

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CAMPUS DE MARECHAL CÂNDIDO RONDON
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
MESTRADO E DOUTORADO**

ADIR AIRTON PARIZOTTO

**DINÂMICA DE NITRATO E METAIS EM SOLOS DO ESTADO DO PARANÁ,
SUBMETIDOS A APLICAÇÕES DE DEJETOS BIOESTABILIZADOS DE SUÍNOS**

MARECHAL CÂNDIDO RONDON - PR

2016

ADIR AIRTON PARIZOTTO

**DINÂMICA DE NITRATO E METAIS EM SOLOS DO ESTADO DO PARANÁ,
SUBMETIDOS A APLICAÇÕES DE DEJETOS BIOESTABILIZADOS DE SUÍNOS**

Tese apresentada à Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Sistemas de Produção Sustentáveis, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientador: Dr. Affonso Celso Gonçalves Jr.

Coorientador: Dr. Marcelo Angelo Campagnolo
Coorientador: Dr. Herbert Nacke

MARECHAL CÂNDIDO RONDON - PR

2016

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

P234d

Parizotto, Adir Ailton

Dinâmica de nitrato e metais em solos do Estado do Paraná, submetidos a aplicações de dejetos bioestabilizados de suínos./Adir Ailton Parizotto. ____
Marechal Cândido Rondon, 2016.
142 f. il.

Orientador: Prof. Dr. Affonso Celso Gonçalves Jr.

Coorientador: Prof. Dr. Marcelo Angelo Campagnolo

Coorientador: Prof. Dr. Herbert Nacke

Tese (Doutorado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus
de Marechal Cândido Rondon, 2016

Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Agronomia

1. Lisímetros de coluna. 2. Concentrações de nitrato. 3. Contaminação do
lençol freático. 4. Mobilidade de íons metálicos. 5. Saturação do solo. I.
Gonçalves Jr., Affonso Celso. II. Campagnolo, Marcelo Angelo. III. Nacke,
Herbert. IV. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. V. Título.

CDD 20.ed. 631.42

CIP-NBR 12899

Ficha catalográfica elaborada por Helena Soterio Beijo – CRB 9ª/965

ADIR AIRTON PARIZOTTO

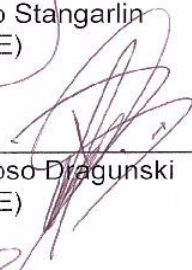
**DINÂMICA DE NITRATO E METAIS EM SOLOS DO ESTADO DO PARANÁ,
SUBMETIDOS A APLICAÇÕES DE DEJETOS BIOESTABILIZADOS DE
SUÍNOS**

Tese apresentada à Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 09 de dezembro de 2016



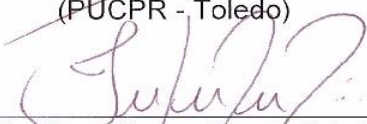
Prof. Dr. José Renato Stangarlin
(UNIOESTE)



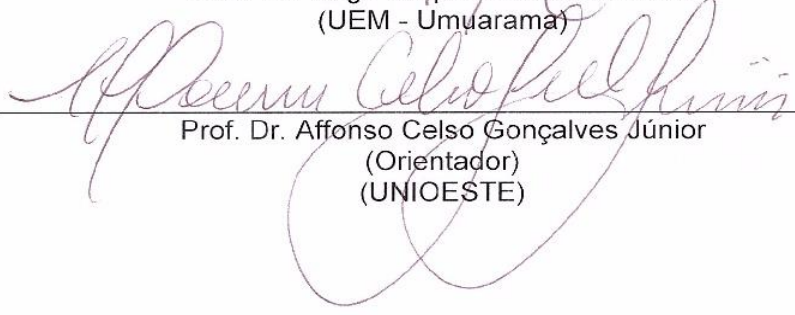
Prof. Dr. Douglas Cardoso Dragunski
(UNIOESTE)



Prof. Dr. Daniel Schwantes
(PUCPR - Toledo)



Prof. Dr. Tiago Roque Benetoli da Silva
(UEM - Umuarama)



Prof. Dr. Affonso Celso Gonçalves Júnior
(Orientador)
(UNIOESTE)

*Lembranças nos fazem viver. Eu lembro com saudosismo dos tempos de minha infância e do jardim da frente da minha casa. Nele havia sempre flores em qualquer estação do ano. O multicolorido das floradas atraía várias espécies de borboletas e de beija-flores. Azaléias e camélias de várias tonalidades, cravos, cravinas, tagetes, dalias e celósias perfumavam o ar durante o dia e jasmims e açucenas aromatizavam o ambiente noturno. Gladiólos, lírios, narcisos, begônias, cosmos e palmas de Santa Rita e hibiscos floriam exuberantemente denunciando o início da primavera. Margaridas brancas e amarelas, bocas de leão, emerocalis, íris e tritônias floriam em pleno verão multiplicando os zumbidos de abelhas e insetos polinizadores. As flores dos brinco-de-princesa, abssínias e sempre-vivas indicavam o final dos dias longos e a chegada do outono. Os amores perfeitos, alissons, madressilvas e violetas coloriam os dias frios nem sempre ensolarados do inverno. No jardim da minha casa as roseiras se sobressaíam em várias tonalidades, brancas, vermelhas, róseas, pinks, amarelas e até de tons alaranjados, que aqui ou acolá independente da época do ano desabrochavam solitárias ou em cachos. Mas no jardim da minha casa havia uma rosa que cuidava com esmero de todas as demais roseiras e plantas. Esta rosa muito especial que cuidava de mim e da nossa família com muito mais amor e carinho se chamava Rosalinda. **Minha mãe!** “in memoriam”, dedico este trabalho.*

AGRADECIMENTOS

A Deus pelo dom da vida.

A São Francisco de Assis pelos maravilhosos exemplos de humildade e amor a natureza.

A minha família, em especial a minha esposa Inês, minhas filhas Marina e Laíza e minha irmã Iela pela compreensão e apoio incondicional.

A Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, por proporcionar mais esta oportunidade de aprendizado e formação profissional.

Ao meu Professor Orientador Dr. Affonso Celso Gonçalves Júnior pelos ensinamentos e orientações e amizade e por ter me concedido a oportunidade de participar do GESOMA.

Ao Instituto Ambiental do Paraná na pessoa da minha colega e Chefe Regional Maria Glória Genari Pozzobon e a todos os funcionários e colaboradores por me apoiarem e viabilizarem a minha participação nos estudos de doutorado.

Agradecimento especial a minha colega Mestre e Engenheira Química Marilda Menchon Tavares Fornari e toda a equipe do Laboratório de Físico-Química do IAP de Toledo pelo inestimável trabalho e colaboração dispendidos na realização das análises laboratoriais dos ensaios experimentais.

Agradecimento especial a todos os colegas do GESOMA pela convivência, amizade, companheirismo e compartilhamento de conhecimentos. E aos funcionários e colaboradores do Laboratório de Química Ambiental e Instrumental, também pelo inestimável trabalho dispendido na realização das análises laboratoriais dos ensaios experimentais.

Aos professores e colegas acadêmicos do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, minha gratidão pelos conhecimentos transmitidos e compartilhados e pela amizade.

Ao meu amigo e colaborador Gaspar Leopoldo por ter me auxiliado com tanta dedicação e esforço na árdua jornada de coleta das amostras indeformadas dos solos. E igualmente ao meu amigo e colaborador João Altivo Marafiga que também com grande dedicação e cuidado manteve as colunas de solos saturadas na capacidade de campo durante os períodos de desenvolvimento dos ensaios experimentais.

A todos que indireta ou diretamente colaboraram de alguma forma para que esta jornada laboral de aprendizado e de conhecimento se tornasse possível o meu sincero Muito Obrigado!

PARIZOTTO, A. A. **Dinâmica do nitrato e metais em solos do Estado do Paraná submetidos a intensivas aplicações de dejetos bioestabilizados de suínos**. Marechal Cândido Rondon, 2016. p. Tese de Doutorado do Programa de Pós – Graduação em Agronomia – Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo geral avaliar a ocorrência de mobilidade de nitrato (NO_3^-) e íons metálicos (K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+}) e metais tóxicos (Pb^{2+} , Cr^{3+} , Cd^{2+}), em solos submetidos a aplicações de dejetos bioestabilizados de suínos. No Capítulo I, Artigo 1 é apresentada na forma de Considerações Gerais uma revisão de literatura enfocando os principais aspectos que caracterizam a utilização dos dejetos de suínos como biofertilizante em áreas agrícolas. O Capítulo II o Artigo 2 apresenta o estudo experimental desenvolvido com lisímetro de colunas contendo amostras indeformadas de solos oriundos de quatro regiões do Paraná classificados como: Nitossolo Vermelho eutrófico, Latossolo Vermelho Arenoso distrófico, Latossolo Vermelho distrófico e Latossolo Bruno distrófico, para avaliar a mobilidade do NO_3^- em profundidade. As colunas foram dispostas em arranjo experimental inteiramente ao acaso ($\text{DIC } 5 \times 4 \times 3 \times 3$), correspondente a cinco aplicações de dejetos (0, 70, 140, 210 e $420 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e com a simulação de quatro volumes de chuvas (100, 150, 200 e 250 mm) com coleta das contribuições dos percolados em três profundidades (30, 60 e 100 cm) e em três repetições. Os ensaios de percolação foram realizados em dois períodos distintos de 114 dias, o primeiro denominado de carga (de 6 de setembro a 20 de dezembro de 2015), e o segundo de recarga (de 21 de março a 10 de julho de 2016). As concentrações de NO_3^- obtidas nas contribuições dos percolados foram determinadas pelo método de redução de Cd, utilizando equipamento espectrofotômetro com comprimento de onda 543 nm. Os resultados analíticos mostraram que em todos os solos ocorreram acréscimos sucessivos nas concentrações de NO_3^- percoladas a medida que foram aplicadas as maiores dosagens de dejetos e volumes simulados de chuva, com destaque para o Latossolo Vermelho Arenoso distrófico que apresentou as maiores concentrações do oxianion em profundidade. Também foi realizada uma avaliação da mobilidade dos metais (K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+}) e dos metais tóxicos (Pb^{2+} , Cr^{3+} , Cd^{2+}), em que foram utilizados os mesmos ensaios de percolação. Com comparação dos teores destes elementos químicos presentes nos solos antes e após o término do período do estudo experimental são apresentados no Capítulo III, Artigo 3 deste trabalho. As concentrações percoladas destes elementos químicos foram determinadas por espectrometria de absorção atômica modalidade de chama (EAA). De maneira geral os resultados do estudo caracterizaram a mobilidade de K^+ e Zn^{2+} em pequenas concentrações pelo perfil dos solos estudados, enquanto os demais íons metálicos elevaram os seus teores originais, mas permaneceram concentrados e adsorvidos na camada superficial. Em contrapartida, os metais tóxicos não tiveram seus teores originais alterados com a aplicação sequenciada de dejetos nos solos. De maneira geral o estudo indicou a necessidade de revisão e atualização da legislação do Paraná que regula a disposição de dejetos de suínos no solo, que deverá incluir a necessidade obrigatória de acompanhamento agrônomo periódico a fim de se disciplinar as taxas a serem aplicadas nas áreas agrícolas, de acordo com as necessidades das culturas agrícolas para se minimizar os riscos de contaminação das águas do lençol freático pela mobilidade do NO_3^- .

Palavras-Chave: Lisímetros de coluna. Concentrações de nitrato. Contaminação do lençol freático. Mobilidade de íons metálicos. Saturação do solo.

PARIZOTTO, A. A. **Dynamics of nitrate and metals in soils of the State of Paraná submitted to intensive applications of bioestablished swine manure.** Marechal Cândido Rondon, 2016. Doctoral Thesis of the Post - Graduate Program in Agronomy - State University of West Paraná.

ABSTRACT

The objective of this work was to evaluate the occurrence of the mobility of nitrate (NO_3^-) and metallic ions (K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+}) and toxic metals (Pb^{2+} , Cr^{3+} , Cd^{2+}) in soils submitted to applications of biostabilized swine manure. In Chapter I, Article 1 is presented in the form of General Considerations a literature review focusing on the main aspects that characterize the use of pig waste as biofertilizer in agricultural areas. The Chapter II, Article 2 presents the experimental study developed with column lysimeter containing undisturbed samples of soils from four regions of Paraná classified as: (Red Nitosol eutroferic, Sandy Red Latosol dystrophic, Red Latosol dystrophic and Bruno Latosol dystrophic) to evaluate the mobility of NO_3^- in depth.. The columns were arranged in a completely randomized experimental arrangement ($\text{DIC } 5 \times 4 \times 3$) $\times 3$, corresponding to five applications of manure (0, 70, 140, 210 and $420 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) and the simulation of four volumes of rainfall (100, 150, 200 and 250 mm) with collection of the percolated contributions in three depths (30, 60 and 100 cm) and in three replicates. The percolation tests were carried out in two distinct periods of 114 days, the first one called loading (from september 6 to december 20, 2015), and the second recharging (from march 21 to july 10, 2016). The NO_3^- concentrations obtained in the percolated contributions were determined by the Cd reduction method using spectrophotometer equipment with wavelength 543 nm. The analytical results showed that in all soils there were successive increases in the concentrations of percolated NO_3^- as the highest rates of manure and simulated rainfall volumes were applied, especially the Sandy Red Latosol dystrophic which presented the highest concentrations of oxyanion in depth. Also, an evaluation of the mobility of the metals (K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+}) and toxic metals (Pb^{2+} , Cr Total, Cd^{2+}) was carried out, using the same percolation tests. Comparing the contents of these chemical elements present in soils before and after the end of the experimental study period are presented in Chapter III, Article 3 of this work. The percolated concentrations of these chemical elements were determined by atomic absorption spectrometry flame mode (EAA). In general the results of the study characterized the mobility of K^+ and Zn^{2+} in small concentrations by the profile of the studied soils, while the other metallic ions increased their original contents but remained concentrated and worshiped in the superficial layer. On the other hand, the toxic metals did not have their original contents altered with the sequenced application of waste in the soils. In general, the study indicated the need to review and update the legislation of Paraná that regulates the disposal of swine manure in the soil, which should include the mandatory need for periodic agronomic monitoring in order to discipline the rates to be applied in agricultural areas, According to the needs of the agricultural crops, in order to minimize the risks of contamination of the groundwater by the mobility of NO_3^- .

Keywords: Column lysimeter. Nitrate concentrations. Metal ion mobility. Soil saturation. Groundwater contamination.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I – ARTIGO 1: CONSIDERAÇÕES GERAIS

Figura 1 – Fluxograma de transformação dos dejetos de suínos no solo até a formação do NO_3^- 18

CAPÍTULO II - ARTIGO 2: MOBILIDADE DE NITRATO EM SOLOS DO PARANÁ SUBMETIDOS A APLICAÇÃO DE TAXAS DE DEJETOS BIOESTABILIZADOS DE SUÍNOS

Figura 1 - Imagens do Google Earth (2016) dos locais de retirada das amostras indeformadas de solo. a) Na Região Oeste; b) Na Região Noroeste; c) Na Região dos Campos Gerais; d) Na Região Central 68

Figura 2 - Colunas de percolação construídas para o estudo experimental 71

Figura 3 - Concentrações de NO_3^- presentes nos percolados em profundidade no Nitossolo Vermelho eutroférico, na 1ª Fase (carga) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 150 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d)77

Figura 4 - Concentrações de NO_3^- presentes nos percolados em profundidade no Nitossolo Vermelho eutroférico, na 2ª Fase (recarga) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 150 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d) 78

Figura 5 - Concentrações de NO_3^- presentes nos percolados em profundidade em Latossolo Vermelho Arenoso distrófico, na 1ª Fase (carga) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 150 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d)80

Figura 6 - Concentrações de NO_3^- presentes nos percolados em profundidade em Latossolo Vermelho Arenoso distrófico, na 2ª Fase (recarga) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de chuva de 100 mm (a), 150 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d)81

Figura 7 - Concentrações de NO_3^- presentes nos percolados em profundidade em Latossolo Vermelho distrófico, na 1ª Fase (carga) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 150 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d) 83

Figura 8 - Concentrações de NO_3^- presentes nos percolados em profundidade no Latossolo Vermelho distrófico, na 2ª Fase (recarga) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 150 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d) 84

Figura 9 - Concentrações de NO_3^- presentes nos percolados em profundidade em Latossolo Bruno distrófico, na 1ª Fase (carga) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 150 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d) 86

Figura 10 - Concentrações de NO_3^- presentes nos percolados em profundidade em Latossolo Bruno distrófico, na 2ª Fase (recarga) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 150 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d) 87

CAPÍTULO III – ARTIGO 3: ESTUDO DA MOBILIDADE DE METAIS EM SOLOS DO PARANÁ SUBMETIDOS A APLICAÇÃO DE DEJETOS BIOESTABILIZADOS DE SUÍNOS

Figura 1 - Imagens do Google Earth (2016) dos locais de retirada das amostras indeformadas de solo. a) Na Região Oeste; b) Na Região Noroeste; c) Na Região dos Campos Gerais; d) Na Região Central 99

Figura 2 - Concentrações de K^+ presentes nos percolados em profundidade no Nitossolo Vermelho eutroférico, na 1ª Fase (carga) do estudo experimental, sob a aplicação de taxas crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 150 mm (a), 200 mm (b); e 2ª Fase (recarga), 150 mm (c) e 250 mm (d) 106

Figura 3 - Concentrações de Zn^{2+} presentes nos percolados em profundidade no Nitossolo Vermelho eutroférico na 1ª Fase (carga) do estudo experimental, sob a aplicação de taxas crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 150 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d) 109

Figura 4 - Teores de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} presentes no Nitossolo Vermelho eutroférico 111

Figura 5 - Concentrações de K^+ presentes nos percolados em profundidade no Latossolo Vermelho Arenoso distrófico, na 1ª Fase (carga) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de chuva de 100 mm (a), 250 mm (b); e 2ª Fase (recarga), 100 mm (c) e 200 mm (d) 113

Figura 6 - Concentrações de Zn^{2+} presentes nos percolados em profundidade no Latossolo Vermelho Arenoso distrófico, na 1ª Fase (carga) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 15 mm (b), 200 mm(c) e 250 mm (d) 114

Figura 7 - Teores de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} presentes no Latossolo Vermelho Arenoso distrófico 115

Figura 8 - Concentrações de K^+ presentes nos percolados em profundidade no Latossolo Vermelho distrófico, na 1ª Fase (carga) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 250 mm (b); e 2ª Fase (recarga), 100 mm (c) e 250 mm (d) 117

Figura 9 - Concentrações de Zn^{2+} presentes nos percolados em profundidade no Latossolo Vermelho distrófico, na 1ª Fase (carga) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 15 mm (b), 200 mm(c) e 250 mm (d) 119

Figura 10 - Teores de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} presentes no Latossolo Vermelho distrófico 121

Figura 11 - Concentrações de K^+ presentes nos percolados em profundidade no Latossolo Bruno distrófico, na 1ª Fase (carga) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 250 mm (b); e 2ª Fase (recarga), 100 mm (c) e 250 mm (d) 123

Figura 12 - Concentrações de Zn^{2+} presentes nos percolados em profundidade no Latossolo Bruno distrófico, na 1ª Fase (carga) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 15 mm (b), 200 mm(c) e 250 mm (d) 124

Figura 13 - Teores de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} presentes no Latossolo Bruno distrófico 125

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO II - ARTIGO 2: MOBILIDADE DE NITRATO EM SOLOS DO PARANÁ SUBMETIDOS A APLICAÇÃO DE TAXAS DE DEJETOS BIOESTABILIZADOS DE SUÍNOS

Tabela 1 - Resultados analíticos indicadores de fertilidade presente nos solos amostrados em três faixas de profundidade 69

Tabela 2 – Teores de elementos químicos metálicos de importância agrônômica e metais tóxicos presentes nos solos amostrados em três faixas de profundidade 70

Tabela 3 – Teores percentuais de areia, silte e argila (granulometria) presentes nos solos amostrados em três faixas de profundidade 70

Tabela 4 - Composição físico-química dos dejetos bioestabilizados de suínos utilizados no estudo experimental 72

CAPÍTULO III – ARTIGO 3: ESTUDO DA MOBILIDADE DE METAIS EM SOLOS DO PARANÁ SUBMETIDOS A APLICAÇÃO DE DEJETOS BIOESTABILIZADOS DE SUÍNOS

Tabela 1 – Resultados das análises físicas e químicas dos solos Nitossolo Vermelho eutroférico e Latossolo Vermelho Arenoso distrófico em três faixas de profundidade 101

Tabela 2 – Resultados das análises físicas e químicas dos solos Latossolo Vermelho distrófico e para o Latossolo Bruno distrófico em três faixas de profundidade..... 102

Tabela 3 - Principais características físicas e químicas presentes nas amostras do Nitossolo Vermelho eutroférico e no Latossolo Vermelho Arenoso distrófico em três faixas de profundidade..... 108

Tabela 4 - Principais características físicas e químicas presentes nas amostras do Latossolo Vermelho distrófico e no Latossolo Bruno distrófico em três faixas de profundidade120

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABIEPCS – Associação Brasileira de Indústrias Produtoras e Exportadoras de Carne Suína
ANOVA – Análise de Variância
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO – Demanda Bíoquímica de Oxigênio
DERAL – Departamento de Economia Rural
DIC – Delineamento Inteiramente ao Acaso
DQO – Demanda Química de Oxigênio
EAA – Espectrometria de Absorção Atômica
EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA - *Environmental Protection Agency*
EU – União Européia
FDA – Fibra em Detergente Ácido
FDN – Fibra em Detergente Neutro
IAP - Instituto Ambiental do Paraná
IAPAR – Instituto Agrônômico do Paraná
IBGE – Instituto Brasileiro de geografia e Estatística
LBd7 – Latossolo Bruno distrófico
LQ – Limite de Quantificação
LVd14 – Latossolo Vermelho distrófico
M.O. – Matéria Orgânica
MS – Matéria Seca
NPDWR – *National Primary Drinking Water Regulation*
NVd3 – Latossolo Vermelho Arenoso distrófico
NVef2 – Nitossolo Vermelho eutroférico
PB – Proteína Bruta
PEAD – Poliestireno de Alta Densidade
PVC – Polivinil Cetona
RALF – Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado
S – Sul
SB – Soma de Bases
SEAB – Secretaria Estadual da Agricultura e Abastecimento
SEBRAE – Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas

SEMA – Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos

SF – Sólidos Fixos

ST – Sólidos Totais

SV – Sólidos Voláteis

TMC – Teores Máximos de Controle

UASB – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente de Manta de Lodo

US - United States

USEPA – *United States Environmental Protection Agency*

V – Saturação por Bases

VI - Valor de Investigação

VBP – Valor Bruto da Produção

VMC – Valor Máximo de Concentração

VPM – Valor Máximo Permissível

W – Oeste

LISTA DE DENOMINAÇÃO DE ELEMENTOS E SUBSTÂNCIAS QUÍMICAS

Al^{3+} - Alumínio
 CaCl_2 – Cloreto de cálcio
 CaCO_3 – Carbonato de cálcio
 Ca^{2+} - Cálcio
 Cd^{2+} - Cádmio
 CO_2^- - Dióxido de carbono ou gás carbônico
 CO_3^{2-} - Carbonato
 Cr^{3+} - Cromo trivalente
 Cr^{4+} - Cromo quadrivalente
 Cr^{6+} - Cromo hexavalente
 Cu^{2+} - Cobre
 Fe^{2+} - Ferro
H - Hidrogênio
 H_2 - Hidrogênio
 H_2CO_3 – Ácido carbônico
 H_2S – Ácido sulfídrico
 K^+ - Potássio
 K_2O – Óxido de potássio
 Mg^{2+} - Magnésio
 Mn^{2+} - Manganês
N - Nitrogênio
 N_2 – Nitrogênio
 Na^+ - Sódio
 NH_3 – Amônia
 NH_4^+ - Amônio
 NO_2^- - Nitrito
 NO_3^- - Nitrato
NPK – Nitrogênio, fósforo e potássio
 O_2 – Oxigênio
OH - Hidroxilas
P – Fósforo
 P_2O_5 – Óxido de fósforo
 Pb^{2+} - Chumbo
 R-NH_2 - Aminas
S – Enxofre
 Zn^{2+} - Zinco

LISTA DE SÍMBOLOS E GRANDEZAS DIMENSIONAIS

% - Porcentagem

[MLT] – Sistema Internacional de Medidas de massa, comprimento e tempo

μ - Coeficiente da taxa de decaimento

μ_s - Coeficiente de primeira ordem da taxa de decaimento na fase líquida

μ_w - Coeficiente de primeira ordem da taxa de decaimento na fase sólida

C_f – Concentração de fluxo

cm – Centímetro

cmol_c – Centimol de carga

C_r - Concentração residente ou ambiente

CTC – Capacidade de troca catiônica

D - Coeficiente dispersivo-difusivo, ou coeficiente de dispersão

D_0 - Coeficiente de difusão da água pura

D_h - Coeficiente de dispersão mecânica

D_m - Coeficiente de difusão iônica ou molecular no meio poroso

dm^3 – Densímetro cúbico

g - Gramas

h – Horas

ha – Hectares

J_D - Fluxo de solutos decorrente da difusão

J_h - Fluxo de solutos decorrentes da dispersão mecânica ou hidrodinâmica

J_m - Fluxo convectivo de solutos

J_s - Fluxo do soluto

k - Coeficiente empírico de distribuição

kg – Quilo

L - Litros

m – Metros

M – Mol

m^2 – metro quadrado

m^3 – metro cúbico

Mg – Megagrama

mg – Miligramas

μg - Microgramas

mL - Mililitros

mm – milímetros

mmol_c – Milimol de carga

< - menor

> - maior

n - Constante empírica

nm – Nanômetros

°C – Graus centígrados

pH – Potencial hidrogenônico

p_s - Densidade do solo

q - Fluxo de água

R – Fator de retardamento

S - Concentração adsorvida

t – Tempo

V - Velocidade média de avanço nos poros

x - Distância

y - Coeficiente da ordem 0 (zero) da taxa de produção na fase líquida

y_s - Coeficiente da ordem 0 (zero) da taxa de produção na fase sólida

δ – Variação

θ - Teor de água no solo

λ – Dispersividade

τ - Fator de tortuosidade

SUMÁRIO

CAPÍTULO I – CONSIDERAÇÕES GERAIS

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1 IMPORTÂNCIA ECONÔMICA E POTENCIAL POLUIDOR DA SUINOCULTURA	3
2.2 PRINCIPAIS SISTEMAS UTILIZADOS NO TRATAMENTO, ESTABILIZAÇÃO E BIOESTABILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS	4
2.3 BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DOS DEJETOS DE SUÍNOS E CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS DO BIOESTABILIZADO	7
2.4 UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS BIOESTABILIZADOS COMO CONDICIONADOR DE SOLOS AGRÍCOLAS E SEU POTENCIAL COMO BIOFERTILIZANTE	9
2.5 MELHORIAS DOS ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DO SOLO E INCREMENTOS DE PRODUTIVIDADE DE CULTURAS AGRÍCOLAS COM O USO DE DEJETOS DE SUÍNOS BIOESTABILIZADOS	11
2.5.1 Melhoria dos atributos físicos do solo	11
2.5.2 Melhoria dos atributos químicos do solo	12
2.5.3 Ganhos de produtividade em culturas agrícolas e em pastagens com o emprego de dejetos de suínos bioestabilizados	14
2.6 CONCENTRAÇÃO, E MOBILIDADE NOS SOLOS DO NO_3^- , K^+ , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} E METAIS TÓXICOS (Pb^{2+} , Cr^{3+} E Cd^{2+}) PELO USO EXCESSIVO DE DEJETOS DE SUÍNOS COMO BIOFERTILIZANTE	16
2.6.1 Concentração e comportamento de mobilidade do NO_3^- presente nos dejetos bioestabilizados aplicados no solo	17
2.6.2 Concentração e comportamento de mobilidade do K^+ presente nos dejetos bioestabilizados aplicados no solo	21
2.6.3 Concentração e comportamento de mobilidade do Cu^{2+} , Zn^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} presentes nos dejetos bioestabilizados aplicados no solo	22
2.6.4 Presença de metais tóxicos (Pb^{2+} , Cr^{3+} e Cd^{2+}) pela disposição de dejetos bioestabilizados de suínos no solo	25
2.7 USO DE LISÍMETROS E COLUNAS DE PERCOLAÇÃO PARA AVALIAR A MOBILIDADE DE SOLUTOS E SUBSTÂNCIAS QUÍMICAS NO SOLO	27
2.7.1 Fatores que influenciam o movimento de deslocamento de água, substâncias e elementos químicos ao longo do perfil do solo em colunas de percolação	28
2.7.2 Modelagem matemática do movimento da água, solutos e substâncias químicas em colunas de percolação	30
REFERÊNCIAS	35

