-complexed copper and copper leaching during composting of chicken manure. **Pedosphere** p.245-251, 2010.

WERLE, R.; GARCIA, R. A.; ROSOLEM, C. A. Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 5, p. 2297- 2305, 2008.

ANEXOS

Anexo 1. Resumo da análise de variância para perdas totais de água percolada. Safra 2012/13

Fonte de Variação	GL	Quadrado Médio
		Água Percolada
Bloco	2	130,22
Tratamento	2	438,79^{ns}
Resíduo	4	119,69
CV (%)		2,12

^{ns} Não Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F

Anexo 2. Resumo da análise de variância para perdas totais de potássio. Safra 2012/13

Fonte de Variação	GL	Quadrado Médio
		Potássio
Bloco	2	43051201,46
Tratamento	2	2.94165484E+0009*
Resíduo	4	46203824,27
CV (%)		30,37

* Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F

Anexo 3. Resumo da análise de variância para perdas totais de cálcio. Safra 2012/13

Fonte de Variação	GL	Quadrado Médio
		Cálcio
Bloco	2	70283,36
Tratamento	2	27601225,59*
Resíduo	4	71775,77
CV (%)		8,15

* Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F

Anexo 4. Resumo da análise de variância para perdas totais de magnésio. Safra 2012/13

Fonte de Variação	GL	Quadrado Médio
		Magnésio
Bloco	2	13364,30
Tratamento	2	4388470,60*
Resíduo	4	7051,28
CV (%)		6,99

* Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F

Anexo 5. Resumo da análise de variância para perdas totais de cobre. Safra 2012/13

Fonte de Variação	GL	Quadrado Médio
		Cobre
Bloco	2	16,99
Tratamento	2	3675,42*
Resíduo	4	13,61
CV (%)		8,58

* Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F

Anexo 6. Resumo da análise de variância para perdas totais de ferro. Safra 2012/13

Fonte de Variação	GL	Quadrado Médio
		Ferro
Bloco	2	732,99
Tratamento	2	908,72^{ns}
Resíduo	4	253,10
CV (%)		11,63

^{ns} Não Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F

Anexo 7. Resumo da análise de variância para perdas totais de manganês. Safra 2012/13

Fonte de Variação	GL	Quadrado Médio
		Manganês
Bloco	2	9,93
Tratamento	2	1019,89*
Resíduo	4	12,65
CV (%)		10,12

* Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F

Anexo 8. Resumo da análise de variância para perdas totais de zinco. Safra 2012/13

Fonte de Variação	GL	Quadrado Médio
		Zinco
Bloco	2	209,02
Tratamento	2	94073,27*
Resíduo	4	283,79
CV (%)		9,26

* Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F