CAPÍTULO II - ARTIGO 2: MOBILIDADE DE NITRATO EM SOLOS DO PARANÁ SUBMETIDOS A DIFERENTES TAXAS DE DEJETOS BIOESTABILIZADOS DE SUÍNOS

RESUMO	63
ABSTRACT	64
1 INTRODUÇÃO.....	65
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	67
2.1 AMOSTRAGENS INDEFORMADAS DE SOLOS	67
2.2 AMOSTRAGENS PARA DETERMINAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS DOS SOLOS	68
2.3 DETALHES DA CONSTRUÇÃO DAS COLUNAS DE PERCOLAÇÃO	70
2.4 DELINEAMENTO DO ESTUDO EXPERIMENTAL	71
2.5 CONDUÇÃO DO ESTUDO EXPERIMENTAL	72
2.6 ROTINA ANALÍTICA	74
2.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS ANALÍTICOS	74
2.8 PARÂMETROS DE COMPARAÇÃO UTILIZADOS	74
2.9 FORMA DE APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS DO ESTUDO EXPERIMENTAL	75
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	76
3.1 COMPORTAMENTO DE MOBILIDADE DO NO_3^- NO NITOSSOLO VERMELHO EUTROFÉRICO	76
3.2 COMPORTAMENTO DE MOBILIDADE DO NO_3^- NO LATOSSOLO VERMELHO ARENOSO DISTRÓFICO	79
3.3 COMPORTAMENTO DE MOBILIDADE DO NO_3^- NO LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO	82
3.4 COMPORTAMENTO DE MOBILIDADE DO NO_3^- NO LATOSSOLO BRUNO DISTRÓFICO	85
4 CONCLUSÕES	89
REFERÊNCIAS	90

CAPÍTULO III – ARTIGO 3: ESTUDO DA MOBILIDADE DE METAIS EM SOLOS DO PARANÁ SUBMETIDOS A APLICAÇÃO DE DEJETOS BIOESTABILIZADOS DE SUÍNOS

RESUMO	95
ABSTRACT.....	96

1 INTRODUÇÃO	97
2 MATERIAL E MÉTODOS	99
2.1 AMOSTRAGEM INDEFORMADA DE SOLO	99
2.2 LOCAIS DAS AMOSTRAGENS INDEFORMADAS	99
2.3 IDENTIFICAÇÃO DOS SOLOS AMOSTRADOS	100
2.4 AMOSTRAGENS DOS SOLOS PARA A REALIZAÇÃO DE ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS	101
2.5 LISÍMETROS DE COLUNA E DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	102
2.6 CONDUÇÃO DO ESTUDO EXPERIMENTAL	103
2.7 AMOSTRAGEM DOS SOLOS CONTIDOS NOS LISÍMETROS DE COLUNA	103
2.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS ANALÍTICOS	104
2.9 PARÂMETROS DE COMPARAÇÃO UTILIZADOS	104
2.10 FORMA DE APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS DO ESTUDO EXPERIMENTAL	104
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	106
3.1 COMPORTAMENTO DE MOBILIDADE DO K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} E Mn^{2+} E METAIS TÓXICOS (Pb^{2+} , Cr^{3+} E Cd^{2+}) NO NITOSSOLO VERMELHO EUTROFÉRICO	106
3.2 COMPORTAMENTO DE MOBILIDADE DO K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} E Mn^{2+} E METAIS TÓXICOS (Pb^{2+} , Cr^{3+} E Cd^{2+}) NO LATOSSOLO VERMELHO ARENOSO DISTRÓFICO	112
3.3 COMPORTAMENTO DE MOBILIDADE DO K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} E Mn^{2+} E METAIS TÓXICOS (Pb^{2+} , Cr^{3+} E Cd^{2+}) NO LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO	117
3.4 COMPORTAMENTO DE MOBILIDADE DO K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} E Mn^{2+} E METAIS TÓXICOS (Pb^{2+} , Cr^{3+} E Cd^{2+}) NO LATOSSOLO BRUNO DISTRÓFICO	122
4 CONCLUSÕES	127
REFERÊNCIAS	129
CAPÍTULO IV – CONSIDERAÇÕES FINAIS	134

CAPÍTULO I – ARTIGO 1: CONSIDERAÇÕES GERAIS

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional no planeta nas últimas décadas fez aumentar a demanda por alimentos, tendo como consequência a necessidade de expansão das áreas de cultivos agrícolas e pastoris. Paralelamente ocorreu o aumento da procura por fertilizantes, especialmente de adubos industrializados, que registraram elevação significativa de preços no mercado. Como alternativa para esta demanda, cresceu proporcionalmente o emprego de resíduos orgânicos, especialmente dejetos gerados em criatórios de animais, como biofertilizante para fins de adubação do solo (SHERER; BALDISSERA; NESI, 2007; COSTA et al., 2011; SERAFIM e GALBIATTI, 2012).

Para Bertoncini (2011) e Scheneider et al. (2012), no Brasil e em particular no Estado do Paraná existem milhares de criatórios de suínos, aves e de bovinos de leite em sistema intensivo ou semi-intensivo de confinamento, que se situam geralmente em pequenas propriedades rurais. Esta elevada concentração de animais gera por sua vez, grande quantidades de dejetos, que precisam ser estabilizados antes de serem utilizados como fertilizante.

A utilização mais costumeira dos dejetos pós-estabilização ou bioestabilização é a de disposição diretamente no solo de áreas ocupadas com culturas agrícolas, pastagens e cultivos florestais. Para Anami et al. (2008), Scherer, Nesi e Massoti (2010), Miyazawa e Barbosa (2015) esta forma é ambientalmente correta, porque, o solo tem grande capacidade de assimilar, reciclar e transformar estes resíduos minimizando os riscos de contaminação e poluição.

No Estado do Paraná a Resolução Nº 031 SEMA/IAP, de 24 de Agosto de 1998, define que a taxa de aplicação ambientalmente recomendável para o uso de dejetos estabilizados, deve se situar entre 50 a 70 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, dependendo das características topográficas e pedológicas das áreas agrícolas utilizadas para disposição.

Quando as taxas de aplicação de dejetos recomendadas para fins agrícolas não são respeitadas pelos produtores, com a disposição excessiva de dejetos de suínos em determinadas áreas, conforme relatam Scherer, Nési e Massotti (2010), Girotto et al. (2010), e ainda Luz et al. (2015), têm-se à saturação do solo, pela elevada concentração de determinados elementos químicos que podem ser mobilizados em profundidade.

Para Aita e Giacomini (2008), Santos (2011) e Schirmann et al. (2013), a mobilidade de solutos e de outros elementos químicos vai depender fundamentalmente das características mineralógicas, físico, químicas e microbiológicas presentes no solo, da época de aplicação, das práticas culturais desenvolvidas na área, e ainda, das condições climáticas e ambientais de dado ecossistema.

Várias metodologias com diferentes dispositivos hidráulicos podem ser empregados para se estudar a concentração e a mobilidade de solutos e de outros elementos químicos no solo, tanto a campo, como em condições ambientais controladas em laboratório. Dentre eles destacam-se os lisímetros que assumem diversas tipologias e exercem variadas funções, e que podem ser construídos a partir de amostras deformadas e indeformadas de solos, nesta condição sendo identificados como lisímetros de coluna ou colunas de percolação (MIRANDA; DUARTE, 2001; JANKOZ, 2008; MENDES et al., 2015).

Com o objetivo de propor alterações para atualizar a Resolução Nº 031 SEMA/IAP, de 24 de Agosto de 1998, foi desenvolvido um estudo experimental utilizando lisímetros de coluna contendo amostras indeformadas de solos coletadas áreas agrícolas com uso histórico de dejetos como biofertilizante, situadas nas Regiões Oeste, Noroeste, Campos Gerais e Central do Paraná. Essas amostras em condições ambientais controladas de laboratório, foram submetidas em duas fases distintas de 114 dias, (nominadas de carga e recarga) a aplicação de diferentes taxas de dejetos bioestabilizados de suínos (0,70, 140, 210 e 420 m³ ha⁻¹), com a simulação de precipitações pluviométricas (100, 150, 200 e 250 mm), para se avaliar a mobilidade pelo perfil dos solos estudados do NO₃⁻, dos íons metálicos K⁺, Zn²⁺, Cu²⁺, Fe²⁺ e Mn²⁺, e metais tóxicos Pb²⁺, Cr³⁺ e Cd²⁺.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 IMPORTÂNCIA ECONÔMICA E POTENCIAL POLUIDOR DA SUINOCULTURA

Conforme dados publicados pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) (2014), e divulgados pela Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento do Estado do Paraná – Departamento de Economia Rural (SEAB/DERAL) (2014), o rebanho mundial de suínos atingiu 801.412 milhões de cabeças no ano de 2013, com uma produção de 107.514 milhões de toneladas de carne suína.

A atividade de suinocultura geralmente é desenvolvida de forma tecnificada com o emprego de insumos modernos e padronizados, tanto na alimentação, quanto na condução da sanidade dos animais. Sendo realizado em galpões em sistema de confinamento, o que permite o alojamento de grande número de suínos por área construída, facilitando o manejo do rebanho, com baixo emprego de mão-de-obra (OLIVEIRA; SILVA; PERDOMO, 2007; CARDOSO, 2015).

Os grandes centros produtores de suínos, a exemplo da Europa e dos Estados Unidos enfrentam dificuldades em manter os seus atuais plantéis de rebanhos de animais em decorrência da geração em excesso de dejetos, que requerem altos investimentos econômicos no seu tratamento, pela saturação das áreas agrícolas para a disposição agrônômica, e também pela contaminação dos recursos hídricos (WEYDMANN, 2005; HACK, et al., 2011).

O potencial poluidor da atividade vai depender do sistema do criatório (ar livre, confinamento ou misto) e do sistema de produção (criação de leitões, ciclo completo ou terminação), e ainda, do seu porte (mínimo, pequeno, médio, grande e excepcional). O volume e a concentração dos dejetos gerados diariamente em um criatório são dados pelo somatório da quantidade de fezes mais urina que os animais eliminam e pelos desperdícios de água. Também sendo influenciado diretamente pelo tipo de bebedouro que serve água para dessedentação dos animais, pelo sistema e frequência de higienização das baias, da forma de manejo empregado, do tipo de alimentação ministrada, do número, tamanho e idade dos animais presentes no sistema de produção (SCHULTZ, 2007; SEGANFREDO, 2012; CADIS; HENKES, 2014).

Para Belli Filho et al. (2001), Perdomo, Oliveira e Kunz (2003) e Basso (2014) os parâmetros que representam a carga orgânica dos dejetos como: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Sólidos Totais (ST), geralmente apresentam valores elevados antes de receberem tratamento. Por sua vez, conforme relatam

Smanhoto (2008), Girotto et al. (2010) e Souza et al. (2014) as quantidades de N, P e K apesar de oscilarem nos seus teores, também apresentam valores significativos, o mesmo ocorre para os elementos químicos como Zn^{2+} , Cu^{2+} , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{2+} , Cr^{2+} entre outros, haja vista, que suas concentrações dependem diretamente das características físico-químicas dos dejetos.

Para Kunz, Oliveira e Higarashi (2005) animais em sistema de terminação com peso entre 25 e 100 kg podem gerar até 7 L dia^{-1} de dejetos líquidos, com carga poluidora média de 0,136 kg de DBO $\text{animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$. Porcas em gestação são capazes de gerar até 16 L dia^{-1} de dejetos líquidos, com carga poluidora média de 0,182 kg de DBO $\text{animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, e porcas em lactação com leitões podem gerar até 27 L dia^{-1} de dejetos líquidos, com carga poluidora média de 0,340 kg de DBO $\text{animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$.

De acordo com Perdomo, Lima e Nones (2001), e Kunz, Oliveira e Higarashi (2005) para viabilizar o uso dos dejetos de suínos em solos agrícolas é necessário preliminarmente o seu tratamento e estabilização, visando diminuir os custos de armazenagem, transporte e de distribuição, e aumentar a concentração de nutrientes por unidade de volume. E realizar a aplicação de quantidades necessárias e suficientes para suprir as demandas nutricionais das culturas agrícolas, e paralelamente minimizar os riscos de geração de problemas de poluição e contaminação do ambiente.

2.2 PRINCIPAIS SISTEMAS UTILIZADOS NO TRATAMENTO, ESTABILIZAÇÃO E BIOESTABILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS

Os sistemas de tratamento dos dejetos de suínos basicamente são constituídos por dispositivos hidráulicos caracterizados por diferentes concepções do ponto de vista da engenharia, porém, conforme relatam Kunz, Oliveira e Higarashi (2005), e Oliveira (2008), se dividindo em dois grupos distintos entre aqueles que promovem a estabilização, possuindo tempo de residência de fermentação dos dejetos geralmente superior a 120 dias, e os que promovem a bioestabilização dos dejetos, com tempo de residência abreviado se situando geralmente entre 20 e 45 dias (VIVAN et al., 2010; SOUZA; LAGE FILHO, 2012; VALLADARES, 2013).

Conforme relatam Miyazawa e Barbosa (2015) os sistemas que promovem a estabilização das dejeções dos suínos operam em condições de influência direta do ambiente. O tipo, forma, eficiência e concepção do sistema de tratamento empregado, vão depender do volume de dejetos a serem tratados diariamente, do grau de diluição dos mesmos. E o produto

da fermentação é o fertilizante orgânico na forma de chorume clarificado, tendo como característica a forte exalação de odores amoniacais nauseabundos, que não atingiu o adequado desdobramento da carga orgânica e nem a disponibilização de nutrientes prontamente assimiláveis pelo sistema radicular das plantas.

Para Ranzi e Andrade (2004), Kunz, Oliveira e Higarashi (2005), e Santos et al. (2007) dentre os sistemas mais utilizados para a estabilização dos dejetos de suínos estão às esterqueiras, construídas em alvenaria ou revestidas com geomembrana, nesta última condição, também chamadas de bioesterqueiras, geralmente em formato retangular, trapezoidal e/ou circular.

As esterqueiras trazem como principais inconvenientes a sua exposição direta no ambiente, estando sujeitas as variações de temperatura e permitindo o fluxo direto das águas das chuvas, além da difícil remoção de sólidos decantados no seu fundo e permitem a proliferação de vetores além de gerarem odores desagradáveis. Desta forma, comprometendo o seu volume útil, diluindo a concentração dos dejetos e não permitindo uma adequada fermentação para a sua estabilização (KUNZ et al., 2004; PALHARES, 2007; CADIS; HENKES, 2014).

Gosmann et al. (1997) realizaram experimento comparando o desempenho de esterqueira convencional em alvenaria com bioesterqueira no tratamento e estabilização de dejetos de suínos, em período de 120 dias compreendido entre os meses de julho a novembro. Os resultados mostraram que em relação à temperatura o seu comportamento foi semelhante oscilando de acordo com a variação da temperatura ambiente.

Na esterqueira convencional o pH sempre se situou acima de 7,0 chegando a 7,45 indicando a presença da fase metanogênica, em quanto na bioesterqueira variou entre 6,65 e 6,95, indicando a presença da acidogênese com pouca atividade metanogênica. Para os sólidos totais, enquanto a bioesterqueira foi encontrado no seu depósito uma concentração de 30 g kg⁻¹, na esterqueira convencional a redução chegou a uma concentração de 23 g kg⁻¹. Mesmo desempenho foi observado pelos autores para o parâmetro sólidos voláteis, cuja concentração na bioesterqueira foi de 21,52 g kg⁻¹, e na esterqueira convencional chegou a apenas 14,80 g kg⁻¹. Enquanto no depósito final da bioesterqueira a remoção da DQO no período de avaliação foi de apenas 16% na esterqueira convencional chegou a 46%. Sugerindo assim uma maior atividade microbiológica de estabilização dos dejetos na esterqueira convencional.

O N Total permaneceu praticamente inalterado nos dois sistemas resguardando o seu poder fertilizante, já o NH₄⁺ mostrou elevação média de sua concentração em ambos os

sistemas ao longo do período de estocagem. O que mostra segundo os autores que a atividade biológica atuou nos sistemas transformando o nitrogênio orgânico em nitrogênio diretamente assimilável para as plantas sob a forma de NH_4^+ . Quanto ao P representou 53% do P_2O_5 total, apresentando comportamento similar ao N, enquanto para o K^+ , os teores na saída de ambos os sistemas foram idênticos aos teores encontrados nos dejetos frescos na entrada. Resultados idênticos também foram obtidos por Kunz et al. (2003), Alves et al. (2005) e Kunz, Oliveira e Higarashi (2005) em estudos experimentais semelhantes.

De acordo com Kunz, Oliveira e Higarashi (2005) e também para Souza, Lucas Júnior e Ferreira (2005) a biodigestão das dejeções suínas é realizada principalmente em reatores e biodigestores, que se caracterizam por serem dispositivos hidráulicos que operam em condições de confinamento com mínima ou praticamente nenhuma influência do ambiente.

De acordo com Santana e Oliveira (2005), Souza et al. (2005) e De Julio et al. (2010) os reatores anaeróbios foram desenvolvidos ao longo tempo para a bioestabilização de resíduos orgânicos de origem humana, animal e industrial, podendo ser classificados em dois tipos: o de fluxo ascendente e leito fluidizado (RALF) e o de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), que se caracterizam por apresentar boa eficiência na remoção de carga orgânica (geralmente acima de 60%).

Para Poggio et al. (2009), Ricardo (2012) e Veloso et al. (2015) os biodigestores mais empregados atualmente são os tubulares confeccionados com manta plástica de formato tubular que podem ser operados de forma descontínua ou contínua e são considerados dispositivos hidráulicos derivados dos reatores que foram melhorados pela introdução de novas tecnologias. De acordo com Campos et al. (2004) e Duarte Neto et al. (2010) os biodigestores são construídos a partir de uma escavação no solo revestida com manta de poliestireno de alta densidade (PEAD). Na superfície constrói-se uma canaleta revestida de concreto ou se faz o recobrimento da lona com terra na forma de camaleão no seu entorno, que atua como um selo de água para a fixação da manta plástica. Segundo Vivan et al. (2010) e também Silva, D. de F. et al. (2012) a capacidade de carga do biodigestor ou o seu volume em m^3 pode ser estimado considerando o tempo de retenção hidráulico (mais adotado entre 22 e 30 dias) e a vazão diária de contribuição de dejetos em $\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$.

Conforme relatam Konzen e Alvarenga (2005), Kunz e Oliveira (2008), Aires et al. (2014) por possuir grande área superficial em exposição ao sol esse tipo de biodigestor possibilita uma maior produção de biogás que outros modelos comumente usados. A temperatura é um dos fatores que mais afeta a produção de biogás. Na faixa de temperatura entre 25 e 45 °C atuam as bactérias mesófilas que promovem a metabolização dos dejetos

resultando em produção de biogás (ALVES et al., 2005; ARBOLEDA; SALCEDO, 2009; SILVA, D. de F. et al., 2012).

A eficiência de remoção da carga orgânica dos dejetos de suínos nos biodigestores pode ser de até 80%. O efluente que sai do biodigestor por um ou mais dutos sifonados possui coloração escura apresentando-se inodoro e estabilizado (KUNZ; OLIVEIRA; HIGARASHI, 2005; FARIA, 2011). Este liquame também é denominado de bioestabilizado e/ou biofertilizante, por estar apto para ser aplicado diretamente no solo, com condicionador e fornecedor de nutrientes para as culturas agrícolas (SUSZEK et al., 2005).

2.3 BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DOS DEJETOS DE SUÍNOS E CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS DO BIOESTABILIZADO

No processo de biodigestão dos suínos que é promovida por microrganismos, se estabelecem quatro fases distintas para a obtenção do bioestabilizado, a saber: a hidrólise, a acidogênese, a acetogênese e a metanogênese (MASCARENHAS; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2004; CHERNICHARO, 2007; MOURA et al., 2012). Na primeira fase também denominada de hidrolítica os materiais orgânicos complexos, carboidratos, aminoácidos, ácidos graxos de cadeia longa e álcoois são convertidos a compostos orgânicos de cadeia curta, que serão metabolizados na fase seguinte (SOUZA; LUCAS JÚNIOR; FERREIRA, 2005; ORRICO JÚNIOR; ORRICO; LUCAS JÚNIOR, 2010). As proteínas são degradadas para formar aminoácidos; os carboidratos se transformam em açúcares solúveis e os lipídeos são convertidos em ácidos graxos de cadeia longa e glicerina (DEGANUTTI et al., 2002; BACKES, 2011).

Na acidogênese os produtos gerados na hidrólise são absorvidos por bactérias acidogênicas e excretados como substâncias orgânicas mais simples como ácidos graxos voláteis (ácido acético, fórmico, propiônico, butírico e láctico), além do etanol e compostos minerais como CO₂, H₂, NH₃, H₂S, entre outros (MIRANDA, 2009; SILVA, et al., 2012; SILVA, 2013). A grande maioria das bactérias que atuam na acidogênese é anaeróbia, porém em menor escala atuam também espécies facultativas metabolizando o material orgânico por via oxidativa (SOUZA, 2008; AIRES et al., 2014).

De acordo com Santana e Oliveira (2005), Vivan et al. (2010) e Backes (2011) as bactérias acetogênicas ou sintróficas por sua vez, realizam a terceira fase do processo de biodigestão convertendo os compostos sintetizados por bactérias acidogênicas (ácidos graxos e etanol), em substratos para a produção de metano (acetato, hidrogênio e gás carbônico).

Fechando o ciclo de biodegradação dos dejetos na fase metanogênese, bactérias metanogênicas procariontes, transformam os produtos frutos da acetogênese em metano na fase gasosa, e em um bioestabilizado líquido, rico em nutrientes prontamente disponíveis para assimilação pelo sistema radicular das plantas (CHERNICHARO, 2007; ORRICO JÚNIOR, 2008; BALMANT, 2009).

Conforme Agnes (2012) citando Oliveira e Higarashi (2006) as fezes e urina, mais ou menos diluídas segundo o tipo de manejo da água nos criatórios são os constituintes básicos dos dejetos dos suínos. Assim as características físicas e químicas dos dejetos “in natura”, especialmente, em relação à carga orgânica e concentração de nutrientes variam em função do grau de diluição em que se encontra o despejo, antes de ser adicionado no biodigestor (DRUZIAN; MARCHESI; SCAMPARINI, 2007; PINTO et al., 2014).

Estudos analíticos realizados por Konzen (2006) avaliaram o comportamento de alguns parâmetros físico-químicos de importância entre a entrada e a saída de um biodigestor do tipo canadense em regime de alimentação contínua. A temperatura dos dejetos na entrada do biodigestor geralmente se situou em torno de 20 °C, ganhando em média 2,5 °C na saída, os valores de pH por sua vez, variaram entre 6,8 e 7,40 entre a entrada e saída. A acidez total dos dejetos foi reduzida em 40% passando de 5500 para 3200 mg de $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$. A concentração de sólidos totais (ST) dos dejetos que na entrada no biodigestor se situava acima de 40000 mg L^{-1} , na saída foi reduzida em 50% para uma concentração abaixo de 20000 mg L^{-1} .

A DQO teve redução expressiva entre a entrada e saída do biodigestor, de 45000 para em média 4000 mg $\text{O}_2 \text{ L}^{-1}$ com eficiência de redução de mais de 90%. Já a DBO experimentou uma redução em média de 18500 para 1600 mg $\text{O}_2 \text{ L}^{-1}$, também projetando uma eficiência de remoção acima de 90%. Para os macronutrientes as concentrações de N, P e K na entrada do biodigestor foram em média respectivamente de 3500, 1200 e 1100 mg L^{-1} e na saída apresentavam concentração média de 1600, 300 e 250 mg L^{-1} com eficiências de remoção de 64%, 75% e 77% respectivamente.

Também Prior (2008), Maggi et al. (2011), Herman (2013) e Souza et al. (2014) utilizaram dejetos bioestabilizados para realização de experimentos agrícolas provenientes de diferentes sistemas de biodigestão. As características físico-químicas dos bioestabilizados variaram de sistema para sistema, com pH (CaCl_2) situando-se na faixa entre 6,9 e 7,7. Por sua vez a DQO se situou entre o valor máximo de 10320 mg L^{-1} e o valor mínimo de 1322 mg L^{-1} , da mesma forma a DBO variou entre 2406 e 946 mg L^{-1} entre os valores máximos e mínimos. Para os sólidos totais (ST) os valores variaram entre o máximo de 20000 e mínimo

de 5950 mg L⁻¹. Sendo que para N, P e K total os valores foram de 1745 mg L⁻¹, 753 mg L⁻¹ e 1271 mg L⁻¹ (valores máximos encontrados) e 707 mg L⁻¹, 33 mg L⁻¹ e 26 mg L⁻¹ (valores mínimos encontrados) respectivamente.

2.4 UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS BIOESTABILIZADOS COMO CONDICIONADOR DE SOLOS AGRÍCOLAS E SEU POTENCIAL COMO BIOFERTILIZANTE

De acordo com Seganfredo (2012), Anami et al. (2008), Krajewski e Povaluk (2014) a disposição dos dejetos de suínos parcialmente estabilizados ou bioestabilizados realizada pelos suinocultores é justificada do ponto de vista ambiental, porque, o solo tem grande capacidade de assimilar, reciclar e transformar estes resíduos, diminuindo os riscos de contaminação e poluição. E também do ponto de vista econômico, por disponibilizar quantidade razoável de nutrientes diminuindo a necessidade de aquisição de fertilizantes industriais, e por consequência, proporcionando a redução de custos da produção agrícola.

Para a utilização dos dejetos de suínos na fertilização do solo é importante distinguir adequadamente a eficiência dos fertilizantes minerais e orgânicos (QUEIROZ et al., 2004; STEINER et al., 2011). Comparando os conceitos de fertilizante e condicionador, verifica-se que os materiais orgânicos se enquadram muito melhor no segundo, pois a sua ação é eficaz no aumento da porosidade, aeração, retenção de água, atividade microbiana e capacidade de retenção de cátions, do que como fornecedor de nutrientes ao solo (PRIMAVESI et al., 2006; LIMA, 2007; AGNE; KLEIN, 2014). Também conforme Diesel, Miranda e Perdomo (2002) e Bertani et al. (2011) a matéria orgânica presente nos dejetos bioestabilizados diminui o efeito negativo da consistência plástica e pegajosidade dos solos argilosos úmidos.

Os compostos orgânicos originários do bioestabilizado apresentam, em geral, um maior efeito residual no solo que os de origem mineral. Isto é explicável pela sua lenta mineralização, tornando os nutrientes disponíveis num maior espaço de tempo (AITA et al., 2006; ASSMANN et al., 2007; GIACOMINI; PUJOL; MIOLA, 2013). Desta forma, estes nutrientes ficam menos sujeitos às reações químicas no solo, ao contrário do que acontece com os adubos de origem mineral. No caso específico do nitrogênio, os resíduos orgânicos tendem através de mineralização lenta manter este nutriente na forma orgânica, enquanto o elemento mineral é perdido facilmente por lixiviação e volatilização (MIYAZAWA; BARBOSA; PARRA, 2009).

Basso et al. (2005), Scherer; Nesi e Massotti (2010), Barros, Martinez e Matos (2011), alertam que se deve observar alguns princípios básicos como: quantidades de nutrientes nos

dejetos e no solo receptor, conhecer antecipadamente quais são as exigências nutricionais das plantas a serem cultivadas, entre outros. De modo geral afirmam Corrêa et al. (2011) que a definição das dosagens deve levar em consideração o nível mais elevado de determinado nutriente presente no solo, e a possibilidade de complementação das deficiências com adubação mineral.

Para Scheffer-Basso, Scherer e Ellwanger (2008), Ceretta et al. (2010) e Amorin et al. (2012) a fertilização do solo com dejetos de suínos bioestabilizados é tão eficiente quanto à fertilização mineral, podendo ser melhor, devido que ao mesmo tempo em que ocorre o fornecimento de nutrientes para as plantas, melhora as suas propriedades físicas. Garcia et al. (2003) ao aplicarem em área agrícola $10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos bioestabilizados com teor de matéria seca de 22% determinaram a equivalência nutricional com adubação mineral à aplicação de 195 Kg de sulfato de amônio 89 Kg de superfosfato simples e 86 Kg de cloreto de potássio.

Conforme descrevem Cassol, et al. (2012), no uso agrícola de 60 m^3 de dejetos de suínos bioestabilizados aplicados por hectare de área agrícola, tem-se em média 170 Kg de N, 140 Kg de P_2O_5 e 90 Kg de K_2O , quantidade de nutrientes equivalente a 600 Kg de adubo químico da fórmula 8-28-18 e mais 240 Kg de uréia. Valores semelhantes para volumes diferentes de dejetos bioestabilizados foram verificados por Segnfredo (2012), Ceretta et al. (2005), Berwanger, Santos e Ceretta (2008).

2.5 MELHORIAS DOS ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DO SOLO E INCREMENTOS DE PRODUTIVIDADE DE CULTURAS AGRÍCOLAS COM O USO DE DEJETOS DE SUÍNOS BIOESTABILIZADOS

Para Port, Giacomini e Aita (2003), Queiroz et al. (2004) e Assmann et al. (2007) o uso por anos consecutivos dos dejetos de suínos estabilizados ou bioestabilizados em áreas ocupadas com agricultura, pastagens ou cultivos de florestas plantadas, tende a contribuir para melhorar os atributos físicos e químicos do solo ao longo do tempo. Conforme relatam Corrêa et al. (2011), Agne e Klein (2014) e Luz et al. (2015) este processo pode ser mais lento ou mais rigoroso por depender das peculiaridades de cada tipo de solo e das condições ambientais que caracterizam determinada região.

Ao adicionar matéria orgânica e nutrientes ao solo os dejetos de suínos contribuem para equilibrar o pH, melhorar a aeração e retenção de água, potencializar a CTC, elevar os estoques de carbono e outros minerais, influenciado positivamente os seus atributos físicos e químicos (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002; COMIN et al., 2007; COMIN et al.,

2013). Como também possibilitam condições favoráveis para o desenvolvimento das populações de microrganismos, também da fauna (microfauna, mesofauna e macrofauna) nos ambientes edáficos (SCHERER; NESI; MASSOTI, 2010; VIVAN et al., 2010; CONDÉ et al., 2014).

2.5.1 Melhoria dos atributos físicos do solo

Conforme descrevem Gubiani et al. (2007), e Costa et al. (2011) o bioestabilizado apresenta elevados teores de matéria orgânica e quando utilizado como biofertilizante nas diferentes culturas agrícolas, ele melhora a estrutura do solo, reduzindo a plasticidade e coesão, possibilitando maior capacidade de retenção de água, minimizando a variação da temperatura.

Lima (2007) avaliou a melhoria dos atributos físicos do solo em área de pastagem degradada de *Brachiaria decumbens*, utilizando diferentes doses de dejetos bioestabilizados de suínos comparativamente ao emprego de cama de aviário visando suprir as exigências de fósforo para a forrageira.

A melhoria ocorreu principalmente na camada superficial na profundidade de (0 a 20 cm), e para as menores dosagens de dejetos bioestabilizados. Sendo denotada pela menor densidade do solo pela presença mais significativa de macroporos e maior estabilidade de agregados. Indicando assim que, o solo aumentou a sua capacidade de retenção de água e paralelamente diminuiu o potencial de perdas de nutrientes por processos desagregadores como a erosividade e erodibilidade, ampliando a sua proteção física e o acúmulo de matéria orgânica. Resultados semelhantes foram obtidos por Matos et al. (2011) e também Costa et al. (2011) com a utilização de dejetos de suínos bioestabilizados consorciado com adubação mineral em comparação com o emprego de adubação mineral convencional em cultura de milho de sequeiro.

Santos et al. (2012) avaliaram a concentração de matéria orgânica e as contribuições para melhoria das qualidades físicas em solo no bioma do cerrado, com a aplicação de até 400 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de dejetos bioestabilizados de suínos em três áreas de pastagens ocupadas com diferentes capineiras (capim mombaça, capim tanzânia e grama tifton), comparadas com área ocupada com capim braquiária sem receber adubação, com a cultura do milho com adubação de NPK no sulco e adubação nitrogenada de cobertura, com a cultura da cana-de-açúcar recebendo 4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de cama de aviário, e ainda, com área ocupada com cerrado nativo.

Os resultados do estudo mostraram que as áreas de pastagens adubadas com os dejetos bioestabilizados, quando comparadas às demais áreas avaliadas, além de apresentarem maiores teores de nutrientes e de matéria orgânica nas camadas superficiais, possuíam também maior estabilização dos agregados do solo.

Pacheco (2012) utilizou taxas de aplicação de 0, 100, 200, 300 e 537 m³ ha⁻¹ de águas residuárias bioestabilizadas da suinocultura na adubação das culturas de milho e aveia em área agrícola com histórico de mais de 20 anos em sistema plantio direto, tomando por base de recomendação as quantidades de N presente no bioestabilizado. Após três anos de estudos foi verificado pelo pesquisador que até a taxa de aplicação de 200 m³ ha⁻¹ as necessidades nutricionais das culturas estudadas foram supridas adequadamente, ocorrendo a formação de agregados maiores no solo com aumento da macroporosidade e com a elevação dos estoques de carbono e de nutrientes nas camadas superficiais do solo até a profundidade de 40 cm. Resultados idênticos foram obtidos em estudos semelhantes desenvolvidos por Scherer, Nesi e Massotti (2010), Arruda et al. (2010) e Côrrea et al. (2011).

2.5.2 Melhoria dos atributos químicos do solo

Scherer, Nési e Massoti (2010) avaliaram o efeito do uso prolongado por mais de 15 anos de dejetos de suínos como fertilizante sobre os atributos químicos de três tipos de solos (Latossolo, Cambissolo e Neossolo), em áreas agrícolas, ocupadas com culturas anuais em sistema de plantio direto. Com amostragens dos solos realizadas em sete profundidades (0-5, 5-10, 10-20, 30-40, 40-50, 70-80 e 100-110 cm) para a determinação dos teores de P, K⁺, Cu²⁺, Zn²⁺ e teor de matéria orgânica.

Os resultados obtidos foram comparados com os resultados analíticos provenientes de solos prospectados nas mesmas profundidades ocupados com mata virgem e de áreas agrícolas só cultivadas com o emprego de adubos químicos. Mostraram elevada concentração dos nutrientes na camada superficial dos solos de 0 - 5 cm, e o aumento de P nas profundidades de 40-50 e 70-80 cm. O comportamento de K⁺ no solo foi similar ao do P, tendo se verificado para os solos estudados, teores mais elevados nas camadas superficiais, logo após as aplicações dos dejetos. Porém o acúmulo de Cu²⁺ e Zn²⁺ ocorreu nos latossolos até a profundidade de 10 cm, ao passo que nos demais solos a mobilidade destes metais se estendeu até a profundidade de 20 cm.

Comin et al. (2007) avaliaram as modificações nos atributos químicos em um Argissolo Vermelho Amarelo no sistema de plantio direto, empregando três tipos de adubação

(mineral com o emprego de uréia, adubação com dejetos de suínos bioestabilizados e adubação com cama de aviário), em que as recomendações das necessidades nutricionais levaram em consideração a necessidade de N para as culturas de aveia cultivada no período de inverno e milho no verão.

Os resultados evidenciaram que o bioestabilizado foi o tipo de adubação que mais influenciou favoravelmente e de forma equilibrada na melhoria dos atributos químicos do solo. O pH do solo no início do período de avaliação situava-se em média em 5,1 passando para 5,9 no período final. Por sua vez, os teores de Al^{3+} que se situavam em média em $0,75 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ baixaram em média para $0,30 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Já os teores de P passaram em média de 23 mg dm^{-3} para 51 mg dm^{-3} . E os teores de K^+ que já se apresentavam altos no início do experimento (148 mg dm^{-3}) se mantiveram estáveis até findados os ciclos culturais.

Também Steiner et al. (2011) realizaram estudos para verificar o comportamento de atributos químicos em um Latossolo cultivado no inverno com plantas forrageiras e no verão com milho submetidos a três tipos de adubação (mineral, orgânica com dejetos bioestabilizados de suínos e organomineral). Os resultados mostraram que a melhor resposta foi dada pela adubação com o bioestabilizado com aumento do teor de matéria orgânica nas camadas superficiais do solo e maior presença de Ca^{2+} e Mg^{2+} até a profundidade de 40 cm no solo.

Cerreta et al. (2010), utilizando dois ciclos de rotação de culturas (aveia preta/milho/nabo forrageiro) em um argissolo vermelho distrófico arênico, tendo como fonte de adubação dejetos bioestabilizados de suínos nas dosagens de 20, 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ verificaram maior disponibilidade de N de 229 a 339%, de P de 487 % e de K^+ de 117 a 520% nas camadas superficiais do solo.

Scherer (2000) avaliou o índice de eficiência de liberação de nutrientes no solo a partir da aplicação de adubação orgânica em cultivos agrícolas sucessivos, utilizando dejetos líquidos bioestabilizados comparados ao uso de dejetos sólidos de suínos. Os resultados apontaram que em média 80% do N, 80% do P e 100% do K^+ presente no bioestabilizado ficaram disponíveis para as plantas no primeiro cultivo, para apenas 50% do N e 60% do P e também 100% do K^+ quando utilizado dejetos sólidos. Para o segundo cultivo em média 20 % do N, 20% do P passaram a estar disponíveis para as plantas com o uso de dejetos líquidos, contra apenas 20 % do N e 30% do P dos dejetos sólidos. A partir do terceiro cultivo a totalidade dos dejetos bioestabilizados de suínos aplicados na forma líquida já se encontrava mineralizada e as quantidades necessárias para as plantas nesse cultivo dependiam da taxa de

mineralização do húmus e dos fatores que afetavam o efeito residual de cada nutriente no solo.

Resultados semelhantes foram obtidos por Cassol et al. (2012) com a aplicação de diferentes dosagens anuais de até 200 m³ ha⁻¹ de dejetos bioestabilizados de suínos distribuídos superficialmente em um latossolo vermelho distroférico, em sistema de plantio direto de culturas em sucessão de milho, trigo, soja e aveia preta. O monitoramento das condições químicas do solo por um período de nove anos não evidenciaram mudanças circunstanciais do pH do solo, mas para as dosagens de 100 a 200 m³ ocorreu a diminuição dos teores de Al³⁺ na camada de 20 a 40 cm com o aumento acentuado de P disponível nos primeiros 5 cm superficiais do solo. Nessas doses, o bioestabilizado não alterou o teor de Mg²⁺, porém aumentou o teor de Ca²⁺ na camada de 0 a 5 cm e o teor de K⁺ disponível em camadas de até 40 cm.

2.5.3 Ganhos de produtividade em culturas agrícolas e em pastagens com o emprego de dejetos bioestabilizados de suínos

Utilizando dosagens de bioestabilizados de suínos de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹, em comparação com a adubação mineral em três tipos de manejo (plantio direto, escarificação em profundidade de 0 a 28 cm e escarificação + gradagem realizados antes da semeadura), em sistema de sucessão de aveia branca e aveia preta com milho Pinto et al. (2014), verificaram que a aplicação de dejetos líquidos de suínos promoveu incremento na produção de matéria seca nas plantas de aveia e na produtividade de grãos de milho. Sendo que a resposta do milho para a dose de 80 m³ ha⁻¹ mostrou-se igual à adubação mineral recomendada para a cultura.

Konzen (2003) avaliou o comportamento da produtividade da cultura do milho adubada da seguinte forma: sem adubação ou testemunha, 25 m³ ha⁻¹ de dejetos bioestabilizados + 50% de adubação química, 50 m³ ha⁻¹ de dejetos bioestabilizados + 60 kg de uréia em cobertura, e ainda, 50, 75, 100 e 200 m³ ha⁻¹ exclusivamente de dejetos. Os resultados de produção de milho variaram de 4470 a 9000 kg ha⁻¹ sendo que a produtividade obtida com a dosagem exclusiva de 50 m³ ha⁻¹ foi similar à adubação química e 49% superior a testemunha. As doses de 75, 100 m³ ha⁻¹ produziram 12 e 20% a mais do que a dose

exclusiva de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Por sua vez, quando foram combinadas as doses de $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} + 50\%$ da adubação química e $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} + 60 \text{ Kg}$ de uréia as produções de milho se igualaram.

Resultados similares foram obtidos por Ceretta et al. (2005a, 2005b) ao utilizar dejetos líquidos bioestabilizados de suínos nas dosagens de 0, 20, 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ aplicados antes da semeadura das culturas de aveia preta, milho e nabo forrageiro, totalizando três aplicações anuais, com o intuito de avaliar a produção de matéria seca das plantas cultivadas em regime rotacionado e possíveis acréscimos na produtividade do milho.

As quantidades de matéria seca das plantas cultivadas foram maiores no primeiro ano em relação ao segundo ano de condução do experimento, e ocorreram a partir da dosagem de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ em relação à parcela testemunha. E também registrados aumentos na produtividade de grãos de milho que foram respectivamente de 193, 317 e 439% para as dosagens de 20, 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ em comparação com a testemunha. E de 292, 585 e 1.171% para as mesmas dosagens no segundo ano.

Souza et al. (2014) utilizaram taxas de aplicação de 12,5; 25 e $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos bioestabilizados de suínos em um Argissolo Vermelho Amarelo, correspondentes a (125, 250 e 500 Kg ha^{-1}) de nitrogênio, (baseados no teor de N nos dejetos de 2 g L^{-1}), comparando com um tratamento convencional com o emprego de 250 Kg ha^{-1} de sulfato de amônia para avaliar incrementos de produtividade na cultura do café. E verificaram que, à medida que foram aplicadas doses crescentes de dejetos líquidos bioestabilizados de suínos ocorreu um acréscimo linear na produção da cultura do café, tendo sido registrada a máxima produção ($39,45 \text{ sacas ha}^{-1}$) de café beneficiado, para a dosagem de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. E a dosagem de $12,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos equiparou a mesma produção de café que a dosagem convencional de 250 Kg ha^{-1} de sulfato de amônia.

Serafim (2010) desenvolveu pesquisa para avaliar o desempenho de *Brachiária brizantha* cv. Marandu quando adubada com doses de (0, 100, 200, 300 e $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). O solo presente na área do experimento foi classificado como latossolo vermelho distrófico ocupado com a forrageira, onde foram realizados cortes periódicos durante 1 ano para avaliar os teores de matéria seca (MS), proteína bruta (PB), fibra em detergente neutro (FDN) e fibra em detergente ácido (FDA).

A produção de MS foi da ordem de 39,76; 59,87; 80,56 e 111,20 % para as doses de 100, 200, 300 e $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de bioestabilizado respectivamente, quando comparadas com a testemunha. Já os teores de PB variaram de 8,43 a 14,39% entre a testemunha e a maior dosagem de dejetos. Os teores de FDN apresentaram valores médios, mínimos e máximos de 60,75 a 66,65% sendo este último percentual obtido para a maior dose de dejetos aplicados.

Também para a maior dosagem de dejetos aplicados foram encontrados os menores teores de FDA. Considerando que a hemicelulose é determinada pela diferença entre os teores de FDN e FDA e é a fração da parede celular da gramínea que pela sua alta digestibilidade confere maior valor nutritivo para os animais que dela se alimentam. Assim de acordo com o autor inicialmente nominado a hemicelulose foi acrescida à medida que maiores dosagens de dejetos bioestabilizados de suínos foram sendo utilizadas na adubação da forrageira.

2.6 CONCENTRAÇÃO, E MOBILIDADE NOS SOLOS DO NO_3^- , K^+ , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} E METAIS TÓXICOS PELO USO EXCESSIVO DE DEJETOS DE SUÍNOS COMO BIOFERTILIZANTE

Em solos com pH em CaCl_2 0,01 M superior a 5,0; ocorre a predominância de cargas negativas na superfície dos colóides de solos com maior incidência de cargas dependentes de pH (solos tropicais intemperizados). Há a preferência ou especificidade dos sítios de trocas desses colóides por determinado cátion ou ânion, sendo que os nutrientes catiônicos são absorvidos por ligações do tipo covalente aos colóides, formando complexos de esfera-interna e tornando-se parte intrínseca do mesmo, o que determina a quantidade que o solo pode reter de cada um deles ao longo do tempo (CERETTA et al., 2003; QUEIROZ et al., 2004; SILVA et al., 2012).

Assim com o crescente emprego dos dejetos de suínos bioestabilizados como biofertilizante em solos agrícolas, associados à utilização de adubos industriais para o suprimento de nutrientes para as plantas cultivadas, sob determinadas condições ambientais vem ocorrendo maiores concentrações de NO_3^- e outros elementos químicos nos solos promovendo problemas de salinização ou de fitotoxicidade para as plantas, como também propiciando a sua mobilidade pelo escoamento superficial ou por percolação profunda, elevando os riscos de contaminação das coleções hídricas (SIMIONI et al., 2002; MENEZES et al., 2007; LUZ et al., 2015).

Portanto para Miranda, Zardo e Gosmann (1999), Aita; Giacomini e Hubner (2007) e Aita e Giacomini (2008), deve-se utilizar como critério balizador das quantidades de dejetos a aplicar o periódico monitoramento das áreas agrícolas, coletando-se amostras de solo em diferentes profundidades, com o intuito de se avaliar através dos resultados das análises as concentrações de elementos químicos presentes ao longo do perfil.

2.6.1 Concentração e mobilidade do NO_3^- presente nos dejetos bioestabilizados aplicados no solo

Segundo Giacomini e Aita (2008), Morvan e Nicolardot (2009), e ainda, Giacomini, Pujol e Miola (2013), o nitrogênio é um elemento químico essencial para existência de vida na terra, no solo se caracteriza como um nutriente de fundamental importância para o desenvolvimento vegetativo das plantas. Os compostos nitrogenados se fazem presentes nos resíduos orgânicos e nos fertilizantes industrializados e precisam da ação dos microorganismos para sua transformação da forma orgânica as assimiláveis pelas plantas. Este processo é conhecido também como ciclo do nitrogênio no solo e ocorre em três etapas distintas: a aminação, a amonificação e a nitrificação ou mineralização (LUCHESE; FAVERO; LENZI, 2001; KONDRACKI; CAMARGO, 2010; BOKOSSA et al., 2014; MANGIERI; TAVARES FILHO, 2015).

A matéria orgânica contida nos dejetos bioestabilizados de suínos é composta fundamentalmente por proteínas, que por processos de digestão enzimática são transformadas em aminas ($R-NH_2$) e outros compostos, entre eles se destacam o CO_2 , perdido em sua maior parte para a atmosfera na forma gasosa. As aminas formadas, quando presentes em meio hidrolisado com umidade adequada e presença de organismos heterotróficos, produzem amônia gasosa NH_3 , a qual pode ser parcialmente perdida para o ambiente atmosférico por volatilização (WEILER et al., 2007; BARROS; MARTINEZ; MATOS, 2011; FERNANDES et al., 2011).

A amonificação ocorre porque uma parte substancial da amônia formada na presença de ácido carbônico (H_2CO_3) produz carbonato de amônio, que se apresenta solubilizada na solução do solo nas formas de amônio (NH_4^+) e carbonato (CO_3^{2-}). O carbonato, por ser um ânion de um ácido fraco (H_2CO_3), sofre hidrólise liberando hidroxilas (OH^-) para o meio (AITA; GIACOMINI; HUBNER, 2007; PALÁCIO et al., 2012; LEMOS et al., 2014). O íon amônio (NH_4^+) formado na reação de amonificação dos compostos nitrogenados conforme relatam Espíndola et al. (2001), D'Andréa et al. (2004) e Silva et al. (2012) já pode servir para suprir a necessidade de N para as plantas, e também, é a forma em que o nitrogênio encontra-se protegido contra perdas por lixiviação pelo fluxo das águas no solo, como apresenta cargas positivas, pode ficar adsorvido na fase sólida do solo, nas cargas negativas da substituição isomórfica e cargas dependentes do pH e, neste equilíbrio, disponível para as plantas.

Também de acordo com os mesmos autores anteriormente referenciados o amônio (NH_4^+), no processo de nitrificação que envolve a atividade de bactérias, (neste caso

pertencente ao gênero *Nitrossomonas*), é transformado em nitrito (NO_2^-) com a liberação de 4H^+ acidificantes, que caracterizam o processo de decomposição da matéria orgânica dos dejetos no solo. O nitrito (NO_2^-) formado é tóxico para as plantas, porém tem vida curta, transformando-se rapidamente em nitrato (NO_3^-) na presença de oxigênio e perante a ação de bactérias do gênero *Nitrobacter*.

A nitrificação é um processo aeróbio autotrófico e para Aita, Giacomini e Hubner (2007), Palácio et al. (2012) e Schirmann et al. (2013) espécies de bactérias pertencentes ao gênero *Nitrossomonas* (que oxidam NH_4^+ a NO_2^-) e *Nitrobacter* (que oxidam NO_2^- a NO_3^-) são responsáveis pela maior parte da nitrificação do N na natureza. Como as bactérias nitrificantes são autotróficas, seu crescimento não depende da matéria orgânica, utilizando o CO_2 como fonte de carbono. Por sua vez, o O_2 atua como aceptor de elétrons na oxidação do íon NH_4^+ a NO_2^- e este posteriormente a NO_3^- .

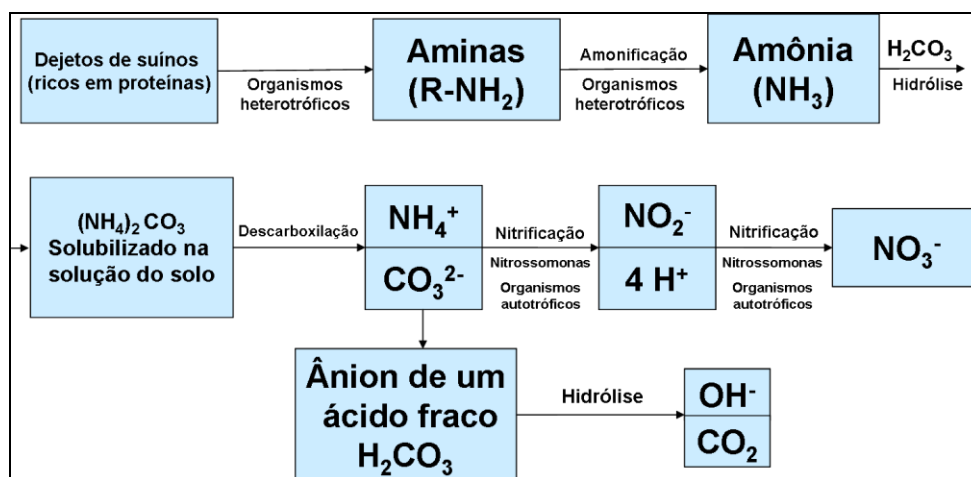


Figura 1 – Fluxograma de transformação dos dejetos de suínos no solo até a formação do NO_3^- , conforme Luchese; Fávero e Lenzi (2001).

A velocidade do processo de nitrificação dos dejetos vai depender fundamentalmente das características físico, químicas e microbiológicas de cada tipo de solo e das condições ambientais vigentes. De modo geral o aumento da temperatura acelera o processo de mineralização do N pelo incremento nas reações químicas e influencia o metabolismo dos microorganismos. Estudos têm demonstrado que em determinadas situações este processo pode levar apenas alguns dias ou se estender por longo período. Neste caso retardando a sua disponibilidade como nutriente (CERETTA et al., 2005a, 2005b; ANAMI et al., 2008; MAGGI et al., 2011).

Conforme relatam Castro Filho, Costa e Cavaglione (2003), Rodrigues et al. (2011), Baldotto e Velloso (2014) considerando-se principalmente que ânions de NO_3^- são pouco

absorvidos em solos eletronegativos, eles tendem a ser carregados com as águas de escoamento superficial ou percolados no solo. Por ser altamente solúvel este elemento químico, pode se mover pelo perfil do solo para abaixo da zona de enraizamento das culturas agrícolas, sendo deslocado pelo fluxo de água até atingir o lençol freático (MATOS; LEMOS; BARROS, 2004; AITA; GIACOMINI, 2008; OLIVEIRA et al., 2015).

Em solos positivamente carregados os quais possuem capacidade de troca aniônica não desprezível, o NO_3^- pode ser adsorvido. Assim a textura do solo e o conteúdo de matéria orgânica têm maior influência nas perdas de NO_3^- por percolação. Solos de textura mais grossa e com baixo conteúdo de matéria orgânica tendem a permitir maiores perdas de NO_3^- por mobilização em profundidade, enquanto menores perdas ocorrem em solos argilosos (DYNIA; CAMARGO, 1999; DONAGEMMA et al., 2008; BRADY; WEIL, 2013).

Para minimizar e prevenir a poluição das águas subterrâneas com NO_3^- , é necessário o controle das taxas de aplicação das fontes nitrogenadas no solo, além da compreensão dos fatores intervenientes na mobilidade do ânion no solo. A mobilização do NO_3^- também é diretamente influenciada principalmente pela quantidade de água presente no solo, sendo que a ocorrência de chuvas de grande intensidade, ou então, o fornecimento de água de irrigação em excesso favorecem este fenômeno. Nesta condição, os ânions de NO_3^- se encontram em alta solubilidade em água, sendo facilmente transportados pelo gradiente do solo em profundidade (MIYAZAWA; BARBOSA; PARRA, 2009; PEGORARO et al., 2011).

Em experimento realizado por Basso et al. (2005) em um solo classificado como Argissolo Vermelho distrófico arênico em área agrícola sob plantio direto avaliaram durante o período de dois anos nas culturas em sistema de rotação de aveia preta/milho/nabo forrageiro a percolação do NO_3^- no solo a partir da aplicação das dosagens de (0, 20, 40 e 80 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) de dejetos bioestabilizados de suínos antes da semeadura de cada espécie, totalizando seis aplicações.

Os resultados evidenciaram que somente para a dosagem de 80 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ aplicada antes da semeadura da aveia, só ocorreu concentração no percolado acima de 10 mg L^{-1} de NO_3^- (nível crítico na água para consumo humano), aos 22 a 25 dias após a aplicação no primeiro e segundo anos de cultivo, quando a cultura se encontrava em estágio inicial de desenvolvimento. Para a cultura do milho no primeiro ano de cultivo as concentrações de NO_3^- na água percolada aos 26, 35 e 37 dias após o plantio se encontravam em valores acima de 10 mg L^{-1} para as dosagens de 40 e 80 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos bioestabilizados. Na determinação feita aos 35 e 37 dias no segundo ano de cultivo da cultura, para estas mesmas taxas de aplicação, os teores de NO_3^- na água percolada se situaram entre 30 e 35 mg L^{-1} .

Em experimento semelhante desenvolvido por Ceretta et al. (2005b) nas mesmas condições de solo e ambiente com a aplicação de 240 com $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ de dejetos estabilizados de suínos, verificaram que foram depositados 802 kg de N $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ no solo, propiciando a mobilização de 15 kg $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ de N total até a profundidade de 60 cm, grande parte na forma de NO_3^- . E observaram ainda, que as maiores concentrações de N percoladas pelo perfil do solo ocorreram quando os intervalos entre as aplicações dos dejetos foram menores, combinadas com significativas precipitações pluviais.

Também Smanhotto (2008) implantou lisímetros de drenagem para verificar nas águas percoladas entre outros parâmetros as concentrações de NO_3^- mediante a aplicação de águas residuárias bioestabilizadas de suinocultura nas dosagens de (0, 100, 200 e 300 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) na cultura de soja cultivada em ambiente protegido. As coletas das águas percoladas ocorreram aos 59 e 118 dias após o plantio.

Os resultados mostraram que a concentração de NO_3^- na parcela testemunha foram de 14,5 e 17,94 mg dm^{-3} aos 59 e 118 dias respectivamente. Para a dosagem de 100 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ para os mesmos períodos as concentrações de NO_3^- foram de 25,13 e 23,40 mg dm^{-3} . E para 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ as concentrações se elevaram para 31,79 e 27,26 mg dm^{-3} . Com a dosagem de 300 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ as concentrações de NO_3^- nos percolados dos lisímetros chegaram a 42,52 e 30,09 mg dm^{-3} . Portanto à medida que foram aumentadas as dosagens de dejetos aplicadas no solo às concentrações de NO_3^- se elevaram substancialmente.

A alta mobilidade do NO_3^- no solo justifica a preocupação em relação ao uso e manejo correto da adubação com substâncias orgânicas e outras fontes químicas que possuem compostos nitrogenados em áreas agrícolas. O potencial de contaminação pela mobilidade tem sido pesquisado em várias partes do mundo, com as possíveis consequências da presença de NO_3^- nas águas tanto para a saúde humana quanto para o meio ambiente (GARCIA; FILHO; ALCÂNTARA, 2011; PEGORARO et al., 2011).

2.6.2 Concentração e comportamento de mobilidade do K^+ presente nos dejetos bioestabilizados aplicados no solo

Os teores de K^+ presentes nos dejetos bioestabilizados de suínos dependem principalmente da sua densidade, mas de acordo com Miranda, Zardo e Gosmann (1999), Diesel, Miranda e Perdomo (2002) e Souza et al. (2014), variam entre 06 a 4,25 kg m^{-3} . A presença de concentrações significativas de K associado a outros nutrientes, como o P e o N nos dejetos de suínos, reforça o emprego crescente do biofertilizante como fonte de

suprimento de elementos químicos para as culturas agrícolas (DORTZBACH et al., 2009; SCHERER; NESI; MASSOTTI, 2010; MORAES et al., 2014).

A absorção do potássio pelo sistema radicular das plantas se dá predominantemente na solução do solo e aplicação de dejetos bioestabilizados de suínos de forma líquida disponibiliza o K na forma solúvel, reabastecendo a solução do solo à medida que os teores são reduzidos por absorção pelas plantas, ou por perdas por adsorção ou percolação (BERTONCINI, 2008; BARROS; MARTINEZ; MATOS, 2011).

As aplicações sucessivas de dejetos bioestabilizados de suínos podem propiciar o enriquecimento da camada superficial do solo com elementos químicos como o K^+ , aumentando assim, os riscos do seu transporte por processos de erosão do solo até os cursos d'água, promovendo a eutrofização dos ambientes aquáticos. Já as perdas de K^+ por mobilização profunda dependem do tipo de solo e de sua estrutura física. Em solos arenosos menos estruturados as perdas de K^+ podem ser consideráveis, porém em solos argilosos bem estruturados, estas perdas podem ser desprezíveis, pelo fato de que nestas condições o K^+ se move pelo perfil do solo por difusão e não por fluxo de massa (COAVILLA et al., 2005; MENEZES et al., 2010; MAGGI et al., 2011).

Scherer, Nesi e Massotti (2010) estudaram as consequências do uso intensivo de dejetos de suínos em três tipos diferentes de solos (latossolo, cambissolo e neossolo) em áreas agrícolas com histórico de uso de dejetos bioestabilizados de suínos por período de 15 a 25 anos com aplicações de 30 a 60 $m^3 ha^{-1} ano^{-1}$. E avaliaram o comportamento do K^+ , nos solos com áreas com adubação mineral exclusiva, e ainda, com área coberta com mata nativa secundária. Nas áreas avaliadas os solos foram coletados nas profundidades no perfil (0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 40-50, 70-80 e 100-110 cm).

Os maiores teores de K foram encontrados nas camadas superficiais dos latossolos e neossolos para as áreas com histórico de uso intensivo de dejetos, porém os teores de K^+ não diferiram nos cambissolos entre as áreas com o uso histórico de dejetos daquelas com emprego histórico de adubação química. Nas áreas agrícolas as concentrações de K^+ nas camadas superficiais do solo não diferiram significativamente dos valores encontrados na área de mata nativa, haja vista a abundância de K^+ próximo à superfície do solo pela decomposição da serapilheira.

Por sua vez, a maior mobilidade do K^+ foi observada no latossolo, onde, em todas as profundidades amostradas, as áreas que receberam dejetos de suínos diferiram do solo ocupado com mata nativa. Essa mobilidade independe do teor de argila presente no solo, estando diretamente relacionado às quantidades de dejetos aplicados.

Também Cassol et al. (2012) visando estimar a taxa adequada de dejetos bioestabilizados de suínos a ser utilizada em lavoura de milho rotacionada com aveia preta em sistema plantio direto, conduziram experimento por um período de 10 anos em solo classificado como Latossolo Vermelho distroférico. Foram avaliados os atributos químicos do solo e o rendimento da cultura do milho em resposta a aplicações de dejetos nas dosagens (0, 25, 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹ ano⁻¹), comparativamente ao uso de 25 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de dejetos mais adubação solúvel, e ainda uso exclusivo de adubação solúvel. As amostragens de solo nas parcelas do experimento foram realizadas no ano de 2010 nas camadas de 0-2,5; 2,5-5; 5-10; 10-20; 20-30 e 30-40 cm.

Os resultados do estudo mostraram que os incrementos de K⁺ ocorreram nas camadas superficiais do solo à medida que as dosagens aplicadas de dejetos foram mais elevadas e mobilizadas até a profundidade de 40 cm.

2.6.3 Concentração e comportamento de mobilidade do Cu²⁺, Zn²⁺, Fe²⁺ e Mn²⁺ presentes nos dejetos bioestabilizados aplicados no solo

As concentrações de Cu²⁺, Zn²⁺, Fe²⁺ e Mn²⁺ em solos que receberam constantemente a aplicação de dejetos de suínos geralmente são elevadas, porque estes micronutrientes são adicionados nas rações que alimentam os suínos como microelementos proteicos, fazendo-se presentes nas fezes dos animais (DORTZBACH et al., 2008; SMANHOTTO et al., 2010; GIROTTTO et al., 2010).

O Zn²⁺ e o Mn²⁺ são adicionados nas rações nas concentrações de até 2400 mg Kg⁻¹ principalmente com a finalidade de reduzir distúrbios gastrointestinais nos animais, por atuarem no metabolismo de proteínas, carboidratos e lipídeos e como componentes de várias enzimas, e ainda auxiliam na calcificação dos ossos. Já o Cu²⁺ e o Fe²⁺ são adicionados nas rações e fornecidos para alimentação em doses de até 250 mg Kg⁻¹ como promotores de crescimento dos suínos, por auxiliarem na síntese da hemoglobina na ativação de enzimas metabólicas, na prevenção de anemias e como agentes antibactericidas (ERNANI et al., 2001; CORRÊA et al., 2011). A assimilação destes elementos para o desenvolvimento corporal dos animais situa-se em média entre 30 e 60 % sendo o restante eliminado nas excretas e, portanto vindo a fazer parte da fração mineral dos dejetos (GIROTTTO et al., 2010; BASSO et al., 2012; SEGAT, 2012).

Para Castamann (2005), Dal Bosco et al. (2008) e também para Veiga, Pandolfo e Balbinot Júnior (2012) as plantas cultivadas geralmente absorvem pequenas quantidades de

Cu^{2+} , Zn^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} para suprir as necessidades destes micronutrientes para os seus processos metabólicos e fisiológicos. Assim com a disposição prolongada dos dejetos de suínos em áreas agrícolas, altos teores destes elementos químicos podem se acumular nas camadas superficiais e caracterizar um quadro de saturação e contaminação do solo.

Para Konzen (2003), Berwanger, Ceretta e Santos (2008), e ainda, Menezes et al. (2010), os solos que recebem constantes aplicações de dejetos de suínos apresentam maiores teores de Cu^{2+} e Zn^{2+} na camada superficial, especialmente em áreas cultivadas em sistema de plantio direto. Quanto ao Fe^{2+} e Mn^{2+} na maioria dos solos agrícolas do Brasil os seus teores são naturalmente abundantes, porém o uso excessivo de dejetos nos solos pode aumentar circunstancialmente as suas concentrações. De acordo com os mesmos autores, a mobilidade destes micronutrientes é lenta na maioria dos solos, sendo que até a profundidade de 20 cm são encontradas as maiores concentrações destes elementos.

Dortzbach et al. (2008) realizaram experimento com o intuito de avaliar também as concentrações de Cu^{2+} e Zn^{2+} em argissolo vermelho amarelo nas profundidades de 0 a 15 e de 15 a 30 cm a partir da utilização de três fontes de adubação (cama sobreposta de suínos, dejetos bioestabilizados de suínos e fórmula química a base de NPK) das culturas em sucessão de milho e aveia no período de junho de 2004 a julho de 2007 totalizando seis períodos.

Os valores máximos encontrados de Cu^{2+} e Zn^{2+} no perfil do solo monitorado (na camada de 0 a 15 cm) foram de 15,40 mg Kg^{-1} e 40,65 mg Kg^{-1} respectivamente. Estas concentrações se situam bem abaixo dos parâmetros previstos para os países europeus, onde se permite atingir até 140 mg de Cu^{2+} Kg^{-1} e 300 mg de Zn^{2+} Kg^{-1} no solo. E dos valores de fitotoxicidade para a cultura do milho estabelecidos em 17 mg de Cu^{2+} Kg^{-1} e 300 mg de Zn^{2+} Kg^{-1} (MALMANN et al., 2012; BASSO et al., 2012).

O potencial contaminante do Cu^{2+} e Zn^{2+} foram avaliados por Girotto (2007) em argissolo vermelho arênico pela aplicação de sucessivas dosagens de dejetos bioestabilizados de suínos (0 20, 40 e 80 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$), no período compreendido entre os anos de 2000 a 2006 totalizando 17 aplicações em média, três aplicações por ano. O acúmulo dos elementos no solo e sua transferência pelo escoamento superficial e percolação foram avaliados nas diferentes profundidades do solo entre 0 e 60 cm totalizando 15 investigações.

Os teores de Cu^{2+} e Zn^{2+} foram incrementados nas camadas superficiais do solo nas parcelas do experimento onde foi aplicada a maior dosagem de dejetos (80 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$), se apresentando nas formas solúveis, trocáveis, ligadas a fração mineral e a matéria orgânica. Também nestas parcelas a transferência destes elementos ocorreu principalmente via

escoamento superficial, enquanto a percolação pelo perfil do solo apesar de pouco significativa mostrou maior mobilidade do Cu^{2+} em relação ao Zn^{2+} . Em experimentos semelhantes desenvolvidos por Menezes et al. (2010), Hadlich e Ucha (2013) e Lopes et al. (2014) chegaram a conclusões similares.

Basso et al. (2012) também realizaram estudo monitorando o solo em 13 propriedades agrícolas que apresentavam histórico de 4 a 22 anos de aplicações sucessivas de dejetos estabilizados de suínos com o intuito de determinar os teores totais dos micronutrientes anteriormente mencionados presentes na camada superficial de 0 a 10 cm do solo.

Os solos das propriedades agrícolas monitorados eram classificados na sua grande maioria como latossolo vermelho distroférico e foram investigados para averiguar quais dos elementos estudados eram encontrados freqüentemente na fração residual. E quais os elementos que pelas adições de dejetos de suínos ao solo apresentavam altas concentrações nas formas solúveis e trocáveis, caracterizando, assim, a toxidez às plantas e sua possível transferência via sedimentos para os mananciais de água superficiais ou sua mobilização em profundidade.

Os resultados analíticos obtidos no estudo mostraram que Zn^{2+} e Cu^{2+} apresentavam maiores concentrações no solo, enquanto Fe^{2+} e Mn^{2+} mantiveram suas concentrações praticamente estáveis. Caracterizando uma tendência de acúmulo do Zn^{2+} e Cu^{2+} com o passar dos anos e com o aumento do número de aplicações de dejetos. Sendo que enquanto o Zn^{2+} ao se associar a diferentes tipos e tamanho de partículas do solo apresentou maior transferência no ambiente, o Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} permaneceram de forma mais acumulativa no perfil superficial do solo (MATTIAS et al., 2010; CORRÊA et al., 2011; CAPOANE et al., 2013).

De acordo com os autores do estudo, para as condições brasileiras, os teores que servem de orientação para a qualidade do solo e que são previstos pela Resolução N° 420, de 28 de Dezembro de 2009 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), são de 450 e 200 mg Kg^{-1} de solo, respectivamente, para Zn^{2+} e Cu^{2+} , enquanto para Fe^{2+} e Mn^{2+} não são fixados teores limites no solo. Os teores encontrados de Zn e Cu nos solos das propriedades agrícolas monitoradas foram de 169 e 191 mg Kg^{-1} de solo, portanto, bem abaixo das concentrações tomadas como referência pela legislação.

2.6.4 Presença de metais tóxicos (Pb^{2+} , Cr Total e Cd^{2+}) pela disposição de dejetos bioestabilizados de suínos no solo

Segundo Gonçalves Jr et al. (2008), Martins et al. (2011), e também Basso et al. (2012) a expressão “metal pesado” se aplica a elementos que possuem peso específico maior que 5 g cm^{-3} ou que tenham número atômico maior do que 20, dentre eles se encontram o Cr^{3+} , Cd^{2+} e Pb^{2+} que possuem peso específico de 7,18; 8,6 e $11,31 \text{ g cm}^{-3}$ e número atômico 24, 48 e 82 respectivamente. Por se caracterizarem por seu alto poder contaminante estes metais pesados são denominados também como metais tóxicos.

O Cr^{3+} se faz presente nos resíduos de origem orgânica, porém é um elemento essencial à nutrição humana. A deficiência de ingestão deste elemento provoca distúrbios relacionados ao metabolismo da glicose além de possibilitar o desenvolvimento de doenças cardiovasculares. No entanto, efeitos benéficos deste elemento devem ser considerados com cautela. Por sua vez, doses acima das adequadas podem provocar intoxicação e uma série de doenças (SECCO, 2007; CONDÉ et al., 2014). Enquanto o Cr^{6+} é considerado uma substância carcinogênica para o homem, o Cr^{3+} é um nutriente essencial e relativamente não tóxico para o ser humano e também para os animais, mas ele pode sofrer oxidação na natureza em condições de pH menor que 5,0 transformando-se na sua forma mais tóxica o Cr^{6+} (DALL AGNESE, 2011; FAVERSANI, 2015).

Para Nacke (2014) o Cd^{2+} é considerado a sétima substância química de maior periculosidade, quando ingerido através da água e alimentos contaminados, provoca vários efeitos deletérios nos seres humanos que afetam o sistema cardiovascular, gastrointestinal, renal, neurológico, reprodutivo e respiratório, causando geralmente doenças carcinogênicas que levam a óbito em curto espaço de tempo. O Cd^{2+} se origina de diferentes ações antrópicas, como produtos químicos industrializados (baterias, pigmentos, plásticos e pesticidas) e também, como subproduto da mineração de metais. Quando presente nas dejeções suínas tem como fonte provável a contaminação dos cereais por agroquímicos, ou então, dos produtos quelados adicionados na fabricação das rações.

Para Mattias (2006) o Pb^{2+} ocorre naturalmente na forma de mineral na crosta terrestre e raramente é encontrado na forma de íon isolado, mas combinado com dois ou mais elementos, formando compostos. É considerado um dos maiores contaminantes ambientais e quando ministrado, mesmo que de forma indireta aos animais, interferindo diretamente nas funções enzimáticas, afetando os sistemas hematológicos, nervoso e renal.

As principais fontes de contaminação de chumbo se fazem presentes em baterias, pilhas, aditivos de tintas, resíduos de gasolina, em blocos salinos utilizados na suplementação mineral, e também, nos componentes a base de P adicionados às rações. Geralmente o excesso de Pb^{2+} presente na alimentação não é assimilado pelo organismo dos animais e eliminado nas

excretas, portanto se fazendo presente nos dejetos quando dispostos no solo. (MONTIBELLER et al., 2015).

Mediante a aplicação das taxas de 0, 14, 28, 56 e 70 m³ ha⁻¹ de dejetos bioestabilizados de suínos, em um latossolo vermelho distrófico típico Pereira et al. (2010a e b) avaliaram as concentrações de Cr³⁺ no perfil do solo, em diferentes profundidades compreendidas entre 0 e 100 cm. Sendo que os resultados do experimento mostraram a elevação dos teores de Cr³⁺ no solo, nas profundidades entre 20 e 40 cm, especialmente nas parcelas, onde foram utilizadas as maiores dosagens de dejetos.

Os teores de Cr³⁺ encontrados durante a avaliação não ultrapassaram os níveis considerados tóxicos para o desenvolvimento das plantas, como também, não se aproximaram dos níveis considerados de alerta, mostrando baixa mobilidade do metal, indicando, menor possibilidade de contaminação do lençol freático. Também não foi identificada a oxidação do Cr³⁺ para Cr⁶⁺, pois o pH do perfil do solo investigado sempre situou-se acima de 5,0; mesmo diante das maiores dosagens de dejetos aplicados nas parcelas do experimento.

Avaliando os teores de Pb²⁺ presentes em dejeções suínas aplicadas em solos de duas bacias hidrográficas do Estado de Santa Catarina, Mattias (2006) encontrou concentrações que variaram entre 135 e 340 mg m⁻³ que foram dispostas no solo. Também Montibeller et al. (2015) avaliaram a concentração de Pb²⁺ em um nitossolo vermelho fertilizado com diferentes dosagens de dejetos de suínos. Os resultados do estudo mostraram teores médios na camada arável do solo de até 11,6 mg Kg⁻¹ para as dosagens de 25 a 50 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, e de até 15 mg Kg⁻¹ para a maior dosagem aplicada de 100 m³ ha⁻¹ ano⁻¹. Tais teores se situaram abaixo do valor de prevenção de 72 mg Kg⁻¹ previsto na Resolução N° 420/2009 do CONAMA.

Conforme relatam Chang, Warneke e Crgurevic (1993), citados por Nava (2008), a adição de alguns compostos em adubos químicos como fontes de micronutrientes, ou como produtos de complementações de fórmulas, podem proporcionar o acúmulo de metais pesados e tóxicos, como o Cr³⁺, Cd²⁺ e Pb²⁺. Esses elementos tendem a expressar o seu potencial poluente diretamente nos organismos do solo, pela sua disponibilidade para as plantas em níveis fitotóxicos, além de possibilidade de sua transferência para a cadeia alimentar, armazenados nos órgãos de acumulação de reservas, como as sementes. Ainda que existam muitas incertezas sobre a especificidade dos mecanismos de absorção e acumulação destes metais pesados nos tecidos das plantas e nas sementes, o certo é que a sua disponibilidade na solução do solo facilita sua absorção (BASSO et al., 2012; GONÇALVES JR et al., 2013; FAVERSANI, 2015).

2.7 USO DE LISÍMETROS DE COLUNA PARA AVALIAR A MOBILIDADE DE SOLUTOS E SUBSTÂNCIAS QUÍMICAS NO SOLO

Os lisímetros são dispositivos hidráulicos que podem assumir diferentes tipologias e formas, bem como desempenhar diferentes funções. São geralmente utilizados para monitorar e avaliar o deslocamento de elementos químicos e substâncias de origem orgânica e inorgânica no solo. Também são utilizados para medir a evapotranspiração de referência, de culturas agrícolas e do balanço hídrico do solo, e neste caso, também chamados de evapotranspirômetros (CARVALHO et al., 2007; FELTRIN, 2009; CAMPECHE et al., 2011).

Os lisímetros assumem basicamente duas tipologias os de pesagem ou gravimétricos e os não pesáveis também denominados de volumétricos ou de drenagem. Estes últimos são os lisímetros mais utilizados em estudos experimentais, constituídos de recipientes geralmente quadrados ou circulares de volumes conhecidos, que possuem um ou mais orifícios, fixados ou não ao perfil do solo, capazes de coletar a água e substâncias que passam através do perfil do solo (CUNHA; WENDLAND, 2005; SILVA, 2005 e GOMES; CURI, 2006).

Gomes e Curi (2006) e Batista e Martins (2013) apontam que dentre os lisímetros de drenagem, destacam-se os de percolação constituídos por colunas deformadas e/ou indeformadas de solos, que podem operar tanto sob o regime saturado quanto insaturado. E assim, reproduzir, as condições encontradas no solo, entre a superfície e a parte superior do lençol freático. Conforme relatam Jankosz (2008) e Lewis e Sjöstrom (2010) estes lisímetros também são utilizados em condições controladas de laboratório, e submetidos, por exemplo, ao efeito simulado do intemperismo (chuva, insolação, calor e vento), que ocorre naturalmente no meio ambiente, gerando transformações físicas e químicas no solo.

Para Kaufmann (2012) e Santos et al. (2015) os lisímetros podem ser construídos com vários tipos de materiais, de acordo com as especificações necessárias para o estudo do escoamento de água e migração de solutos contidos no solo. Em determinadas situações os lisímetros pelas suas dimensões e formato assumem a condição de operarem como colunas de percolação.

Neiverth et al. (2013) usaram colunas de percolação contendo solo indeformado, para avaliar a mobilidade de NO_3^- em ambiente controlado de laboratório em três diferentes tipos de solos (Latosolo Bruno distrófico, Cambissolo Húmico distrófico e Gleissolo Melânico) na Região de Ponta Grossa – PR.

Caovila et al. (2005) também utilizaram colunas de percolação em experimento conduzido em ambiente controlado de laboratório para avaliar a dinâmica de deslocamento pelo perfil de um Latossolo Argiloso distrófico de nutrientes provenientes da aplicação de águas residuárias da suinocultura. Oliveira, Ruiz e Souza (2002) também fizeram uso de colunas de percolação nas mesmas condições contendo sete diferentes tipos de solos e areia, para avaliar a partir da aplicação simulada de chuva às características da dinâmica de deslocamento do herbicida imazapyr pelo perfil dos solos monitorados.

2.7.1 Fatores que influenciam o movimento de deslocamento de água, substâncias e elementos químicos ao longo do perfil de solo nas colunas de percolação

Dentre as formas de poluição ambiental destaca-se a não pontual ou difusa, que se caracteriza por atingir indiretamente os cursos d'água, pela aplicação de fertilizantes orgânicos e químicos, ou agrotóxicos nas lavouras agrícolas, que pelo processo de erosão superficial, percolação, lixiviação ou fluxo preferencial, transporta os poluentes para os diferentes ambientes hídricos (PIERZYNSKI; VANCE, 2001; MERRINGTON et al., 2005; PIOVESAN, 2006).

A capacidade suporte de determinado solo em assimilar, transformar e reciclar os dejetos nele dispostos vai depender das suas propriedades físicas, químicas e mineralógicas, e também das suas condições biológicas. Assim como de outros fatores importantes como: textura, profundidade, susceptibilidade à erosão, drenagem, hidromorfismo, pedregosidade, grau de fertilidade e tipo de plantas nele cultivadas, e ainda, das condições ambientais vigentes em determinado ecossistema (PEREIRA; DEMARCHI; BUDIÑO, 2009; SCHERER; NESI; MASSOTTI, 2010; KRAJESKI; POVALUK, 2014).

A concentração de nutrientes no solo depende da sua capacidade de reter cátions e ânions. Qualquer elemento químico presente no solo, que não esteja ligado às estruturas, minerais ou orgânicas do solo, estará disponível na solução do solo, podendo ser transportada pela água para camadas mais profundas, algumas vezes chegando ao lençol freático, contaminando-o (BRADY; WEIL, 2013; SILVA et al., 2015).

Libardi (2005), Scherer e Nesi (2009), e ainda Broetto et al. (2014) , afirmam que em geral a água tem a sua qualidade melhorada na passagem pelo sistema matricial do solo, devido á retenção de nutrientes que é particularmente acentuada nos solos argilosos. Por possuírem uma mineralogia que desenvolve tanto cargas positivas quanto cargas negativas, têm a capacidade de reter os principais ânions e cátions presentes em solução que possam vir a

percolar no perfil do solo. Assim, podemos utilizar o potencial de retenção de água no solo como agente de estocagem natural e liberação lenta às coleções hídricas superficiais e lençóis subterrâneos.

Para Maliszewska-Kordybach e Wilson (2000), Pierzynski, Sims e Vance (2005), e ainda, Brady e Weil (2013) o potencial de contaminação da água não está restrito somente ao período posterior à adição do nutriente, ou em momentos de alta precipitação pluviométrica, já que o solo atua como agente tamponante, e é capaz de reter nutrientes e liberá-los gradativamente à solução do solo.

Conceitualmente o solo pode ser definido como um meio poroso, não rígido, trifásico, formado de partículas que possuem complexidade de forma, tamanho e estrutura mineralógica e com algumas partículas finitamente divididas de maneira a apresentar uma grande área superficial (REINERT; REICHERT, 2006; KLEIN, 2014).

As propriedades físicas, hierarquicamente mais importantes do solo, referem-se à textura, que é definida pela distribuição de tamanho de partículas, e a estrutura, que é definida pelo arranjo das partículas em agregados. Estas duas propriedades físicas variam para cada tipo de solo e têm grande influência sobre o movimento de deslocamento de substâncias e elementos químicos ao longo do seu perfil, quando contido nas colunas de percolação. A granulometria e a organização dos agregados no solo influenciam diretamente alguns parâmetros fundamentais como o potencial de compactação, a distribuição da aeração a transmissão de calor, e as trocas gasosas no seu meio e com a atmosfera. E também, na quantidade de água disponível em forma livre ou fortemente retida, determinando a sua condutividade hidráulica e influenciando na redistribuição e no comportamento de movimentação da água pelo perfil (SILVA et al., 2005; BIELSCHOWSKY, 2012; DAMBRÓS, 2012).

O espaço do solo não ocupado por sólidos e ocupado pela água e ar compõem o espaço poroso, definido como sendo a proporção entre o volume de poros e o volume total de um solo. A porosidade de um solo também mantém relação direta com o movimento da água no solo. Segundo a distribuição de tamanho ela é segregada em: micro e macroporosidade. A microporosidade é uma classe de tamanho de poros que, após ser saturada em água, a retém contra a gravidade. Os macroporos, ao contrário, após serem saturados em água não a retém, ou são esvaziados pela ação da gravidade. A funcionalidade desses poros fica evidente quando se considera que os microporos são os responsáveis pela retenção e armazenamento da água no solo e os macroporos responsáveis pela aeração e pela maior contribuição na

infiltração de água no solo (REINERT; REICHERT, 2006; RIBEIRO et al., 2007; DAMBRÓS, 2012).

Conforme relatam Gonçalves e Libardi (2013) e também, Rizzardi et al. (2014) a condutividade hidráulica de um solo é atributo físico-hídrico de real importância para se avaliar em que condições, e em quanto tempo, ocorre o deslocamento da água da superfície para as camadas mais profundas do solo, no processo de recarga dos aquíferos subterrâneos. A condutividade hidráulica do solo depende da fluidez da água, que é proporcional a sua viscosidade e densidade, e da macroporosidade do solo que, por sua vez, é função da textura e da estrutura. Dentre os atributos do solo que interferem na condutividade hidráulica do solo saturado, a porosidade é uma das características mais importantes, visto que a água escoar pelos seus espaços vazios.

O valor máximo de condutividade hidráulica é atingido quando o solo se encontra saturado, sendo denominado de condutividade hidráulica saturada que permite por diferentes modelos matemáticos obter informações sobre o movimento de água e solutos ao longo do perfil (REICHARDT et al., 2005; MONTENEGRO; MONTENEGRO, 2006).

2.7.2 Modelagem matemática do movimento da água, solutos e substâncias químicas em colunas de percolação

O movimento do fluxo de água no solo contido nas colunas de percolação é responsável por determinar intimamente também o comportamento de movimentação dos solutos e outras substâncias químicas. As moléculas de água ao percolar pelos espaços porosos do solo servem de meio de carregamento para outras moléculas que contenham elementos ou substâncias químicas. Os solutos e substâncias químicas podem também interagir por adsorção ou desorção com a matriz do solo. Podem ainda precipitar se os limites de solubilidade forem excedidos, e podem interagir com si próprios (COSTA et al., 1999; BORGES JÚNIOR; ANDRADE, 2007).

Para Borges Júnior e Andrade (2007) e Silva et al (2012) o transporte de solutos e substâncias químicas pela água em colunas de percolação pode assumir pelo menos três formas a saber: convectivo (ou advectivo, ou ainda de fluxo de massa), o transporte difusivo e o dispersivo. O convectivo refere-se ao movimento passivo do soluto ou de determinada substância química juntamente com a solução e é representada pela equação (1) em que:

$$J_m = q.C_r \quad (1)$$

Onde: J_m = fluxo convectivo de solutos [$M L^{-2} T^{-1}$];

q = fluxo de água (solução) [$L T^{-1}$];

C_r = concentração residente ou ambiente [$M L^{-3}$].

O transporte difusivo ocorre em resposta a um gradiente de concentração e em analogia a lei de Fick, e pode ser descrita por:

$$J_D = - \theta D_m \delta C_r / \delta x \quad (2)$$

Em que: J_D = fluxo de solutos decorrente da difusão [$M L^{-2} T^{-1}$];

θ = teor de água no solo [$L^3 L^{-3}$];

D_m = coeficiente de difusão iônica ou molecular no meio poroso [$L^2 T^{-1}$];

x = distância [L];

Em razão do caminho tortuoso do escoamento no meio poroso, o coeficiente de difusão no solo D_m , é menor que o coeficiente de difusão da água pura D_0 .

$$D_m = D_0 \tau \quad (3)$$

Em que τ é um fator de tortuosidade, cujos valores estão entre 0,3 e 0,7 para a maioria dos solos (VAN GENUCHTEN; WIERENGA, 1986).

Por sua vez, o transporte dispersivo ocorre por diferenças de velocidades de escoamento dos fluídos dentro dos poros individuais e entre os poros de diferentes formas, tamanhos e direções, em relação à velocidade média de avanço de massa no meio poroso, provocando uma mistura na interface entre o fluído deslocado e o deslocador. E a equação do transporte dispersivo pode ser descrita por uma equação muito semelhante àquela da difusão:

$$J_h = - \theta D_h \delta C_r / \delta x \quad (4)$$

Em que: J_h = fluxo de solutos decorrentes da dispersão mecânica ou hidrodinâmica [$M L^{-2} T^{-1}$];

D_h = coeficiente de dispersão mecânica [$L^2 T^{-1}$]. Geralmente, considera-se que esse coeficiente resulta da velocidade do fluído (VAN GENUCHTEN; WIERENGA, 1986; OR, D. WRAITH, 1997), ou seja:

$$D_h = \lambda V^n \quad (5)$$

Em que: λ [L] = dispersividade;

$V = q/\theta$ que representa a velocidade média de avanço nos poros;

n = uma constante empírica de valor aproximadamente 1.

Para os autores anteriormente referenciados sob o ponto de vista macroscópico, D_m e D_h são similares, podendo ser considerados aditivos:

$$D = D_m + D_h \quad (6)$$

Em que D é o coeficiente dispersivo-difusivo, ou coeficiente de dispersão (VAN GENUCHTEN; WIERENGA, 1986). Combinando-se as equações 1, 2, 4 e 6 obtemos a equação para fluxo do soluto $J_s = [M L^{-2} T^{-1}]$;

$$J_s = -\theta D \delta C_r / \delta x + q C_r \quad (7)$$

Duas equações podem satisfatoriamente responder pelas estimativas de transporte de solutos orgânicos, substâncias químicas e espécies de nitrogênio no interior de colunas de lixiviação que são a de dispersão e convecção para concentração residente e a de dispersão e convecção para concentração no fluxo (PARKER; VAN GENUCHTEN, 1984; VAN GENUCHTEN; WIERENGA, 1986).

Substituindo a equação 7 na equação da continuidade anteriormente descrita, têm-se:

$$\delta / \delta x (\theta C_r + p_s S) = -\delta J_s / \delta x \quad (8)$$

Assim se obtém a equação diferencial de transporte de soluto no solo:

$$\delta / \delta t (\theta C_r + p_s S) = \delta / \delta x [(\theta D \delta C_r / \delta x - q C_r)] \quad (9)$$

Onde: t = tempo [L];

p_s = densidade do solo em $[ML^{-3}]$;

S = concentração adsorvida (massa do soluto ou substância química por unidade de massa de solo).

Os dois termos no lado esquerdo da equação (9) representam as mudanças na concentração do soluto ou substância química, associados às fases líquida e sólida, respectivamente. Para Parker e Van Genuchten, (1984); Van Genuchten e Wierenga, (1986) OR, D. Wraith, (1997) é comum considerar que S e C_r , podem ser relacionados por uma isotérmica linear (ou linearizada) de equilíbrio.

$$S = k C_r \quad (10)$$

Em que k é um coeficiente empírico de distribuição [$L^3 M^{-1}$] (volume da solução por unidade de massa do solo). Considerando-se que o escoamento é permanente e ocorre em um meio homogêneo (q e θ constantes no tempo e no espaço), a equação (9) reduz-se à equação de dispersão e difusão:

$$R \delta C_r / \delta t = D. \delta^2 C_r / \delta x^2 - v. \delta C_r / \delta x \quad (11)$$

Em que R é o fator de retardamento, expresso por:

$$R = 1 + p_s / \theta \quad (12)$$

Quando não ocorre interação entre o soluto ou a substância química com o solo, K é igual a 0 (zero) e consequentemente, R igual a 1. O modelo descrito para equação (11) ignora processos de produção ou decaimento, que são requeridos para estimativas de transporte de certos solutos orgânicos e substâncias nítricas, e neste caso segundo Parker e Van Genuchten, (1984) e Van Genuchten e Wierenga (1986) um modelo geral da estimativa de transporte é representado pela seguinte equação:

$$R \delta C_r / \delta t = D. \delta^2 C_r / \delta x^2 - v. \delta C_r / \delta x - \mu C_r = y \quad (13)$$

Sendo que os coeficientes de taxas de decaimento, μ [T^{-1}], e produção, y [$M L^{-3} T^{-1}$], são calculados pelas expressões:

$$\mu = \mu_w + \mu_s p_s k / \theta \quad (14)$$

$$y = y_w + y_s p_s / \theta \quad (15)$$

Onde: μ_s e μ_w = coeficientes de primeira ordem da taxa de decaimento nas fases líquida e sólida respectivamente [T^{-1}];

y e y_s = coeficientes da ordem 0 (zero) da taxa de produção nas fases líquida e sólida, respectivamente [$M L^{-3} T^{-1}$].

A equação de dispersão e convecção para a concentração de fluxo também pode ser utilizada para se obter as estimativas do transporte de solutos e substâncias químicas em colunas de lixiviação. De acordo com Parker e Van Genuchten (1984), a concentração no fluxo C_f [$M L^{-3}$], é definida como a massa de soluto ou substância química por unidade de volume passando através de uma dada seção transversal durante um intervalo de tempo elementar, ou seja:

$$C_f = J_s/q \quad (16)$$

A relação entre a concentração no fluxo e a concentração residente é dada pela equação:

$$C_f = C_r - D/V \cdot \delta C_r / \delta x \quad (17)$$

Assim, de acordo com Parker e Van Genuchten (1984) e Van Genuchten e Wierenga (1986) a equação (11) pode ser escrita para a concentração no fluxo a partir da equação (17), obtendo-se:

$$R \delta C_f / \delta t = D \cdot \delta^2 C_f / \delta x^2 - V \cdot \delta C_f / \delta x \quad (18)$$

Esta equação (18) é similar à equação (11), diferindo apenas por ser definida em função da concentração no fluxo (C_f) e, não, da concentração residente (C_r).

REFERÊNCIAS

- AGNE, S. A. A.; KLEIN, V. A. Matéria orgânica e atributos físicos de um latossolo vermelho após aplicação de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v.18, n.7, p.720-726, Fev./ 2014. Disponível em: <<http://www.scielo.br/rbeaa/v18n7/v18n7a08.pdf>>. Acesso em: 02 de Março de 2014.
- AGNES, G. **Emissão de gases no processo de compostagem de dejetos de suínos**. 2012. 135p. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Agrossistemas – Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis – SC, 2012. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/96151/pdf>>. Acesso em: 09 de Fevereiro de 2015.
- AIRES, A.W.; SILVA, F. M. da; CASTRO, V. M. U. de; WENZEL, B. M. Avaliação de um biodigestor canadense modificado no tratamento de dejetos de suínos. **Revista Engevista**, Rio de Janeiro – RJ, v.16, n.4, p.329-338, Dez./2014. Disponível em <<http://www.uff.br/engevista/seer/index.php/engevista/article/viewArticle/601>>. Acesso em 12 de Março de 2015.
- AITA, C.; CHIAPINOTTO, I. C.; MARQUES, M. G.; GIACOMINI, S. J.; HUBNER, A. P. Decomposição da palha de aveia preta e dejetos de suínos em solo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.30, n.1, p.149-161, Jan./Fev. 2006. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v30n1/a15v30n1.pdf>>. Acesso em 21 de Abril de 2014.
- AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Nitrato no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.32, n.5,

p.2101- 2111, Set./Out. 2008. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v32n5/31.pdf>>. Acesso em 13 de Setembro de 2013.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HUBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos de suínos aplicados na superfície do solo. **Revista Brasileira de Pesquisa Agropecuária**, Brasília - DF, v.42, n.1, p.95-102, Jan./2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v42n1/13.pdf>>. Acesso em: 22 de Julho de 2015.

ALVES, R. G. C. de M.; BELLI FILHO, P.; PHILIPPI, L. S.; HENN, A.; MONTEIRO, L. W. da S. Digestores anaeróbios para tratamento de dejetos de suínos – Avaliação de partida para diferentes configurações de reatores. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande – MS, **Anais Eletrônicos**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, Rio de Janeiro – RJ, p.205-209, 2005. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/II-037.pdf>>. Acesso em: 12 de Julho de 2014.

AMORIN, B. do N.; MOHEDANO, R. de A. FISCAMANN, F. SILVA, M. L. B. da; TAVARES, J. M. R. Prevenção e redução de impactos ambientais com vistas à sustentabilidade na suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Florianópolis – SC, v.3, n.12, p. 71-80, Jul./Agos. 2012. Disponível em: <<http://www.researchgate.net/prolife/Jorge-Tavares4/publication/2582212025.pdf>>. Acesso em: 14 de Dezembro de 2014.

ANAMI, M. H.; SAMPAIO, S. C.; SUZEK, M.; GOMES, S. D.; QUEIROZ, M. M. F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v.12, n.1, p.75-80, Jan./Fev. 2008. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v12n1/v12n1a11.pdf>>. Acesso em: 10 de Novembro de 2015.

ARBOLEDA, Y. O. SALCEDO, L. O. G. Fundamentos para el disenõ de biodigestores – Módulo para la asignatura de construcciones agrícolas. **Artículo Electrónica**, Universidad Nacional de Colombia, Palmira – CO, 31p. 2009. Disponível em: <<http://www.bdigital.unal.edu.co/7967/4/luisoctaviogonzalesalcedo,20121.pdf>>. Acesso em: 08 de Abril de 2014.

ARRUDA, C. A. O. de; ALVES, M. V.; MAFRA, A. L.; CASSOL, P. C.; ALBUQUERQUE, J. A.; SANTOS, J. C. P. Aplicação de dejetos de suíno e estrutura de um latossolo vermelho sob semeadura direta. **Revista Ciências Agrotécnicas**, Lavras – MG, v.34, n.4, p.804-809, Jul./Agos. 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/cagro/v34n4/v34n4a02.pdf>>. Acesso em: 12 de Outubro de 2014.

ASSMANN, T. S.; ASSMANN, J. M.; CASSOL, P. C.; ALBUQUERQUE, J. A.; SANTOS, J. C. P. Desempenho da mistura forrageira de aveia-preta mais azevém e atributos químicos do solo em função da aplicação de esterco líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.31, n.6, p. 1515-1523, Set./2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/rbcs/v31n6/28.pdf>>. Acesso em: 23 de Fevereiro de 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE INDÚSTRIAS PRODUTORAS E EXPORTADORAS DE CARNE SUÍNA – ABIPECS. Produção mundial de carne suína em 2012, **Boletim**

Informativo “On Line”. São Paulo – SP, 4p. Postado em 20 de Março de 2013. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br/pt/estatisticas/mundial/exportacao.htm>>. Acesso em: 04 de Setembro de 2013.

BACKES, G. M. **Avaliação do processo de digestão anaeróbia na geração de energia a partir de dejetos de suínos e bovinos de leite com suplementação de glicerina residual bruta oriunda da produção de biodiesel.** 2011. 107p. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento – Centro Universitário UNIVATES, Lajeado – RS, 2011. Disponível em: <<http://www.univates.br/edu/bitstream/10737/211/1/GladisBackes.pdf>>. Acesso em: 10 de Fevereiro de 2015.

BALDOTTO, M. A.; VELLOSO, A. C. X. Eletroquímica de solos modais e de sua matéria orgânica em ambientes tropicais. **Revista Ceres**, Viçosa – MG, v.16, n.6, p. 1012-1021, Nov./Dez. 2014. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rc/v16n6/737.pdf>>. Acesso em: 23 de Junho de 2014.

BALMANT, W. **Concepção, construção e operação de um biodigestor e modelagem matemática da biodigestão anaeróbia.** 2009. 59p. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências dos Materiais – Universidade Federal do Paraná – UFPR. Curitiba – PR, 2009. Disponível em: <[http://www.pipe.ufpr.br/portal/defesas/dissertacao/150\(2\).pdf](http://www.pipe.ufpr.br/portal/defesas/dissertacao/150(2).pdf)>. Acesso em 18 de Abril de 2014.

BARROS, F. M.; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T. Mineralização de nitrogênio em dejetos de suínos. **Revista Enciclopédia Biosfera**, Goiânia – GO, v.7, n.12, p.1-7, 2011. Disponível em: <<http://www.conhecer.org.br/enciclop/enciclop.htm>>. Acesso em: 21 de Setembro de 2013.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETO, N.; GIROTO, E. Dejetos líquidos de suínos II – Perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria – RS, v. 35, n.6, p. 1305-1318, Nov./ Dez. 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cr/v.35,n.6.pdf>>. Acesso em: 08 de Janeiro de 2015.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; MORAES FLORES, E. M. de; GIROTO, E. Teores totais de metais pesados no solo após a aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria – RS, v.42, n.4, p.653-659, Abr./2012. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cr/v42n4/a11712cr5222.pdf>>. Acesso em: 26 de Março de 2015.

BASSO, P. C. Sustentabilidade ambiental na produção de suínos – Recomendações básicas. **Cartilha do Fundo de Desenvolvimento e Defesa Sanitária Animal (FUNDESA)** – Porto Alegre – RS, Conselho Técnico Operacional da Suinocultura do Estado do Rio Grande do Sul, 1ª Edição, 58p. 2014. Disponível em: <http://www.sips.com.br/_arquivos/guia_sustentabilidade_ambiental.pdf>. Acesso em: 06 de Janeiro de 2015.

BATISTA, J. A, do N.; MARTINS, P. D. Construção de lisímetro de laboratório com solo indeformado. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Brasília – DF, v.18, n.3, p.281-289, Jul./Set. 2013. Disponível em:

<<http://www.abrh.org.br/sgcv3/UserFiles/Sumarios/4883f07810.pdf>>. Acesso em: 21 de Maio de 2014.

BELLI FILHO, P.; CASTLHOS JUNIOR, A. de B.; COSTA, R. H. da R.; SOARES, S. R.; PERDOMO, C. C. Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Campina Grande – PB, v.5, n.1 p.166-170, Jan./Abr. 2001. Disponível em: <<http://www.scielo.br/rbeaa/v5n1/v5n1a10.pdf>>. Acesso em: 13 de Janeiro de 2015.

BERTANI, R. M. de A.; VILLAS BÔAS, R. L.; VIDAL, A. de A.; FURLANETO, F. de P. B.; SPADOTTI, A. M. de A. FISHER, I. H. O uso de fertilizantes compostos na agricultura. **Revista Pesquisa & Tecnologia**, São Paulo – SP, v.8, n.2, p.887-896, Jul./Dez. 2011. Disponível em: <<http://www.aptaregional.sp.gov/acesse-os-artigos-pesquisa-e-tecnologia/edicao-2011/201-julho-dezembro/887-o-uso-de-fertilizantes-compostos-na-agricultura/file.htm/>>. Acesso em: 26 de Junho de 2015.

BERTONCINI, E. I. Dejetos da suinocultura – Desafios para o uso agrícola. **Revista Pesquisa & Tecnologia**, São Paulo – SP, v. 8, n.2, p.1-10, Jul./Dez. 2011. Disponível em: <<http://www.aptaregional.sp.gov.br/acesse-os-artigos-pesquisa-e-tecnologia/edicao-2011/2011-julho-dezembro/863-dejetos-da-suinocultura-desafios-para-uso-agricola/file.>>. Acesso em: 07 de Janeiro de 2015.

BERWANGER, A. L.; CERETTA, C. A.; SANTOS, D. R. dos; Alterações no teor de fósforo no solo com a aplicação de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.32, n.6, p.2525-2532, Nov./Dez. 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v32n6/v32n6a29.pdf>>. Acesso em: 13 de Abril de 2014.

BIELSCHOWSKY, C.; BARBOSA, A. C.; ALVES, L.; SILVA JÚNIOR, G. C. Determinação da condutividade hidráulica saturada de campo em solos de diferentes texturas utilizando o método do permeâmetro IAC. **Revista Cadernos de Estudos Geoambientais**. Rio de Janeiro – RJ, v.3, n.1, p. 44-52, Jan./Dez. 2012. Disponível em: <<http://www.cadegeo.uff.br/index.php/cadegeo/article/view/8/8>>. Acesso em: 07 de Novembro de 2015.

BOKOSSA, H. K. J.; SAIDOU, A.; SOSSOUKPE, E.; FIOGBÉ, D. E.; KOSSOU, D. Decomposition and mineralization effect of various sources of pig manure on water quality and nutrients availability for agro-fish system in Benin. **Agricultural Sciences Journal**, Dalaware City – US, v.5, n.12, p.1194-1206, Out./ 2014. Disponível em: <<http://www.scirp.org/journal/ojap.pdf>>. Acesso em: 20 de Junho de 2015.

BORGES JÚNIOR, J. C. F.; ANDRADE, C. de L.T. de; Transporte de solutos no solo. In: ALBUQUERQUE, E. P. de; DURÃES, F. O. M. (org.). **Uso e Manejo da Irrigação**, Brasília – DF, 528p. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA/AINFO, Capítulo III, p.151-167, 2007. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.pr/digital/bitstream/item/69823/1/Transporte,solutos.pdf>>. Acesso em: 11 de Novembro de 2015.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades do solo**. 3ª Edição, Porto Alegre – RS, Bookman Editora Ltda, 683p., 2013.

BRASIL. **Resolução Nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Ministério do Meio Ambiente – Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Disponível em:

<<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res09/res42009.pdf>>. Acesso em: 27 de Junho de 2013.

BROETTO, T.; TORNQUIST, C. G.; BAYER, C.; CAMPOS, B. C.; MERTEN, C. G.; WOTTRICH, B. Soils and surface waters as affected by long-term swine slurry application in oxisols of Southern Brazil. **Soil Science Society of China Journal**, v.24, Issue 5, p. 585-594, 2014. Disponível em: <http://www.researchgate.net/profile/Tiago_Broetto/publication/26512919/Soils_and_Surface_waters_as_Affected_by_Long-Term_Swine_Slurry_Application_in_Oxisols_of_Southern_Brazil.pdf>. Acesso em: 13 de Dezembro de 2015.

CADIS, P.; HENKES, J. A. Gestão ambiental da suinocultura: Sistemas de tratamentos de resíduos líquidos por compostagem. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis – SC, v.3, n.1, p.115-150, Jan./Abr. 2014. Disponível em: <http://www.portaldeperiodicos.unisul.br/index.php/gesta0_ambiental/article/view/2222/158>. Acesso em: 12 de Dezembro de 2014.

CAMPECHE, L. F. M. de S.; AGUIAR NETO, A. O.; SOUZA, I. F.; FACCIOLI, G. G.; SILVA, V. da P. R.; AZEVEDO, P. V. de; Lisímetro de pesagem de grande porte. Parte I: Desenvolvimento e calibração. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v.15, n.5, p.519-525, Mai./2011. Disponível em: <<http://www.scielo.br/rbeaa/v15n5/v15n5a13.pdf>>. Acesso em: 23 de Maio de 2015.

CAMPOS, A. T.; SANTOS, E. P. dos; DAGA, J.; CASIMIRO, E. L. N.; NAGAE, R. Y.; FILHO, W.W. Análise energética de biodigestores tubulares usando dejetos de suínos. In: ENCONTRO DE ENERGIA NO MEIO RURAL DA UNICAMP. 5. 2004. Campinas – SP, **Anais Eletrônicos**, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, Campinas – SP, v.1, n.5, p.206-213, 2002. Disponível em: <<http://www.proceedings.scielo.br/agrener/N5.V1/013.pdf>>. Acesso em: 15 de Janeiro de 2015.

CAPOANE, V.; TIECHER, T.; SCHAEFER, G. L.; SANTOS, D. R. dos; Impactos da suinocultura intensiva na qualidade de água de uma bacia hidrográfica do Sul do Brasil. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. 20. 2013. Bento Gonçalves – RS, **Sumários Eletrônicos**. Associação Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH, Rio de Janeiro – RJ, p.217-235, 2013. Disponível em: <<http://www.abrh.org.br/sgcv3/UserFiles.Sumários.pdf>>. Acesso em: 22 de Junho de 2014.

CARDOSO, L. C. A suinocultura no Brasil. **Boletim Eletrônico**, Concórdia – SC, Postado em 23 de Julho de 2010. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA – CNPSA, Postado em 23 de Julho de 2010. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br/cias/index.pdf>>. Acesso em: 23 de Julho de 2014.

CARDOSO, L. Tecnificação da suinocultura permite economia de até 50% de água na produção. **Informativo na Revista Eletrônica Feed & Food**. Goiânia – GO. Postado em 19 de Fevereiro de 2015. Disponível em: <<http://www.feedfood.com.br/tecnificacao-da-suinocultura-permite-economia-de-ate-50-de-agua-na-producao/>>. Acesso em: 23 de Março de 2015.

CARVALHO, D. F. de; SILVA, L.D.B.; GUERRA, J.G.M.; CRUZ, F.A.; SOUZA, A.P. Instalação, calibração e funcionamento de um lisímetro de pesagem. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal – SP, v.27, n.2, p.363-372, Mai./Agos. 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/eagri/v27n2/a05v27n2.pdf>>. Acesso em: 10 de Março de 2015.

CARVALHO, N. L. de; ZABOT, V. Nitrogênio: Nutriente ou poluente. **Revista Eletrônica em Gestão e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria – RS, v.6, n.6, p.960-974, Mar./2012. Disponível em: <<http://cascavel.ufsm.br/revistas/ojs-2.2.2/index.php/reget/article/viewFile/4671/2990>>. Acesso em: 12 de Fevereiro de 2016.

CASSOL, P. C.; COSTA, A. da C.; CIPRANDI, O.; PANDOLFO, C. M.; ERNANI, P. R. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa – MG, v.36, n.6, p.1911-1923, Nov./ 2012. Disponível em: <<http://www.scielo.br/scielo/rbcs/v36n6/pdf>>. Acesso em: 17 de Março de 2015.

CASTAMANN, A. **Aplicação de dejetos líquidos de suínos na superfície e no sulco em solo cultivado com trigo**. 2005. 115p. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Universidade de Passo Fundo - UPF, Passo Fundo – RS, 2005. Disponível em <<http://www.ppgagro.ufp.br/download/alfredocastamann dissertacao.pdf>>. Acesso em: 07 de Dezembro de 2014.

CASTRO FILHO, C. COSTA, M. A. T. CAVIGLIONE, J. H. Potencial fertilizante e alterações físicas nos solos decorrentes da utilização de chorume suíno. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. 19. 2003. (1CD-ROM). **Resumos**, Ribeirão Preto – SP, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – SBCS, – p.145-152, Ribeirão Preto – SP, 2003.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. C. L.; BERWANGER, A. L. Dejetos líquidos de suínos I – Perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria – RS, v.35, n.6, p. 1296-1304, Nov./ Dez. 2005a. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cr/v.35,n.6.pdf> >. Acesso em: 10 de Março de 2015.

CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; VIERA, F. C. B. Características químicas do solo sob a aplicação de dejetos líquidos de suíno em pastagem natural. **Revista Brasileira de Pesquisa Agropecuária**, Brasília – DF, v.38, n.6, p.729-735, Jun.2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v38n6/18222.pdf>>. Acesso em: 12 de Março de 2015.

CERETTA, C.A.; LORENSINI, F.; BRUNETTO, G.; GIROTTTO, E.; GATIBONI, L. C.; LOURENZI, C. R.; TIECHER, T. L.; DE CONTI, L.; TRENTIN, G.; MIOTTO, A. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Revista Brasileira de Pesquisa Agropecuária**, Brasília – DF, v.45, n.6, p.593-602, Jan./ 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v45n6/a09v45n6>>. Acesso em: 12 de Outubro de 2014.

CERRETTA, C. A.; BASSO, C. J.; PAVINATTO, P. S.; TRENTINI, E. E.; GIROTTTO, E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria-seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com a aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista de Ciência Rural**, Santa Maria – RS, v.35, n.6, p.1287-1295, Nov/Dez.

2005b. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cr/V35N6/a10v35n6.pdf>>. Acesso em: 07 de dezembro de 2014.

CHANG, A. C.; WARNEKE, J. E.; CRGUREVIC, E. Sequential extraction on soil heavy metal following a sludge application. **Journal of Environmental Quality**, New York, D. C, American Society Agronomy – ASA, Crop Science Society of America and Soil Science Society of America - SSSA v.13, Issue 2, Supplement 1. p.33-38, Set./ 1993. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2134/jeq1984.00472425001300010006x>>. Acesso em: 05 de Dezembro de 2014.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento de águas residuárias**. 6ª Edição, Belo Horizonte – MG, Departamento de Esgoto e Saneamento Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, 359p. 2007.

COAVILA, F. A.; SAMPAIO, S. C.; PEREIRA, J. O.; VILAS BOAS, M. A.; GOMES, B. M.; FIGUERÊDO, A. de C. Lixiviação de nutrientes provenientes de águas residuárias em colunas de solo cultivado com soja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande – PB, v.9 (Suplemento), p.283-287, Dez./ 2005. Disponível em: <http://www.agriambi.com.br/revista/suplemento/index_arquivos/PDF/283.pdf>. Acesso em: 4 de Abril de 2015.

COMIN, J. J.; DORTZBACH, D.; SARTOR, L. R.; BELLÍ FILHO, P. Adubação prolongada com dejetos de suínos e os efeitos sobre os atributos químicos e físicos do solo e na produtividade em plantio direto sem agrotóxicos. **Revista Brasileira de Agroecologia**, Porto Alegre - RS, v.2, n.2, p.872-875, Out./ 2007. Disponível em: <<http://www.abagroecologia.org.br/revistas/index.php/rbagroecologia/article/viewFile/6895/5100>>. Acesso em: 19 de Março de 2015.

COMIN, J. J.; LOSS, A.; BELLÍ FILHO, P.; BENEDET, L.; BRUNETTO, G.; GUARDINI, R.; SCHMIDT, E.; OLIVEIRA, P. A. V. de; COUTO, R. da R.; MULLER, J. V. Physical properties and organic carbon content of a Typic Hapludult soil fertilised with pig slurry and pig litter in a no-tillage system. **Journal Compilation CSIRO**, Vitória – AU, CSIRO Publishing, v.51, Issue 3, p.459-470, 2013. Disponível em: <<http://www.intranetdoc.epagri.sc.gov.br/producao-tecnico-cientifica/DOC-33130.pdf>>. Acesso em: 22 de Abril de 2015.

CONDÉ, M. S.; PENA, S. de M.; ROCHA JÚNIOR, C. M. da; HOMEM, B. G. C.; DEMARTINI, G. P.; SILVA, A. G. B. Minerais quelados na nutrição de suínos. **Revista Eletrônica Nutritime**, São Paulo – SP, Artigo 260, v.1, n.4, p. 3547-3565, Jul./Agos. 2014. Disponível em: <http://www.nutritime.com.br/arquivos_internos/artigos/ARTIGO260.pdf>. Acesso em: 21 de Fevereiro de 2015.

CORRÊA, J. C. BARILLI, J. REBELLATTO, A. VEIGA, da M. Aplicações de dejetos de suínos e as propriedades do solo. **Informativo Técnico Nº 235**, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, EMBRAPA – CNPSA. Concórdia – SC, 21p. 2011. Disponível em: <<http://www.sossuinos.com.br/Tecnicos/info.235.htm>>. Acesso em: 08 de Dezembro de 2014.

COSTA, M. S. S. da M.; PIVETTA, L. A.; COSTA, L. A. de M.; PIVETTA, L. G. CASTOLDI, G.; STEINER, F. Atributos físicos do solo e produtividade milho sob sistemas de manejo e adubação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v.15, n.8, p.810-815, Agos./2011. Disponível em <<http://www.scielo.br/rbeaa/v15n8/07.pdf>>. Acesso em 09 de Dezembro de 2014.

COSTA, S. N. da; MARTINEZ, M. A.; MARTINS, J. H.; FERREIRA, P. A. – Modelo SIMASS para simular o transporte de água e solutos no solo: Desenvolvimento e teste de sensibilidade. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande – PB, v.3, n.2, p.183-189, Jan./Fev. 1999. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v3n2/1415-4366-rbeaa-03-02-0183.pdf>>. Acesso em: 02 de Novembro de 2015.

CUNHA, A. T. da; WENDLAND, E. Uso de lisímetros para a avaliação da infiltração em zona de afloramento da formação Botucatu, na Região de São Carlos – SP. **Revista Brasileira de Águas Subterrâneas**, São Paulo -SP v.19, n.2, p. 77-90, Jun./2005. Disponível em: <<http://www.aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/download/8229/5756.pdf>>. Acesso em: 15 de Outubro de 2015.

DAL BOSCO, T. C. SAMPAIO, S. C. OPAZO, M. A. U. GOMES, S. D. NÓBREGA, L. H. P. Aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja: cobre e zinco no material escoado e no solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal – SP, v.28, n.4, p.699-709, Out./Nov. 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/scielo.php>>. Acesso em: 04 de Dezembro de 2014.

DALL AGNESE, T. M. F. **Avaliação da concentração de metais pesados em dejetos líquidos de suínos, no Município de Capitão, RS, Brasil**. 57p. 2011. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, Santa Cruz do Sul – RS, 2011. Disponível em: <http://www.unisc.br/portal/upload/com_arquivo/dissertacao_tania.pdf>. Acesso em: 08 de Agosto de 2015.

D'ANDRÉA, A. F.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; GUILHERME, L. R. G. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília – DF, v.32, n.2, p.179-186, Fev./ 2004. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v39n2/19853.pdf>>. Acesso em: 20 de Junho de 2015.

DAMBRÓS, C. Comparação da porosidade total, granulometria e condutividade hidráulica de amostra de solo em área florestada e de campo. **Revista Geonorte**, Manaus – AM, Edição Especial, v.4, n.1, p. 556-577, Jan./Jun. 2012. Disponível em: <<http://www.revistageonorte.ufam.edu.br/.../v4n1/ed.especial/2012.pdf>>. Acesso em: 14 de Junho de 2015.

DE JULIO, M.; VOLSKI, I.; FILHO, O. S.; FIORAVANTE, D. A. Evolução do sistema de esgotamento sanitário do Município de Ponta Grossa – PR. **Revista Engenharia e Tecnologia**, Ponta Grossa – PR, v.2, n.1, p.24-35, Abr. 2010. Disponível em:

<<http://www.revista.ret.com/ojs-2.2.3/index.php/ret/article/viewFile/31/59>>. Acesso em: 15 de Fevereiro de 2015.

DEGANUTTI, R.; PALHACI, M. do C. J. P.; ROSSI, M.; TAVARES, R.; SANTOS, dos C. Biodigestores rurais: modelo indiano, chinês e batelada. In: ENCONTRO DE ENERGIA NO MEIO RURAL DA UNICAMP. 4. 2002. Campinas – SP, **Anais Eletrônicos**, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP. Campinas – SP, p.401-436, 2002. Disponível em: <http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?scrip=sci_arttext&pid=MSC0000000022002000100031&lng=en&nrm=abn>. Acesso em: 15 de Janeiro de 2015.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos de suínos, **Boletim Informativo de Pesquisa BIPERS Ano 10** – Publicação Conjunta da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA – CNPSA. Concórdia – SC, e Associação Riograndense de Empreendimentos e Assistência Técnica e Extensão Rural – EMATER- RS, Porto Alegre RS, n.14, 2ª Edição, 31p. 2002. Disponível em <<http://www.docsagencia.cnptia.embrapa.br/suinos/bipers/bipers14.pdf>> Acesso em 6 de Janeiro de 2015.

DONAGEMA, G. K.; RUIZ, H. A.; FIGUEIREDO, G. C.; ALVAREZ, V. H. V.; FERREIRA, P. A.; CANTARUTTI, R. B.; SILVA AGNO, T. da; Distribuição de amônio, nitrato, potássio e fósforo em colunas de latossolos fertirrigadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.32, n.6, p.2493-2504, Nov./Dez. 2008. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/pdf/1802/180214064026.pdf>>. Acesso em: 04 de Fevereiro de 2016.

DORTZBACH, D.; LÉIS, C. de M.; SARTOR, L. R.; COMIN, J. Acúmulo de fósforo e potássio em solo adubado com dejetos suínos cultivado com milho em sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Agroecologia**. Cruz Alta RS, v.4, n.2, p.2847-2850, Set./ 2009. Disponível em: <<http://www.intranetdoc.epagri.sc.gov.br/produção-técnico-científico/DOC-2544.pdf>>. Acesso em: 03 de Dezembro de 2014.

DORTZBACH, D.; LÉIS, C.; BITTENCOURT, H. V. H.; COMIN, J.J.; BELLI FILHO, P. Teores de cobre e zinco no solo após sucessivas aplicações de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. In: CONGRESSO NACIONAL DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA NO CONTEXTO DAS MUDANÇAS AMBIENTAIS. 17., 2008. Rio de Janeiro – RJ, **Artigo Eletrônico “On Line”**, Rio de Janeiro – RJ, Sociedade Brasileira de Conservação do Solo – SBCS, 2008, 4p. Disponível em: <http://intranetdoc.epagri.sc.gov.br/producao_tecnica_cientifica/DOC_2550.pdf>. Acesso em: 21 de Março de 2015.

DRUZIAN, J. I.; MARCHESI, C. M.; SCAMPARINI, A. R. P. Perfil de ácidos graxos de carpas (*Cyprinus carpio*) alimentadas com ração e com dejetos de suínos. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria – RS, v.37, n.2, p.539-544, Mar./Abr. 2007. Disponível em: <<http://redalyc.org/pdf/331/33137238.pdf>>. Acesso em: 25 de Março de 2015.

DUARTE NETO, E. D.; ALVARENGA, L. H.; COSTA, L. de M.; NASCIMENTO, P. H.; SILVEIRA, R. Z.; LEITE, L. H. de M. Implementação e avaliação de um biodigestor de produção descontínua. **Revista Exacta**, Belo Horizonte – MG, v.3, n.2, p. 36-41, Nov./Dez.

2010. Disponível em: <<http://www.revistas.unibh.br/index.php/dcet/article/view/296/158>>. Acesso em: 17 de Janeiro de 2015.

DYNIA, J. F.; CAMARGO, O. A. de; Retenção de nitrato num solo de carga variável, influenciada por adubação fosfatada e calagem. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília – DF, v.34, n. 1, p.141-144. Jan./1999. Disponível em: <<http://scholar.google.com.br/sci/rpab/v34n1/sci.pdf>>. Acesso em: 22 de Janeiro de 2015.

ERNANI, P. R.; BITTENCOURT, F.; VALMORBIDA, J.; CRISTIANI, J. Influência de adições sucessivas de zinco na forma de esterco suíno ou de óxido, no rendimento de matéria seca de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, n.14, p.905-911, Set./2001. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v25n4/13.pdf>>. Acesso em: 02 de Junho de 2014.

ESPÍNDOLA, J. A. A; ALMEIDA, D. L. de; GUERRA, J. G. M.; SILVA, E. M. R. da. Flutuação sazonal da biomassa microbiana e teores de nitrato e amônio de solo coberto com *Paspalum notatum* em um agrossistema. **Revista Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro – RJ, v.8, n.1, p.104-113, Jan./Dez. 2001. Disponível em: <<http://www.floram.org/files/v8unico/v8nunicoa13.pdf>>. Acesso em: 12 de Junho de 2015.

FARIA, R. L. de; A geração de energia pela biodigestão anaeróbia de efluentes; O caso da suinocultura. **Revista Complexus**, Salto – SP, v.3, n.3, p.28-43, Mai./2011. Disponível em: <http://www.engenho.info/revista/ed3/edartigos/4_Artigo_28_43.pdf>. Acesso em: 14 de Maio de 2015.

FAVERSANI, J. C. **Metais pesados em solos e plantas com longo histórico de aplicações de fontes orgânicas e mineral de nutrientes**. 2015. 37p. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo – Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Santa Maria – RS, 2015. Disponível em: <http://w3.ufsm.br/ppgcs/disserta%E7%F5es%20%e%20teses/Dissertacao_final_Jessica_27_04_2015.pdf>. Acesso em: 21 de Junho de 2015.

FELTRIN, R. M. **Comportamento das variáveis hidrológicas do balanço hídrico do solo em lisímetros de drenagem**. 2009, 78p. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil - Universidade Federal de Santa Maria - UFSM, Santa Maria – RS, 2009. Disponível em: <<http://www.researchgate.net/...DRENAGEM/.../0c960536baa6e97d1e000000p...>>. Acesso em: 27 de Março de 2015.

FERNANDES, A. H. B. M.; SOUZA, R. A. C. de; SOARES, M. T. S.; GALVANI, F.; CARDOSO, M. A.; FERNANDES, F. A.; CRISPIM, S. M. A.; LISITA, F. O. Nitrificação e mineralização do carbono em solos tratados com dejetos de suínos biodigeridos. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 111**, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA – CPAP, 21ª Edição, 15p. Abr. 2011. Disponível em <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa/infoteca/bitstream/doc/920832/1/BP111.pdf>>. Acesso em 15 de Julho de 2015.

GALLUCCI, L.; UMEDA, G.; PAULO, J. D.; GRACIOSO, F.; ROSSITER, R. Informações de mercado sobre suinocultura. **Relatório Informativo sobre Mercado da Carne Suína**, São

Paulo – SP, Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas – SEBRAE, 94p. Jan./ 2008.

GARCIA, N. C. P.; SALGADO, L. T.; LIMA, P. C.; MATOS, A. T.; PINTO, C. L. O.; SEDIYAMA, M. A. N.; RUIZ, H. A.; MOURA, W. M.; LOURRES, J. L.; RUSSO, J. R. Análise dos efeitos da fertilização contínua com dejetos de suínos sobre as características químicas e físicas do solo e do estado nutricional de diferentes culturas. **Relatório Técnico** Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais – EPAMIG, Viçosa – MG, v.2, n.1, 70p. 2003. Disponível em: <<http://www.epamig.br/index.php>>. Acesso em: 21 de Fevereiro de 2015.

GARCIA, V. G.; FILHO, I. H. J.; ALCÂNTARA, M. A. de K. Percolação do nitrogênio em coluna de solo miscível proveniente do descarte de efluentes industriais nitrocelulósicos da Região do Vale do Paraíba do Sul e aplicação de modelagem matemática. ENCONTRO LATINO AMERICANO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA. 12. 2011. São José dos Campos – SP, **Anais Eletrônicos**, Universidade Vale do Paraíba – UNIVAP, São José dos Campos – SP, v.2, n.1, p.80-87, 2011. Disponível em: <<http://www.inicepg.univap.br/trabalhospremiados.php>>. Acesso em: 21 de junho de 2013.

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 – MG, v.32, n.1, p. 195-205, Jan./Fev. 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/v32n1/pdf>>. Acesso em: 12 de Agosto de 2013.

GIACOMINI, S. J.; PUJOL, S. B.; MIOLA, E. C. C.; Transformações de nitrogênio no solo após adição de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília – DF, v.48, n.2, p.211-219, Fev./ 2013. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v48n2/v48n02a12pdf>>. Acesso em: 21 de Janeiro de 2015.

GIROTTTO, E. **Cobre e zinco no solo sob uso intensivo de dejetos líquidos de suíno**. 2007. 121p. Dissertação de Mestrado no Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo - Universidade Federal de Santa Maria – UFSM. Santa Maria – RS, 2007. Disponível em: <<http://www.cascavel.ufsm.br/tede/tde-arquivos/1/TDE-2008-03-13T135703Z-1375/Publico/EDUARDOGIROTTTO.pdf>>. Acesso em: 04 de Dezembro de 2014.

GIROTTTO, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; SANTOS, D. R. dos; SILVA, L. S. de; LOURENZI, C. R.; LORENSINI, F.; VIEIRA, R. C. B. Acúmulo de formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.34, n.3, p. 955-965, Mai./Jun. 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v34n3/37.pdf>>. Acesso em: 12 de Agosto de 2015.

GOMES, J. B. V.; CURI, N. Fase líquida do solo nos estudos ambientais. **Documento 90**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA - CPATC, Aracaju – SE, 39p. 2006. Disponível em: <http://www.cpatc.embrapa/publicacoes_2006/doc_90.pdf>. Acesso em: 31 de Março de 2015.

GONÇALVES JR, A. C.; LINDINO, C. A.; ROSA, M. da R. BARICATI, R.; GOMES, G. D. Remoção de metais pesados tóxicos cádmio, chumbo e cromo em biofertilizante suíno utilizando macrófita aquática (*Eichornia crassipes*) como bioindicador. **Revista Acta**

Scientiarum Technology, Maringá – PR, v.30, n.1, p.9-14, Jul./Agos. 2008. Disponível em: <<http://www.eduem.uem.br/ojs/index.php>>. Acesso em: 05 de Dezembro de 2014.

GONÇALVES JR, A. C.; NACKE, H.; COELHO, G. F.; SCHWANTES, D. CARVALHO, E. A. de; MORAES, A. J. de; Teores de nutrientes e metais em *Hyssopus officinalis* cultivado em solo argiloso com fertilização orgânica e mineral. **Revista Científica**, Jaboticabal – SP, v.41, n.2, p.251-261, Agos./ 2013. Disponível em: <<http://www.cientifica.org.br/index.php/cientifica/article/download/384/263>>. Acesso em: 22 de Junho de 2015.

GOSMANN, H. A.; BELLI FILHO, P.; CASTILHOS, A. B.; PERDOMO, C. C. Manejo de dejetos de suínos com bioesterqueira e esterqueira convencional. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 19. 1997. Foz do Iguaçu – PR, **Anais eletrônicos**, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária - ABES, Rio de Janeiro - RJ, p.332-340, 1997. Disponível em: <www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes97/manejo.pdf>. Acesso em: 14 de Abril de 2015.

GUBIANI, P. I.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; CERETTA, C. A.; KUNZ, M. Condições físicas de um argissolo vermelho distrófico arênico após oito ciclos de cultivo e uso de dejetos de suínos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. 31. 2007. Gramado – RS, **Resumos Eletrônicos**, Associação Brasileira de Ciência do Solo – SBCS, Viçosa – MG, p.367-371, 2007. Disponível em: http://www.fisicadosolo.ccr.ufsm.whoos.com.br/downloads/Producao_Resumos/XXXICBCS_14.pdf>. Acesso em: 11 de Dezembro de 2015.

HACK, E. C.; SATURNINO, P. M. F. da C.; MEINERZ, C. C.; NACKE, H.; ASSI, L.; GONÇALVES JR, A. C. Geração de resíduos provenientes da suinocultura na Região Oeste do Paraná: Um caso de insustentabilidade. **Revista Scientia Agraria Paranaensis**, Marechal Cândido Rondon - PR v.10, n.1, p.21-36, Jan./Abr. 2011. Disponível em: <<http://www.e-revista.unioeste.br/index.php/scientiaagraria/article/view/5534/4167>>. Acesso em: 12 de Outubro de 2012.

HADLICH, G. M.; UCHA, J. M. Extração EDTA e fracionamento sequencial de cobre e zinco em solos adubados com dejetos de suínos. **Revista Cadernos de Geociência**, Salvador - BA, v.10, n.1, p.39-44, Mai./2013. Disponível em: <<http://www.cadernosdegeociencias.igeo.ufba.br/cg/v10n1/ufba/pdf>>. Acesso em: 14 de Setembro de 2015.

HERMANN, D. da R. **Atributos químicos em solo lixiviado frente a associação de água residuária da suinocultura e a adubação mineral no cultivo de aveia preta**. 2013. 22p. Dissertação de Mestrado no Programa de Pós-Graduação em Conservação e Manejo de Recursos Naturais – Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, Cascavel – PR, 2013. Disponível em: <http://200.201.88.199/portaapos/media/File/conservacao_manejo_recursos_naturais/Daniela_da_Rocha_Hermann.pdf>. Acesso em: 30 de Março de 2015.

JANKOSZ, A. V. **Calibração e validação do modelo matemático Hydrus 1 – D, através de colunas de solo em laboratório**. 2008. 88p. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-

Graduação em Ciências do Solo - Universidade Federal do Paraná – UFPR, Curitiba – PR, 2008. Disponível em: <<http://www.pgcsolo.agrarias.ufpr/dissertacao/2008-08-20-jankosz.pdf>> Acesso em: 22 de Junho de 2013.

KAUFMANN, V.; SILVA, M. da R.; PINHEIRO, A.; FATH, G.; AGUIDA, L. de M.; Transporte de atrazina e diuron no perfil de um argissolo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre – RS, v.17, n.1, p.149-157, Jan./Mar. 2012. Disponível em: <<http://132.248.9.34/hevila/Revistabrasileiraderecursoshidricos/2012/vol17/N01/12.pdf>>. Acesso em: 30 de Março de 2015.

KLEIN, V. A. **Física do solo**. 3ª Edição. Passo Fundo – RS, Editora da Universidade de Passo Fundo, 263p. 2014.

KONDRACKI, M. A. de A.; CAMARGO, O. A. de; Manipulação de carga e movimento de nitrato em horizonte B de um latossolo vermelho. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília – DF, v.45, n.2, p.204-212, Fev. 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v45n2a12.pdf>>. Acesso em: 11 de Agosto de 2015.

KONZEN, E. A. Biodigestores para o tratamento de dejetos de suínos. **Documento 106**, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA/CNPMS, Sete Lagoas – MG, v.1, n.3, 48p. 2006. Disponível em: <<http://docsagencia.cnptia.embrapa.br/doc/106.pdf>>. Acesso em: 20 de Setembro de 2013.

KONZEN, E. A.; ALVARENGA, R. M. Manejo e utilização de dejetos de animais: Aspectos agronômicos e ambientais. **Circular Técnica 63**, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA – CNPMS, Sete Lagoas – MG, 1ª Edição, v.1, n.63, 16p. 2005. Disponível em: <http://www.cnps.embrapa.br/publicações/publica/2005/circular/Circ_63.pdf>. Acesso em: 21 de Abril de 2014.

KRAJESKI, A.; POVALUK. Alterações no solo ocasionados por fertirrigação dos dejetos de suínos. **Revista Saúde e Meio Ambiente**, Patrocínio – MG, v.3, n.1, p3-18, Jan./Jun. 2014. Disponível em: <<http://www.unicerp.edu.br/index.php/pesquisas/revista-saudemeioambiente>>. Acesso: 03 de Dezembro de 2015.

KUNZ, A.; GIROTTO, A. F.; MONTICELLI, C. J.; KICH, J. D.; FÁVERO, J. D.; FÁVERO, J. A.; LUDKE, J.; MORES, M.; ABREU, P. G. de; SILVEIRA, P. R. S. da; Produção de suínos: Manejo de dejetos. **Artigo Técnico “On Line”**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA - CNPSA, Concórdia – SC, 26p. Postado em Janeiro de 2003. Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Suinos/SPSuinos/manejode-dejetos.html>>. Acesso em: 21 de Julho de 2014.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. de; HIGARASHI, M. M. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Revista Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília – DF v. 22, n.3, p.651-665, Set./Dez., 2005. Disponível em: <<https://seer.sct.embrapa.br/index.php/cct/article/viewFile/8663/4852>>. Acesso em: 08 de Janeiro de 2015.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. de; HIGARASHI, M. M.; SANGOI, V. Recomendações técnicas para o uso de esterqueiras para armazenamento de dejetos de suínos. **Comunicado Técnico N° 445 em Versão Eletrônica**, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA - CNPSA, Concórdia – SC, n.445, p.1-4, Mai./ 2004. Disponível em: <<http://cnpsa.embrapa.br/down.php?tipo=publicacoes&cod...445>>. Acesso em: 13 de Julho de 2013.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. de; Reunião técnica sobre biodigestores para o tratamento de dejetos de suínos e uso do biogás. **Documento 106 em Meio Eletrônico**, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA - CNPSA, Concórdia - SC, 2ª Edição, 56p. Mar. 2006. Disponível em: <<http://infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/443193/1/doc106.pdf>>. Acesso em: 21 de Setembro de 2013.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. de; Uso de biodigestores para o tratamento de resíduos de animais. **Folder Eletrônico**, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA - CNPSA, Concórdia – SC, 2008. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_publicacoes/publicacao_l9h59z3v.pdf>. Acesso em: 12 de Março de 2014.

LEMONS, J. P.; GALVÃO, J. C. C.; CELESTINO, A. P. Q.; FONTANETTI, A.; CORREA, M. L. P.; LEMOS, L. M. C.; CECON, P. R. Disponibilidade de nitrato e amônio e quantificação da amônia em área de cultivo de milho nos sistemas de plantio direto, tradicional e orgânico. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, Viçosa – MG, v.4, n.2, p.36-43. Dez./ 2014. Disponível em: <<http://www.rbas.com.br/revista/index.php/rbas/article/view/264.pdf>>. Acesso em: 12 de Julho de 2015.

LEWIS, J.; SJOSTROM, J. Optimizing the experimental design of soils columns in saturated an unsaturated transport experiments. **Journal of Contaminant Hydrology**, New Jersey – US, Princeton University, v.115, n.14, p.1-13, New Jersey - US, 2010. Disponível em: <<http://scholar.google.com/citations?view-op=view-citation.pdf>>. Acesso em: 30 de Março de 2015.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo**. 3ª Edição. São Paulo – SP, Editora da USP, 335p. 2005. Disponível em: <http://www.books.google.com.br/books?id=Paulo_Leonel_Libardi.pdf>. Acesso em: 12 de Junho de 2015.

LIMA, L. P. de. **Avaliação física de um latossolo vermelho textura média, influenciada pela aplicação de dejetos de suínos e cama aviária**. 2007. 175p. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Universidade Federal de Uberlândia – UFU, Uberlândia – MG, 2007. Disponível em: <<http://www.bdtu.ufu.br/tde-busca/arquivo.php?CodArquivo=1672.pdf>>. Acesso em: 08 de Dezembro de 2014.

LOPES, C.; CAMPOS, M. L.; SILVEIRA, C. B. da; MEDEIROS, I. de F. GATIBONI, L. C.; MIQUELUTTI, D. J.; CASSOL, P. C. Adsorção de cobre e zinco num latossolo vermelho tratado com dejetos de suínos. **Revista Ceres**, Viçosa – MG, v.16, n.6, p. 997-1005, Nov./Dez. 2014. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0034-737x201400060016&script=sci_arttext>. Acesso em: 12 de outubro de 2015.

LUCHESE, E. B.; FAVERO, L. O. B.; LENZI, E. **Fundamentos de química do solo**. 1ª Edição. 182p. Rio de Janeiro – RJ, Livraria Freitas Bastos, 2001.

LUZ, F. B. da; ORTIGARA, C.; MORAES, M. T. de; PIRES, C. A. B.; SOMAVILLA, A.; SILVA, V. R. da; Atributos químicos e físicos de um latossolo após a aplicação de dejetos de suínos. **Journal of Agronomic Sciences**, Umuarama – PR, v.4, n.2, p.224-237, Jun./2015. Disponível em: <<http://www.dca.uem.br/v4n2/20.pdf>>. Acesso em: 21 de Junho de 2015.

MAGGI, C. F.; FREITAS, P. S. de L.; SAMPAIO, S. C.; DIETER, J. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Campina Grande – PB, v.15, n.2, p.170-177, Jun./Jul. 2011. Disponível em: <<http://www.scielo.br/scielo/v15n2/pdf>>. Acesso em: 27 de Março de 2015.

MALMANN, F. J. K., SANTOS, D. R. dos; CERETTA, C. A., CELLA, C.; SIMUNEK, J.; VAN OORT, F. Modeling field-scale vertical movement of zinc and copper in a pig slurry-amended soil in Brazil. **Journal of Hazardous Materials**, New York – US, Environmental Control, Risk Assessment, Impact Management, Elsevier Inc. n. 243, p.223-231, 2012. Disponível em: <http://www.pcprogress.com/Documents/Jirka/Mallmann_et_al_JHZ_2012.pdf>. Acesso em: 03 de Dezembro de 2015.

MALISZEWSKA, K. B.; WILSON, M. J. Soil quality, sustainable agriculture and environmental security in Central and Eastern Europe. **NATO Science Partnership - Subseries 2**, Berlin – DE, Springer Science and Business Media Publisher, v.69, Issue 1, p.1303-1326, Sept/2000. Disponível em: <<https://www.amazon.co.uk/gp/reader/series/5654.pdf>>. Acesso em: 13 de Setembro de 2015.

MANGIERI, V. R. L.; TAVARES FILHO, J. Solid waste disposal in the soil: Effects on the physical chemical and organic properties of soil. **Revista Semina: Ciências Agrárias**, Londrina – PR, v.36, n.2, p.747-764, Mar./Abr. 2015. Disponível em: <http://www.tratamentodeagua.com.br/R10/Lib/Image/art_1342163732_disposicao_residuos.pdf>. Acesso em: 17 de Agosto de 2015.

MARTINS, C. A. da S.; NOGUEIRA, N. O.; RIBEIRO, P. H.; RIGO, M. M.; CANDIDO, A. de O. A dinâmica de metais pesados no solo. **Revista Brasileira de Agrosciências**, Pelotas – RS, v. 17, n.3-4, p.383-391, Jul./ Set. 2011. Disponível em: <<https://periodicos.ufpel.edu.br/index.php/CAST/article/.../1910.pdf>>. Acesso em: 11 de Outubro de 2015.

MASCARENHAS, L. C. A.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasas, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro – RJ, v.9, n.1, p.45-54, Jan./Fev. 2004. Disponível em: <<http://www.abes-dn.org.br/publicações/engenharia/resaonline/v9n1a04.pdf>>. Acesso em: 14 de Janeiro de 2015.

MATOS, A. T. de; LEMOS, A. F.; BARROS, F. M. Mobilidade de nitrato em solos de rampas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial. **Revista Engenharia na Agricultura**, Viçosa – MG, v.12, n.1, p.57-65, Jan./Mar. 2004. Disponível em:

<http://www.gpqa.ufv.br/Publicacoes/Escoamanto/Mobilidade_nitrato_solos_rampas_tratamento.pdf>. Acesso em: 13 de Fevereiro de 2016.

MATOS, F. de M.; SILVA, D. de F.; ANDRADE, C. de L. T.; ALVES, M. B.; CONCEIÇÃO, O. da P. Uso de dejetos líquidos de suínos na melhoria das condições físico - hídricas do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. 33. 2011. Uberlândia MG, **Anais Eletrônico**, Universidade Federal de Uberlândia – UFU, Uberlândia – MG, p. 405-409, Jul./Agost. 2011. Disponível em: <<http://www.alice.cnptia.embrapa/handle/doc/898657>>. Acesso em: 08 de Agosto de 2014.

MATTIAS, J. L. **Metais pesados em solos sob a aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina**, 2006. 165p. Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo - Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Santa Maria – RS, 2006. Disponível em: <http://cascavel.cpd.ufsm.br/tede/tde_arquivos/1/...02.../Tese%20Mattias-PDF-Dez-2006.pdf>. Acesso em: 13 de Junho de 2016.

MATTIAS, J. L.; CERETTA, C. A.; NESI, C. N.; GIROTTO, E.; TRENTIN, E. E.; LOURENZI, C. R.; VIEIRA, R. C. B. Cobre, zinco e manganês em solos de duas microbacias hidrográficas do Estado de Santa Catarina com uso intensivo de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v. 34, n.4, p.1445-1454, Jul/Agos. 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v34n4/40.pdf>>. Acesso em: 12 de Julho de 2015.

MENDES, W. da C.; ALVES JÚNIOR, J.; CUNHA, P. C. R. da; SILVA, A. R. da; EVANGELISTA, A. W. P.; CASAROLI, D. Lixiviação de nitrato em função de lâminas de irrigação em solos argiloso e arenoso. **Brazilian Journal of Irrigation and Drainage**, Botucatu – SP, v.1, n.2. p.47-56, 2015. Disponível em: <<http://revistas.fca.unesp.br/index.php/irriga/article/view/2034/1285>>. Acesso em: 13 de Dezembro de 2015.

MENEZES, J. F. S.; KONZEN, E. A.; SILVA, G. P.; ALVARENGA, R. C.; SANTOS, S. C. G.; PIMENTA, F. F.; LOPES, J. P. C.; ANDRADE, C. L. T. Aproveitamento de dejetos de suínos na produção agrícola e monitoramento do impacto ambiental. **Boletim Técnico Nº 06**, Universidade Rio Verde - URV, Rio Verde – GO, 46p. 2007. Disponível em: <<http://www.ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/boletim/tecnico/n06.pdf>>. Acesso em: 11 de Abril de 2015.

MENEZES, J. F. S.; VANIN, A.; LIMA, L. de M.; SHINAYDER, C. G. S. 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. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS. 29. 2010. Guarapari - ES. **Artigo Eletrônico FERBIO**, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – SBCS, Viçosa MG, p.416-427, 2010. Disponível em: <<http://www.ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/26043/1/1420.pdf>>. Acesso em: 03 de Dezembro de 2014.

MERRINGTON, G.; WINDERL, L.; PERKINSON, R.; REDMAN, M. **Agricultural pollution** – Environmental problems and practical solutions, Fourth Edition, London - GB,

Taylor and Francis Group, 244p. 2005. Disponível em: <<https://books.google.com.br/agricultural+pollution+enviromental+problemsl+and+practical+solutions.pdf>>. Acesso em: 11 de Setembro de 2015.

MIELE, M.; **Contratos, especialização, escala de produção e potencial poluidor na suinocultura do Estado de Santa Catarina**. 2006. 278p. Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Agronegócios - Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Porto Alegre - RS, 2006. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/10183/7244.pdf>>. Acesso em: 01 de julho de 2014.

MIRANDA, A. P. **Suínos em fase de crescimento alimentados com milho ou sorgo: desempenho, digestibilidade e efeitos na digestão anaeróbia**. 2009. 123p. Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Produção Animal - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista - UNESP, Jaboticabal – SP, 2009. Disponível em: <<http://www.fcav.unesp.br/download/pgtrabs/zoo/d/2317.pdf>>. Acesso em: 10 de julho de 2013.

MIRANDA, C. R. de; ZARDO, A. O.; GOSMANN, H. A. Uso de dejetos de suínos na agricultura. **Instrução Técnica para o Suinocultor Nº 11**, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA - CNPSA, Concórdia – SC, 1ª Edição, 5p. Mar./1999. Disponível em: <<http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/recursos/itsu011-fertilizanteID-NppyQKHNXo.pdf>>. Acesso em: 12 de Agosto de 2014.

MIRANDA, J. H. de; DUARTE, S. N. Modelo para simulação da dinâmica de nitrato em colunas verticais de solo não saturado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v.6, n.2, p.235-241, Agos./2001. Disponível em: <<http://www.scielo.br/rbeaa/v6n2/v6n2a9.pdf>>. Acesso em: 10 de Agosto de 2014.

MIYAZAWA, M.; BARBOSA, G. M. C. Dejeito líquido de suíno como fertilizante orgânico. **Boletim Técnico Nº 84**, Instituto Agrônomo do Paraná – IAPAR, Londrina PR, 32p. 2015. Disponível em: <http://www.iapar.br/arquivos/File/banner%20pequeno/dejeito_suinoa.pdf>. Acesso em: 11 de Dezembro de 2015.

MIYAZAWA, M.; BARBOSA, G. M. C.; PARRA, M. S. Lixiviação de nitrogênio no solo pela aplicação de dejeito de suíno. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE RESÍDUOS DE ANIMAIS. 1. 2009. Florianópolis – SC, **Anais Eletrônico**, Sociedade Brasileira dos Especialistas nos Resíduos das Produções Agropecuária e Agroindustrial – SBERA. Concórdia - SC, v.2, n.3, p.143-147, 2009. Disponível em: <<http://www.sigera.org.br>>. Acesso em: 22 de Junho de 2013.

MONTIBELLER, J. A.; AMARAL SOBRINHO, N. M.; PANDOLFO, C.; VEIGA, M. Chumbo em nitossolo vermelho fertilizado com dejeito líquido de suínos, sob sistemas de manejo de fitomassa. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS – SIGERA. 4. 2015. **Anais Eletrônicos**, Sociedade Brasileira dos Especialistas em Resíduos das Produções Agropecuária e Agroindustrial – SBERA, Rio de Janeiro – RJ, v.2, n.2, 125-129, 2015. Disponível em: <http://www.researchgate.net/publication/282135245_Chumbo_em_Nitossolo_fertilizado_com_Dejeito_Líquido_de_Suínos_sob_Sistemas_de_Fitomassa.pdf>. Acesso em: 12 de Junho de 2013.

MONTENEGRO, A. A. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L. Variabilidade espacial de classes de textura, salinidade e condutividade hidráulica de solos em planície aluvial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v.10, n.1, p. 30-37, Mar./Abr. 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/%OD/rbeaa/v10n1/v10n1a05.pdf>>. Acesso em: 23 de Outubro de 2015.

MORAES, M. T. de; ARNUTI, F.; SILVA, V. R. da; SILVA, R. F. da; BASSO, C. J.; DA ROS, C. O. Dejetos líquidos de suínos como alternativa a adubação mineral na cultura do milho. **Revista Semina: Ciências Agrárias**, Londrina – PR, v. 35, n.6, p.2945-2954, Nov./Dez. 2014. Disponível em: <http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/semanaagrarias/article/.../pdf_519>. Acesso em: 16 de Julho de 2015.

MORVAN, T.; NICOLARDOT, B. Role of organic fractions on C decomposition and N mineralization of animal wastes in soil. **Biology and Fertility of Soils Journal**, Berlin – GE, v.45, Issue 5, p. 477-486, Mar./ 2009. Disponível em: <<http://prondinra.inra.fr/record/30015.pdf>>. Acesso em: 20 de Junho de 2015.

MOURA, B. N.; SILVA, D. de F.; ANDRADE, C. de L. de T.; GOTT, R. M.; AMARAL, T. A. Dejetos líquidos de suínos como fonte suplementar de fósforo e potássio para a cultura do milho em sistema de sequeiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 33. 2010. Uberlândia – MG, **Resumos Expandidos**, Universidade Federal de Uberlândia – UFU, Uberlândia – MG, p.1331-1349, 2012. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/40501/1/Dejetos-líquidos-1.PDF>>. Acesso em: 13 de Março de 2015.

NACKE, H. **Remoção de íons metálicos de soluções aquosas utilizando adsorventes obtidos da biomassa do pinhão manso**. 196p. 2014. Tese de Doutorado do Programa de Pós – Graduação em Agronomia – Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, Marechal Cândido Rondon – PR, 2014.

NAVA, A. I. **Produtividade de soja em função da aplicação de fertilizantes comerciais com diferentes fontes de zinco e fitodisponibilidade dos metais pesados tóxicos, cádmio, chumbo e cromo**. 2008. 48p. Dissertação de Mestrado no Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE, Marechal Cândido Rondon – PR, 2008. Disponível em: <<http://tede.unioeste.br/tede/tde-arquivos/3/TDE-2009-07-10T140509Z-322/Publico/IvairAndréNava.pdf>>. Acesso em: 06 de Dezembro de 2014.

NEIVERTH, C. A. **Lixiviação de nitrato e amônio em colunas indeformadas de solos de uma pedossequência do Estado do Paraná**. 2013. 114p. Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciências – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, ESALQ – USP, Piracicaba – SP, 2013. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11140/tde-02102013-142210/pt-br.php>>. Acesso em: 31 de Março de 2015.

OLIVEIRA, J. G. R. de; BARBOSA, G. M. de C.; FILHO, J. T.; TORRES, E. C. Perda de solo e água e riscos ambientais da concentração de nutrientes no escoamento superficial em solo cultivado no sistema de plantio direto e submetido a adubações orgânica e mineral. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife – PE, v.8, n.1, p.93-112, Jan./Fev. 2015. Disponível em: <<http://www.revista.ufpe.br/rbgfe/index.php/revista/article/viewFile/1359/692>>. Acesso em: 12 de Outubro de 2015.

OLIVEIRA, J. L. R. **Utilização de filtros no polimento de lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos de suínos**. 363p. 2008. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental - Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis - SC, 2008. Disponível em: <<http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/91298>>. Acesso em: 22 de Julho de 2013.

OLIVEIRA, M. F. de; RUIZ, H. A.; SOUZA, A. P. de; Lixiviação do imazapyr em colunas de solo e sua atividade em plantas de sorgo. **Revista Agropecuária Técnica**. João Pessoa – PB, v.3, n.1e 2, Jan./Dez. 2002. Disponível em: <http://www.cca.ufpb.br/revista/pdf/2002_2.pdf>. Acesso em: 01 de Abril de 2015.

OLIVEIRA, P. A. V. de; SILVA, A. da P.; PERDOMO, C. C. Aspectos construtivos na produção de suínos visando aos aspectos ambientais de manejo dos dejetos. **Informações Tecnológicas sobre Gestão Ambiental da Suinocultura**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA - AINFO, Brasília – DF, p. 177 – 215, 2007.

OLIVEIRA, P. A.V. de; HIGARASHI, M. M. Geração e utilização de biogás em unidades de produção de suínos. **Documentos 115**, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA - CNPSA, Concórdia- SC, v.1, n.1, 1ª Edição, 42p. Set. 2006. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_publicacoes/publicação-1417t4.PDF>. Acesso em: 10 de Janeiro de 2015.

ORRICO JÚNIOR, M. A. P. **Biodigestão anaeróbia e compostagem de dejetos de suínos, com e sem separação de sólidos**. 2008. 93p. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Zootecnia - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista - UNESP, Jaboticabal – SP, 2008. Disponível em: <<http://www.fcav.unesp.br/3346.pdf>>. Acesso em: 22 de Julho de 2013.

ORRICO JÚNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JUNIOR, de J. Avaliação dos parâmetros da biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos alimentados com dietas à base de milho e sorgo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal – SP, v.30, n.4, p.600-607, Jul./ Ago. 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/eagri/v30n4/04.pdf>>. Acesso em: 20 de junho de 2014.

PACHECO, A. P. **Água residuária de suinocultura aplicada em cobertura na cultura do milho com cultivo sequencial de aveia preta**. 2012. 62p. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola – Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, Cascavel - PR, 2012. Disponível em: <<http://tede.unioeste.br/tede/tde-arquivos/1/TDE-2013-01-25T160014Z-879/Publico/Fabio.pdf>>. Acesso em: 03 de Março de 2015.

PALÁCIO, S. M.; RICHTER, L. M.; ZENATTI, D. C.; TOMIMITSU, T. A. B.; NOGUEIRA, D. A. Degradação de resíduos orgânicos provenientes da suinocultura

empregando o processo de bioaumentação. **Revista Engevista**, Rio de Janeiro – RJ, v.14, n.2, p.155-164, Agos./ 2012. Disponível em: <http://www.gpqa.ufv.br.../Mobilidade_nitrato_solos_rampas_tratamento.pdf>. Acesso em: 13 de Março de 2015.

PALHARES, J. C. P. Legislação ambiental e produção de suínos: As experiências internacionais. **Revista FEPAM**, Porto Alegre – RS, Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – (FEPAM), v.3, n.1, p.19-27, Jan./Jul. 2009. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/fepamemrevista/downloads/Revista_2009_v3n1.pdf>. Acesso em: 07 de Setembro de 2014.

PARANÁ. **Resolução SEMA/IAP N° 031, de 24 de Agosto de 1998**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos – SEMA, Instituto Ambiental do Paraná – IAP. Disponível em: <<http://www.iap.pr.gov.br/legislação>>. Acesso em: 21 de Julho de 2014.

PARANÁ. Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento (SEAB). Departamento de Economia Rural (DERAL), Análise da Conjuntura Agropecuária - Suinocultura, **Prognósticos “On Line”** Curitiba - PR, 131p. Postado em 8 de Março de 2014. Disponível em: <<http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/prognosticos/Suinocultura.2012.2013.2014.pdf>>. Acesso em: 05 de Janeiro de 2015.

PARANÁ. Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento (SEAB). - Departamento de Economia Rural (DERAL), Análise da Conjuntura Agropecuária - Suinocultura, **Prognósticos “On Line”**. Curitiba _PR, 88p. Postado em 03 de Fevereiro de 2013. Disponível em: <http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/prognosticos/Suinocultura_2012_2013.pdf>. Acesso em: 05 de Janeiro de 2015.

PARKER, J. C.; VAN GENUCHTEN, M. T. Determining transport parameters from laboratory and field tracer experiments. 3th Edition, Blacksburg – US, **Virginia Agricultural Experiment Station**, Virginia – US, 2th Edition, 89p. May./ 1984. Disponível em: <https://vetecbworks.lib.ut.edu/bitstream/handle/10919/56284/VAES_Bulletin_84_3_.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 12 de Setembro de 2015.

PEGORARO, T. SAMPAIO, S. C. TAVARES, M. H. COELHO, S. R. M. CARNEIRO, L. J. PALMA, D. **Transporte de nitrato via percolação e escoamento superficial em nabo forrageiro fertigado com águas residuárias da suinocultura**. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS. 2. 2011. Foz do Iguaçu – PR, **Resumos Eletrônicos**, Sociedade Brasileira de Especialistas em Resíduos Agropecuários e Agroindustriais – SBERA, Florianópolis – SC, p.456-459, 2011. Disponível em: <<http://www.sbera.org/2sigera/obras/t046.pdf>>. Acesso em: 24 de Junho de 2014.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M.; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA. 9. 2001. Gramado – RS, **Anais Eletrônicos**, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA – CNPSA, Concórdia - SC, p.8-24, 2001. Disponível em:

<http://www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_publicacoes/anais0104_perdomo.pdf>. Acesso em: 06 de Junho de 2013.

PERDOMO, C. C.; OLIVEIRA, P. A. V. de; KUNZ, A. Sistemas de tratamento de dejetos de suínos: inventário tecnológico. **Documento 85**, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA – CNPSA, Concórdia - SC, 1ª Edição, 83p. 2003. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/preventiva/inventario_tecnologico_sistemas_tratamento.pdf>. Acesso em: 06 de Junho de 2013.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, M. M. C.; MONTERANI, F. Evaluation of physical-chemical performance of UASB reactor in removing pollutants of pig waste water. **Revista Ambiente e Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté – SP, v.5, n.1, p. 79-88, Mar./ 2010a. Disponível em: <http://www.ambi-agua.net/ser/index.php/ambi-agua/article/viewFile/272/pdf_318>. Acesso em: 19 de Maio de 2015.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, M. M. C.; MONTERANI, F. Physical-chemical and operational performance of anaerobic reactor (ABR) treating swine waste water. **Revista Acta Scientiarum Technology**, Maringá- PR, v.32, n.4, p.399-405 Out./ 2010b. Disponível em: <<http://www.periodicos.uem.br/ojs/index/ActaSciTechnology/v32n4/pdf>>. Acesso em: 19 de Maio de 2015.

PEREIRA, E. R.; DEMARCHI, J. J. A. de A.; BUDIÑO, E. L. A questão ambiental e os impactos causados pelos afluentes da suinocultura. **Artigo eletrônico em hipertexto Infobibos – Informações Tecnológicas**. Rio de Janeiro – RJ, 5p. Postado em 14 de Agosto de 2009. Disponível em: <<http://www.infobibos.com/Artigos/20093/QAmbiental/index.htm>>. Acesso em: 8 de Janeiro de 2015.

PIERZYNSKI, G. M.; VANCE, G. F. Bioavailability and fate of trace elements in long-term residual – Amended soil studies. Section 1, Chapter 1, p.3-20. In: KIRKHAM, M. B.; ISKANDAR, I. K. (Org.) **Trace elements in soil – Bioavailability flux, and transfer**. New York - US, First Edition, Lewis Publishers and CRC Press, 304p. 2001. Disponível em: <<https://books.google.com.br/trace+elements+in+soil+bioavailability+flux+and+transfer+Pierzynski+Vance.pdf>>. Acesso em: 15 de Setembro de 2015.

PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soils and environmental quality**. New York - US, Third Edition, Taylor & Francis Group and CRC Press, 573p. 2005. Disponível em: <<https://books.google.com.br/soils+and+environmental+quality.pdf>>. Acesso em: 14 de Setembro de 2015.

PIOVESAN, R. P.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; MOTTA, A. C. V.; REISSMANN, C. B. Perdas de nutrientes via subsuperfície em colunas de solo sob adubação mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.33, n.4, p.757-766 Jul./Agos. 2009. Disponível em: <<http://www.scielo.br/rbcs/v33n4/02.pdf>>. Acesso em: 12 de Setembro de 2015.

PINTO, A. C. A.; RODRIGUES, L. S.; OLIVEIRA, P. R.; VON SPERLING, M.; CRISÓSTOMO, C.M.; SILVA, I. J.; Eficiência de lagoas de polimento pós-tratamento de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Arquivo Brasileiro**

de Medicina Veterinária e Zootecnia, Belo Horizonte – MG, v.66, n.2, p.360-366, Mar./Abr. 2014. Disponível em: <<http://www.scielo.br/scielo.php/abmz/v66n2/06.pdf>>. Acesso em: 11 de Junho de 2015.

POGGIO, D.; FERRER, I.; BATET, L. I.; VELO, E. Adaptación de biodigestores tubulares de plástico a climas fríos. **Livestock Research for Rural Development Magazine**, Cali – CO, v.21, n.9, p.2014-2041, Set./2009. Disponível em: <<http://www.1rrd.org/1rrd21/9/pogg21152htm>>. Acesso em: 10 de Julho de 2015.

PORT, O.; GIACOMINI, S. J.; AITA, C. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília – DF, v.38, n.7, p.857-865, Jul./2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf%OD/pab/v38n7/18208.pdf>>. Acesso em: 05 de Dezembro de 2014.

PRIMAVESI, O. PRIMAVESI, A. C. CORREIRA, A. SILVA, A. da G. CANTARELLA, H. Lixiviação de nitrato em pastagem de “coastcross” adubada com nitrogênio, **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa – MG, v.35, n.3, p.683-690, Fev./Mar. 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/scielo.php>>. Acesso em: 23 de Julho de 2013.

PRIOR, M. **Efeito da água residuária de suinocultura no solo e na cultura do milho**. 2008, 112p. Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – UNESP, Botucatu – SP, 2008. Disponível em: <<http://www.pg.fca.unesp.br/Teses/PDFs/Arq0268.pdf>>. Acesso em: 07 de Abril de 2015.

QUEIROZ, F. M. de; MATOS, A. T. de; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A. de; Características químicas do solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria – RS, v.34, n.5, p.1487-1492, Jun./ 2004. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cr/v34n5/a24n34n5.pdf>>. Acesso em: 08 de Setembro de 2014.

RANZI, T. J. D.; ANDRADE, M. A. N. Estudo de viabilidade de transformação de esterqueiras e bioesterqueiras para dejetos de suínos em biodigestores rurais visando o aproveitamento do biofertilizante e do biogás. **Revista Engenharia no Meio Rural**, São Paulo – SP, v.1, n.5, p.58-60, Set./ 2004. Disponível em: <<http://www.proceedings.scielo.br/pdf/agrener/n5v1/058.pdf>>. Acesso em: 26 de Setembro de 2015.

REICHART, A.; TAVARES FILHO, J.; BRITO, O. R.; LLANILO, R.F.; FERREIRA, R. Compactação do Solo: Causas e efeitos. **Revista Semina Ciências Agrárias**, Londrina – PR, v.26, n.3, p. 321-344, Jul./Set. 2005. Disponível em: <<http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/semagrarias/v26n3/v26n03a04/.pdf>>. Acesso em: 26 de Setembro de 2015.

REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. Propriedade físicas do solo. **Artigo “On Line”** Departamento de Física do Solo da Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Santa Maria – RS, 18p. Postado em Maio de 2006. Disponível em: <http://www.ago.ufg.br/up/68/o/An_lise_da_zona_nao_saturada_do_solo_artigo.pdf>. Acesso em: 12 de Novembro de 2015.

RIBEIRO, K. D.; MENEZES, S. M.; MESQUITA, M. da G. de F.; SAMPAIO, F de M. T. Propriedades físicas do solo, influenciadas pela distribuição de poros, de seis classes de solos

da Região de Lavras – MG. **Revista Ciências Agrotécnicas**, Lavras – MG, v.31, n.4, p. 1167-1175, Jul./Agost. 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cagro/v31n4/33.pdf>>. Acesso em: 13 de Novembro de 2015.

RICARDO, C. M. **Avaliação econômica de biodigestor de fluxo tubular, com sistema de recirculação no tratamento de dejetos de suínos**. 2012. 71p. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola - Universidade Federal de Lavras, Lavras – MG, 2012. Disponível em: <<http://repositorio.ufla.br/bitstream/1/410-versão.pdf>>. Acesso em: 25 de Maio de 2014.

RIZZARDI, A. S.; RIGHES, A. A.; KEMERICH, P.I. da C.; SILVA, R. F. da; SANTOS, S. A. dos; BORBA, W. F. de; Atributos físicos e fluxo de água em solos da Bacia Hidrográfica do Rio Vacacaí – Mirim – RS. **Revista Monografias Ambientais**, Santa Maria – RS, v.13, n.5, Edição Especial, p.3690-3701, Set./2014. Disponível em: <<http://cascavel.ufsm/revistas/ojs-2.2.2/index.php/remoa/.../pdf>>. Acesso em: 14 de Novembro de 2015.

RODRIGUES, C.; OLIVEIRA, V. A. de; SILVEIRA, P. M. da; SANTOS, G.G. Dispersantes químicos e pré-tratamentos na avaliação do teor de argila de solos de diferentes mineralogias. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, n.5, p.1589-1596, Set./ Out. 2011. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v35n5/a13v35n5.pdf>>. Acesso em: 26 de Maio de 2015.

SANTANA, A. M. de; OLIVEIRA, R. A. de; Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura. **Revista de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal – SP, v. 25, n.3, p.817-830, Set./ Dez. 2005, Disponível em: <<http://www.scielo.br/scielo/.php/eagri/v5n3/28079.pdf>>. Acesso em: 11 de Julho de 2014.

SANTOS, C. S. dos; MONTENEGRO, A. A. de A.; RODRIGUEZ, R. A. S.; SANTOS, D. D.; MONTEIRO, A. L. N. Construção, instalação e calibração de lisímetro de lençol freático de carga constante na região Semiárida de Pernambuco. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, Fortaleza – CE, v.9, n.5, p.292-299, Set./Out. 2015. Disponível em: <<http://www.inovagri.org.br/revista/article/v9n5.pdf>>. Acesso em: 05 de Março de 2015.

SANTOS, D. da S.; ARRUDA, E. M.; MORAES, E. R de.; FRANCO, F. O.; ARAÚJO, J. R.; RESENDE, T. M.; BORGES, E. N.; RIBEIRO, B. T. Atributos físicos e matéria orgânica de áreas do latossolo utilizados para a atividade pecuária no bioma cerrado. **Revista Bioscience Journal**, Uberlândia – MG, v.28, n.4, p.500-508, Jul./Agos. 2012. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/download/.../9739>>. Acesso em: 03 de Março de 2014.

SANTOS, H. R. dos; **Lixiviação de nitrato em colunas de solo com diferentes densidades aparentes e fontes de efluente líquido de tratamento de esgoto doméstico**. 2011. 53p. Dissertação de Mestrado no Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal no Semiárido. - Universidade Estadual de Montes Claros – UNIMONTES, Janaúba – MG, 2011. Disponível em: <http://www.producaovegetal.com.br/arquivos_upload/editor/file/dissertacao.pdf>. Acesso em: 07 de Julho de 2013.

SANTOS, M. A. A. dos; SCHIMIDT, BITENCOURT, V. C.; MAROSO, M. T. D. Esterqueiras avaliação físico-química e microbiológica do dejetos de suíno armazenado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**. Jaboticabal – SP, v. 27, n.2, p.855-869,

Mai./Ago. 2007. Disponível em:
 <http://www.scielo.br/scielo.php?scrip=sci_arttext&pid=So100-691620070003000024>.
 Acesso em: 09 de Janeiro de 2015.

SCHEFFER-BASSO, S. M.; SCHERER, C. V.; ELLWANGER, M. de F. Resposta de pastagens perenes à adubação com chorume suíno: pastagem natural. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa – MG, v37, n.2, p.221-227, Mar./ 2008. Disponível em:
 <<http://www.scielo.br/pdf/rbz/v37n2/07.pdf>>. Acesso em: 08 de Outubro de 2014.

SCHERER, E. E. Aproveitamento do esterco de suínos como fertilizante. **Documento 9**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA - CNPSA, Concórdia – SC, v.1, n.1, p.91-101, Set./2000. Disponível em:
 <http://www.cnpsa.embrapa/pnma/pdf_doc/9_EloiScherer.pdf>. Acesso em: 01 de Março de 2015.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; NESI, C. N. Propriedades químicas de um latossolo vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.31, n.1, p.123-131, Jan./Fev. 2007. Disponível em:
 <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v31n1/31.pdf>>. Acesso em: 04 de Dezembro de 2014.

SCHERER, E. E.; NÉSI, C. N. Características químicas de um latossolo sob diferentes sistemas de preparo e adubação orgânica. **Revista Bragantia**, Campinas - SP, v.68, n.3, p.715-721, Set./2009. Disponível em: < <http://www.redalyc.org/pdf/908/90811757019.pdf>>.
 Acesso em: 12 de Outubro de 2015.

SCHERER, E. E.; NÉSI, C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciado por sucessivas aplicações de dejetos de suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.34, n.4, p.1375-1383, Jul./Agos. 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v34n4/34.pdf>>. Acesso em: 04 de Dezembro de 2014.

SCHIRMANN, J.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; PUJOL, S. B.; GIACOMINI, D. A.; GONZATTO, R.; OLIVO, J. Inibidor de nitrificação e aplicação parcelada de dejetos de suínos nas culturas de milho e trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.37, n.1, p.271-280, Fev./2013. Disponível em: <<http://www.sbc.org.br/wp-content/uploads/2013/02/v37n1a28.pdf>>. Acesso em: 16 de Julho de 2015.

SCHNEIDER, V. E.; PERESIN, D.; TRENTIN, A. C.; BERTOLIN, T. A.; SAMBUICHI, R. H. R. Diagnóstico dos resíduos orgânicos do setor agrossilvopastoril e agroindustriais associados. **Relatório Técnico de Pesquisa**, Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada – IPEA, Brasília – DF, 1ª Edição, 134p. 2012. Disponível em:
 <<http://www.ipea.gov.br/agencia/imagens/stories/PDFs/relatoriopesquisa/120917-relatorio-residuos-organicos.pdf>>. Acesso em: 01 de Março de 2015.

SCLULTZ, G. Boas práticas ambientais na suinocultura – Série agronegócios. **Cartilha do Serviço de Apoio às Micro e Pequenas Empresas do Estado do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre – RS, Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas - SEBRAE/RS, 44p. 2007. Disponível em: <[http://201.2.114.147/bds/bds.nsf/.../\\$File/suinocultura/.pdf](http://201.2.114.147/bds/bds.nsf/.../$File/suinocultura/.pdf)>. Acesso em: 15 de Novembro de 2014.

SEGANFREDO, M. A. A adubação com dejetos de suínos melhora ou polui o solo? **Artigo eletrônico “On Line”**, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA - CNPSA, Concórdia – SC, 22p. 2012. Disponível em: <<http://www.suínos.com/embrapa/cnpsa-00001.htm>>. Acesso em: 12 de Agosto de 2013.

SEGAT, J. C. **Avaliação ecotoxicológica do uso de dejetos de suínos em solos de Santa Catarina**. 2012. 129p. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciências - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz” da Universidade de São Paulo - USP, Piracicaba - SP, 2012. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11140/.../Julia_Cora_Segat.pdf> Acesso em: 24 de Março de 2015.

SERAFIM, R. S. **Produção e composição da *Brachiaria Brizantha* cv Marandu adubada com água residuária de suinocultura**. 2010. 89p. Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista – UNESP, Jaboticabal – SP, 2010. Disponível em: <<http://www.cigeneticabovina.com.br/pe/67c1dd808b55573dd68bb281942c.pdf>>. Acesso em: 04 de Março de 2015.

SERAFIM, R. S.; GALBIATTI, J. A.; Efecto de la aplicacion de la agua residual porcina em el pasto *Brachiaria Brizantha* CV Marandu, **Revista Colombiana de Ciência Animal**, Logroño – La Rioja – ES, v.4, n.1, p.185-203, 2012. Disponível em: <<http://www.dialnet.unirioja.es/descarga/3969184.pdf>> Acesso em: 24 de Março de 2015.

SERVIÇO BRASILEIRO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS – SEBRAE, Bom jogo para a suinocultura. **Boletim Eletrônico Informativo do SEBRAE – Agronegócio**, São Paulo – SP. 72p. Postado em 11 de Julho de 2014. Disponível em: <<http://www.sebrae2014.com.brq/Sebrae/Sebrae%2014ao2014-07-11-BO-Agronegocio-Bom-jogo-para-a-suinocultura.pdf>>. Acesso em: 11 de Abril de 2014.

SILVA, A. J. P. da; **Estimação da percolação em lisímetro de drenagem e evapotranspiração da bananeira usando TDR**. 2013. 108p. Tese de Doutorado do Programa de Pós Graduação em Ciências Agrárias - Universidade Federal do Recôncavo da Bahia - UFRB, Cruz das Almas – BA, 2013. Disponível em: <<http://repositorio.ufrb.edu.br/bitstream/123456789/812/1/TESE.Alisson.Jadavi.pdf>>. Acesso em: 15 de Outubro de 2015.

SILVA, D. de F.; ANDRADE, C. L. T. de; RESENDE, A. V.; HICKMANN, C. AMARAL, T. A.; ALVES, M. E. B. Nitrogen dynamics in soils cultivated with maize fertilizaed with pig slurry. **Revista Ambiente e Água. An Interdisciplinary Journal of Applied Science**. Taubaté – SP, v.7, n.1, p.9-23, Jan./Mar. 2012. Disponível em: <<http://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/consulta/busca?b..1>>. Acesso em: 13 de Março de 2015.

SILVA, H. W. da; A tecnologia da biodigestão anaeróbia na produção de biogás gerado por dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, Viçosa – MG, v.3, n.1, p.56-60, Jul./ 2013. Disponível em: <http://www.rbas.com.br/pdf/revista_5_artigo_114.pdf>. Acesso em: 03 de Novembro de 2014.

SILVA, M. A. S. da; MAFRA, A. L.; ALBUQUERQUE, J. A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, N. Atributos físicos do solo relacionados ao armazenamento de água em um argissolo vermelho sob diferentes sistemas de preparo. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria – RS, v.35, n.3, p.544-552, Mai./Jun. 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cr/v35n3/a09v35n3.pdf>>. Acesso em: 13 de Novembro de 2015.

SILVA, N. F. da; LELIS NETO, J. A.; TEIXEIRA, M. B.; SOARES, F. A. L.; MIRANDA, J. H. de; COELHO, R. D. Distribuição de solutos em colunas de solo com vinhaça. In: WORKSHOP INTERNACIONAL DE INOVAÇÕES TECNOLÓGICAS NA IRRIGAÇÃO. 4. 2012. Fortaleza - CE, **Resumos Eletrônicos**, Universidade do Estado de São Paulo – UNESP, Ilha Solteira – SP, p.412-418, 2012. Disponível em: <<http://www.inovagri.org.br/meeting2012/wp-content/uploads/2012/06/Protocolo379.pdf>>. Acesso em: 23 de Novembro de 2015.

SILVA, V. M. da; RIGO, M. M.; MARTINS SILVA, C. A. da; MENDONÇA, E. de S. Impacto da adubação orgânica sobre os estoques de carbono e nitrogênio e a qualidade da matéria orgânica no solo. **Revista Enciclopédia da Biosfera**, Goiânia – GO, v.8, n.14, p.654-664, Jul./ 2012. Disponível em: <<http://www.conhecer.org.br/enciclop/2012a/agrarias/impacto.pdf>>. Acesso em: 13 de Agosto de 2015.

SIMIONI, J.; COMIN, J. J.; SEGANFREDO, M. A.; INGANG, R. Riscos de contaminação do solo, águas subsuperficiais e fitotoxicidade às culturas por cobre e zinco aplicados via dejetos de suínos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. 12. 2002. São Paulo – SP, **Anais Eletrônicos**, Associação Brasileira de Águas Subterrâneas – ABAS, São Paulo – SP, p.1026-1047, 2002. Disponível em: <http://www.aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/viewfile/22560/14810.pdf>. Acesso em: 21 de Fevereiro de 2015.

SMANHOTTO, A. **Aplicação de água residuária tratada de suinocultura em solo cultivado com soja**. 2008. 107p. Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Faculdade de Ciências Agrônomicas da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – UNESP, Botucatu – SP, 2008. Disponível em: <<http://www.pg.fca.unesp.br/Teses/PDFs/Arq0325.pdf>>. Acesso em: 12 de Março de 2015.

SMANHOTTO, A. SOUZA, A. de P. SAMPAIO, S. C. NÓBREGA, L. H. P. PRIOR, M. Cobre e zinco no material percolado e no solo com a aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal – SP, v.30, n.2, p.692-697, Mar./Abr. 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/scielo.php>>. Acesso em: 04 de Dezembro de 2014.

SOUSA, F. A.; CAMPOS, A. T.; SILVA, E. B.; GANDINI, A. M. M.; CORRÊA, J. M.; Redução do potencial poluidor de dejetos de suínos em lagoas de estabilização em série. **Revista Bioscience Journal**, Uberlândia – MG, v.30 n.1, p.65-73, Jan./Fev. 2014. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/download/.../13683>>. Acesso em: 11 de Maio de 2014.

SOUSA, F. A.; CAMPOS, A. T.; SILVA, E. de B.; GANDINI, A. M. M.; CORRÊA, J. M.; GRAZIOTTI, P. H. Atividade microbiana e produção da lavoura cafeeira após a adubação com dejetos líquidos de suínos. **Revista Bioscience Journal**, Uberlândia – MG, v.30 n.4,

p.1041-1049, Jul./Agos. 2014. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/download/.../14751>>. Acesso em: 11 de Maio de 2015.

SOUZA, C. de F.; LUCAS JÚNIOR, J. de; FERREIRA, W. P. M. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos sob o efeito de três temperaturas e de dois níveis de agitação do substrato – Considerações sobre a partida. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal – SP, v.35, n.2, p. 530-539, Maio/Agos. 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/%OD/eagri/v.25n2/26516.pdf>>. Acesso em: 14 de Julho de 2014.

SOUZA, M. L. B.; LAGE FILHO, F. de A. Emprego de biodigestores anaeróbios no aproveitamento energético de resíduos de animais e controle da poluição. **Revista Oswaldo Cruz**, São Paulo – SP, v.2, n.3, p.410-417. Jun./Set. 2012. Disponível em: <http://www.revista.oswaldocruz.br/Contend/pdf/Maria_Luiza_Borges_Souza.pdf>. Acesso em: 24 do Outubro de 2014.

STEINER, F.; COSTA, M. S de M.; COSTA, L. A. de M.; PIVETTA, L. A.; CASTOLDI, G. Atributos químicos do solo em diferentes de sistemas de culturas e fontes de adubação. **Revista Global Science and Technology**, Rio Verde - GO, v.4, n.1, p.16-28, Jan./Abr. 2011. Disponível em: <<http://www.ifgoiano.edu.br/periodicos/index.php/gts/article/view/287/235.pdf>>. Acesso em: 14 de dezembro de 2014.

SUZEK, M.; SAMPAIO, S. C.; SANTOS, R. F.; NUNES, O. L. G. S.; GOMES, S. D.; MALLMANN, L. S. Uso de água residuária da suinocultura na biodigestão de resíduos verdes urbanos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v.9 (suplemento), p.176-180, Dez./2005. Disponível em: <http://www.agriambi.com.br/index_arquivos/PDF/176.pdf>. Acesso em: 22 de Agosto de 2014.

UNITED STATES OF AMERICA. United States Department of Agriculture – USDA, **Animal Production Research and Reports, Pork Resources Countries & Regions**, Whashington – US, 268p. 2014. Disponível em: <http://www.usda.gov/wps/portal/usda/usdahome?navid=ANIMAL_PRODUCTION>. Acesso em: 05 de Janeiro de 2015.

VALLADARES, R. Manual de biodigestão, **Manual “On Line” Winrock International Brasil**, Universidade do Estado da Bahia - UNEB. Salvador – BA, 21p. 2013. Disponível em: <http://www.neppa.uneb.br/textos/publicações/manuais/manual_biodigestor_winrock.pdf>. Acesso em: 14 de Dezembro de 2014.

VAN GENUCHTEN, M. T.; WIERENGA, J. P. Solute dispersion coefficients and retardation factors. Methods of soil analysis. In: HILLEL, D. (Org.). **Fundamentals of soil physics**. New York – US, 3th Edition, American Society of Agronomy: Soil Science Society of America and Academic Press, Part I, p.1025-1054. 1986. Disponível em: <<https://www.agronomy.org/Publications/Books/Methodsofsoilanlysis/Part1.pdf>>. Acesso em: 25 de Setembro de 2015.

VEIGA, M. da; PANDOLFO, C. M.; BALBINOT JÚNIOR, A. A. Cobe e zinco no solo e no tecido vegetal após nove anos de uso de fontes de nutrientes associadas a sistemas de manejo em um nitossolo vermelho. **Revista Agropecuária Catarinense**, Florianópolis – SC, v.25, n.2, p.35-39, Jul./2012. Disponível em: <<http://www.ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/101914.pdf>>. Acesso em: 21 de Setembro de 2014.

VELOSO, A. V.; CAMPOS, A. T.; MATTIOLI, M. C.; MARIN, D. B.; YANAGI JÚNIOR, T.; SILVA, E. B. Custo energético de construção de biodigestores para o tratamento de resíduos da suinocultura. SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS. 4. 2015. Rio de Janeiro – RJ. **Resumos Eletrônicos**, Sociedade Brasileira dos Especialistas em Resíduos das Produções Agropecuárias e Agroindustriais – SBERA, Rio de Janeiro – RJ, p.331-337, 2015. Disponível em: <http://www.sbera.org.br/4sigera/files/4.1_AlessandroVieraVeloso.pdf>. Acesso em: 22 de Agosto de 2015.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. H. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande – PB, v.14, n.3, p.320-325, Mar./Abr. 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/scielo.php>>. Acesso em: 30 de Junho de 2013.

WEILER, D. A.; AITA, C.; LONGHI, R.; GIACOMINI, S. J.; SANTOS, G. F.; OLIVO, J.; SCHMALZ, C. R.; DALAZEN, G. Avaliação do potencial de nitrificação e mineralização do nitrogênio de dejetos de suínos no solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31. (CD – ROM). 2007. Gramado – RS, **Anais**, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – SBCS, Viçosa – MG, p.396-399, 2007.

WEYDMANN, C. L. Externalidades e mudanças da regulamentação ambiental para a suinocultura norte americana: é possível no caso brasileiro? **Revista de Economia e Sociologia Rural**, Brasília – DF, v.43, n.2, p.287-305, Abr./Jun. 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/scielo.php>>. Acesso em: 07 de Janeiro de 2015.

CAPÍTULO II - ARTIGO 2: MOBILIDADE DE NITRATO EM SOLOS DO ESTADO DO PARANÁ SUBMETIDOS A APLICAÇÃO DE TAXAS DE DEJETOS BIOESTABILIZADOS DE SUÍNOS

ESUMO

Para avaliar a ocorrência de mobilidade do NO_3^- em profundidade mediante a intensiva aplicação de taxas de dejetos bioestabilizados de suínos em solos do Paraná foi realizado um estudo experimental com lisímetros de coluna contendo amostras indeformadas de solos do Paraná (Nitossolo Vermelho eutroférico, Latossolo Vermelho Arenoso distrófico, Latossolo Vermelho distrófico e Latossolo Bruno distrófico). O delineamento experimental utilizado foi do tipo inteiramente ao acaso (DIC) em fatorial $(5 \times 4 \times 3) \times 3$, cinco taxas diferentes de dejetos bioestabilizados de suínos (0, 70, 140, 210 e $420 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), quatro volumes simulados de chuva de (100, 150, 200 e 250 mm) e três profundidades de coleta dos percolados (30, 60 e 100 cm), em três repetições. Os resultados analíticos obtidos no experimento mostraram que à medida que foram sendo aplicadas as taxas de dejetos a partir da ambientalmente recomendável ($70 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e acrescidos os volumes simulados de precipitação pluviométrica nos solos das colunas, as concentrações de NO_3^- obtidas nos percolados se elevaram em todas as profundidades independentemente do tipo de solo. Com a aplicação em sequência ao longo das etapas do estudo experimental das maiores taxas de 210 e $420 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos, as concentrações do NO_3^- principalmente nas contribuições percoladas na profundidade de 100 cm dos solos estudados, superaram em mais de 10 vezes o Valor Máximo Permitido (VMP) de 10 mg L^{-1} previsto na Resolução CONAMA Nº 396, (BRASIL, 2008). Os resultados do estudo permitem concluir que a aplicação seqüenciada de elevadas quantidades de dejetos em condições de saturação dos solos acima da capacidade de campo, possibilitou a mobilidade do NO_3^- em profundidade. Indicando a necessidade de revisão e atualização da legislação do Estado do Paraná que disciplina a disposição de dejetos de suínos em solos agrícolas, levando em consideração a capacidade de suporte de cada tipo de solo em relação a profundidade do seu perfil com o intuito de minimizar o risco de contaminação das águas do lençol freático.

Palavras-chave: Amostras indeformadas de solos. Percolação de nitrato. Poluição difusa. Contaminação das águas subterrâneas.

ABSTRACT

In order to evaluate the occurrence of NO_3^- mobility in depth through the intensive application of rates of biostabilized pig waste in Paraná soils, an experimental study with column lysimeters containing undisturbed samples of Paraná soils (Red Nitosol eutroferic, Sandy Red Latosol dystrophic, Red Latosol dystrophic, Bruno Latosol dystrophic). The experimental design was a completely randomized (DIC) in factorial $(5 \times 4 \times 3) \times 3$, five different rates of biostabilized swine manure (0, 70, 140, 210 and $420 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), four simulated rain volumes (100, 150, 200 and 250 mm) and three depths of percolate collection (30, 60 and 100 cm) in three replications. The analytical results obtained in the experiment showed that as the discharge rates from the environmentally recommendable ($70 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) were applied and the simulated pluviometric precipitation volumes in the soil of the columns increased, the NO_3^- concentrations obtained in the percolated in all depths regardless of soil type. With the application in sequence along the stages of the experimental study of the highest rates of 210 and $420 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ of wastes, the concentrations of NO_3^- mainly in percolated contributions in the depth of 100 cm of the studied soils, surpassed in more than 10 times the Maximum Allowable Value (VMP) of 10 mg L^{-1} provided for in CONAMA Resolution N° 396, (BRASIL, 2008). The results of the study allow us to conclude that the sequential application of high amounts of waste under conditions of soil saturation above field capacity, allowed NO_3^- mobility in depth. Indicating the need for revision and updating of the legislation of the State of Paraná, which regulates the disposal of swine manure on agricultural soils, taking into account the support capacity of each type of soil in relation to the depth of its profile in order to minimize the contamination of groundwater.

Key words: Undisturbed soil samples. Nitrate percolation. Diffuse pollution. Contamination of groundwater.

1 INTRODUÇÃO

A aplicação de dejetos suínos no solo requer a adoção de uma série de cuidados, tendo como desafio reduzir o impacto e os riscos de contaminação e de poluição ambiental, bem como propiciar acréscimos na produtividade das culturas agrícolas (TREVISAN et al., 2013).

De acordo com Schirmann et al. (2013) e Somavilla et al. (2015) a disposição de quantidades de dejetos de forma continuada no solo supera as necessidades nutricionais das culturas agrícolas e promove o acúmulo de determinados elementos químicos (NO_3^- , K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+}), causando problemas de saturação do solo e de fitotoxidez para as plantas e elevando significativamente os riscos de salinização.

Segundo Dortzbach et al. (2012), dentre os principais íons derivados da decomposição e mineralização das dejeções dos suínos, tem-se o nitrato (NO_3^-), o qual pela sua alta solubilidade pode permanecer livre na solução do solo sendo facilmente lixiviado, contaminando e poluindo as águas do lençol freático. Conforme relatam Alcântara e Camargo (2010), a adsorção do NO_3^- no solo se difere de outros oxiânions, não sendo adsorvido especificamente, sendo apenas eletrostática, dependente exclusivamente da carga do solo. Para Oliveira et al. (2015) o NO_3^- é fracamente retido nas cargas positivas dos colóides e na fração sólida do solo, tendendo a permanecer mais na solução do solo, principalmente nas camadas superficiais, na qual a matéria orgânica acentua o caráter eletronegativo da fase sólida, repelindo o NO_3^- e fazendo com que outros oxiânions presentes no solo ocupem as cargas positivas disponíveis.

A fraca interação com a matriz do solo possibilita que o NO_3^- acompanhe a frente de umedecimento da água no solo, assim, tanto pode se movimentar para camadas inferiores, em condições de excesso de chuvas, quanto para as camadas superficiais, por capilaridade, durante estações extremamente secas (NÓBREGA; RIGHETTO; BALREIRA, 2008).

Vários estudos como os realizados por Aita e Giacomini (2008), Payet et al. (2009), Santos, Meurer e Schmidt (2014) e Liang et al. (2015), têm comprovado a ocorrência da mobilidade do NO_3^- em profundidade no solo, mediante a disposição de elevadas quantidades de dejetos de suínos, evidenciando os riscos potenciais de contaminação do lençol freático. Quando presente em excesso nas águas destinadas para o consumo humano, a ingestão constante do NO_3^- pode causar doenças carcinogênicas, cianoses e a metemoglobinemia (BIGUELINI; GUMY, 2012).

Nas várias regiões produtoras de suínos do mundo existe a preocupação com os impactos ambientais gerados pela prática da disposição excessiva de dejetos no solo, em especial, quanto à capacidade de suporte dos ecossistemas. O monitoramento nas áreas que recebem a disposição de dejeções de suínos se faz necessário para se determinar com maior segurança quais as quantidades que podem ser utilizados nos sistemas de produção agrícola, para que tal prática possa ser considerada sustentável ao longo do tempo (CAPOANE et al., 2014; HOMEM et al., 2014).

Os lisímetros de coluna contendo amostras deformadas e indeformadas de solo que são derivações dos lisímetros de drenagem e têm sido utilizadas por vários pesquisadores, dentre os quais Correia, Campos e Langenbach (2010) e Gotti et al. (2013) para estudar e monitorar o comportamento do escoamento da água e a movimentação de migração de solutos como o NO_3^- e outras substâncias químicas ao longo do perfil do solo.

A fim de sugerir possíveis modificações para atualizar a legislação do estado do Paraná que disciplina a disposição de dejetos de suínos em áreas agrícolas, foi desenvolvido um estudo experimental utilizando lisímetros de coluna de percolação contendo amostras indeformadas de solos, utilizando a aplicação de taxas de dejetos bioestabilizados de suínos, com a simulação de volumes de precipitação pluviométrica em condições de saturação de solo na capacidade de campo, com o objetivo de avaliar a ocorrência da mobilidade do NO_3^- em profundidade.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 AMOSTRAGEM INDEFORMADA DE SOLO

Adaptando as metodologias descritas por Kaufman et al. (2012), para a coleta das amostras indeformadas de solo e confecção dos lisímetros de coluna, foi construído um coletor em duto de aço com chapa de 10 mm de espessura e 100 mm de diâmetro e 115 cm de comprimento, que foi cortado longitudinalmente para formar duas partes independentes. Nas laterais de ambas as partes foram soldadas placas metálicas perfuradas para a fixação de parafusos com intuito de unir as partes, formando novamente o duto. Assim foi possível embutir no coletor um tubo de PVC nas mesmas dimensões. Após ser inserido no solo por punção, o coletor era retirado e aberto, liberando o tubo de PVC contendo a amostra indeformada do solo.

As amostras indeformadas de solo foram retiradas de quatro áreas agrícolas previamente escolhidas, localizadas em regiões distintas do Estado do Paraná. A primeira área situada no Distrito de Concórdia do Oeste, Município de Toledo, na Região Oeste (24° 70' 56" S e 53° 84' 95" W), com histórico de 17 anos de aplicação de dejetos, em solo classificado como Nitossolo Vermelho eutroférico – NVe2 (Figura 1a).

A segunda, localizada no Distrito de Rio Bonito, Município de Francisco Alves, na Região Noroeste (24° 07' 74" S e 53° 96' 92" W), com histórico de cinco anos de aplicação de dejetos em solo classificado como Latossolo Vermelho Arenoso distrófico – LVd3 (Figura 1b). A terceira, localizada no Município de Arapoti, na Região dos Campos Gerais (21° 16' 38" S e 49° 93' 32" W), área com histórico de 15 anos de aplicação de dejetos por fertirrigação em solo classificado como Latossolo Vermelho distrófico – LVd14 (Figura 1c).

E a quarta, como ilustra a Figura 1d, situada na localidade de Campo Fechado, no Município de Guarapuava, na Região Central ($25^{\circ} 26' 05''$ S e $51^{\circ} 75' 80''$ W), com histórico de oito anos de uso de dejetos de suínos dispostos em solo classificado como Latossolo Bruno distrófico – LBd7 (EMBRAPA, 2013).

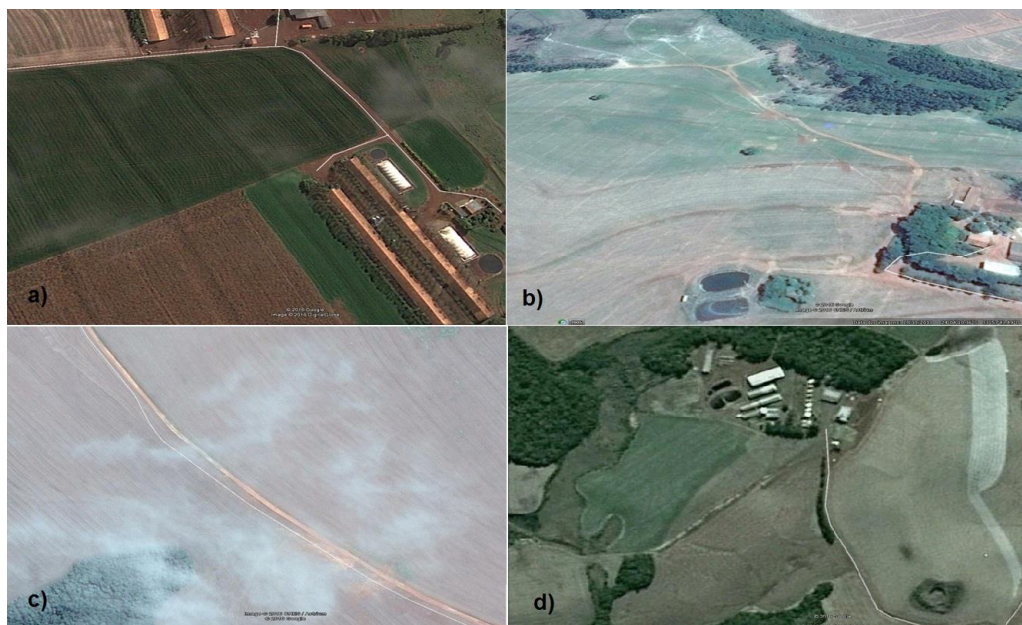


Figura 1 – Imagens do Google Earth (2016) dos locais de retirada das amostras indeformadas de solo. a) Na Região Oeste; b) Na Região Noroeste; c) Na Região dos Campos Gerais; d) Na Região Central.

2.2 AMOSTRAGEM PARA DETERMINAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS DOS SOLOS

Utilizando e adaptando a metodologia descrita por IBGE (2007) em cada área foi delimitada uma sub-área retangular de 32 m^2 (composta de três fileiras contendo cada uma cinco locais de amostragem, com espaçamento de dois metros entre cada local) para se ter maior homogeneidade possível entre as 15 amostras compostas de solo retiradas.

Ao redor de cada local de retirada das amostras indeformadas de solo foram demarcados, no raio de meio metro, quatro pontos distintos (cada ponto ocupando uma posição cardeal), onde foram retiradas com a utilização de trado calador as amostras de solo nas profundidades de 0 a 20 cm, de 20 a 40 cm e de 40 a 100 cm, totalizando quatro amostras simples para cada profundidade.

Conforme metodologia descrita pelo IAPAR (2008), para cada profundidade foi retiradas 20 amostras simples (quatro pontos x cinco locais de retirada das amostras indeformadas por fileira). Após devidamente homogeneizadas foram separadas em três

amostras compostas (três por fileira, uma para cada profundidade, totalizando nove amostras compostas por área).

No Laboratório de Química Ambiental e Instrumental do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, foram realizadas as análises físicas e químicas, cujos resultados para elementos químicos indicadores de fertilidade e pH dos solos constam da Tabela 1.

Tabela 1 – Resultados analíticos indicadores de fertilidade presentes nos solos amostrados em três faixas de profundidade

Tipo de solo	Prof. de coleta (cm)	pH (CaCl ₂)	P	M.O.	H+Al	Al ³⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SB	CTC	V	Al
			mg dm ⁻³			cmol _c dm ⁻³							
NVef2	0-20 cm	4,77	23,23	20,13	5,29	0,18	0,37	3,57	1,40	5,35	10,64	50,28	3,53
	20-40 cm	4,98	3,50	14,58	4,08	0,05	0,23	3,31	1,18	4,72	8,80	53,64	1,02
	40-100 cm	5,23	2,84	12,76	3,56	0,03	0,13	3,17	1,09	4,40	7,96	55,28	0,74
LVd3	0-20 cm	4,89	25,50	5,42	2,27	0,10	0,17	2,10	0,42	2,70	4,97	54,33	1,00
	20-40 cm	4,87	15,40	4,10	2,21	0,11	0,31	1,47	0,38	2,16	4,37	49,43	6,07
	40-100 cm	4,86	6,22	5,42	2,22	0,11	0,16	1,64	0,50	2,31	4,53	50,99	4,87
LVd14	0-20 cm	4,86	10,64	40,55	3,85	0,00	0,86	3,28	1,52	5,66	9,51	59,52	0,00
	20-40 cm	4,99	2,24	32,26	4,73	0,11	1,01	2,73	1,42	5,17	9,90	52,22	2,20
	40-100 cm	4,86	0,90	23,69	4,47	0,16	1,17	1,74	1,11	4,02	8,49	47,35	5,42
LBd7	0-20 cm	5,14	8,22	51,44	6,67	0,00	0,31	3,01	1,27	4,60	11,27	40,82	0,00
	20-40 cm	4,84	4,38	42,37	7,69	0,11	0,24	2,41	0,93	3,59	11,28	31,83	3,29
	40-100 cm	4,90	3,74	30,53	7,05	0,08	0,14	1,68	0,75	2,57	9,62	26,72	3,19

Nota 1: Limite de Quantificação (LQ): P = 0,01; Al = 0,01 K = 0,01; Ca = 0,005; Mg = 0,005

Nota 2: Valores médios de três amostras por profundidade.

O pH dos solos mostra a presença de acidez com médios valores de saturação de bases, enquanto os dois primeiros tipos de solos apresentam médios teores de P, os dois últimos apresentam baixos teores. Com exceção do Latossolo Vermelho Arenoso distrófico os demais solos possuem adequados teores de matéria orgânica e CTC na camada superficial. Todos os solos amostrados apresentam baixos teores de K⁺ e médios teores de Ca²⁺ e Mg²⁺.

Na Tabela 2 são apresentados os resultados analíticos de elementos químicos metálicos de importância como micronutrientes para as plantas. Os teores originais de Cu²⁺, Zn²⁺, Mn²⁺ e Fe²⁺ encontrados nos solos amostrados são considerados altos. Enquanto os teores encontrados de Cd²⁺ nos solos amostrados apresentaram valores baixos muito próximos do Limite de Quantificação, o Cr Total e Pb²⁺ se mostraram mais elevados e caracterizados como oriundos da composição natural dos solos ou fruto de ações antrópicas.

No mesmo laboratório anteriormente mencionado foram realizadas as análises físicas dos solos amostrados para se determinar as suas características texturais com expressão dos percentuais em peso das diferentes frações constituintes (areia, silte e argila) presentes na fase sólida de cada tipo de solo com determinação da respectiva granulometria. Os resultados se encontram expostos na Tabela 3 a seguir e expressam os valores médios percentuais de três amostras por faixa de profundidade. Enquanto o Latossolo Vermelho Arenoso distrófico apresenta altos teores de areia e baixos teores de silte e argila em profundidade, os demais solos amostrados possuem elevados teores de silte e argila ao longo do perfil.

Tabela 2 – Teores de elementos químicos metálicos de importância agrônômica e metais tóxicos presentes nos solos amostrados em três faixas de profundidade

Tipo de solo	Prof. de coleta (cm)	Cu	Zn	Mn	Fe	Cd	Cr	Pb
mg dm ⁻³								
NVef2	0-20 cm	14,40	5,20	86,80	32,23	0,01	42,00	5,30
	20-40 cm	13,60	2,90	69,90	34,13	0,02	41,00	4,10
	40-100 cm	12,40	5,23	65,43	38,10	0,03	38,30	3,20
LVd3	0-20 cm	2,67	2,10	20,00	21,76	0,03	2,00	1,54
	20-40 cm	2,86	1,36	15,50	20,56	0,02	2,66	1,12
	40-100 cm	2,56	0,76	10,20	21,16	0,00	3,33	0,95
LVd14	0-20 cm	2,40	2,83	13,23	51,23	0,05	34,44	3,45
	20-40 cm	2,50	2,60	7,90	53,90	0,03	46,67	4,12
	40-100 cm	1,63	0,90	10,50	36,16	0,01	33,67	2,30
LBd7	0-20 cm	12,66	4,40	56,20	58,70	0,03	13,67	7,14
	20-40 cm	12,36	2,63	48,96	56,20	0,03	13,00	7,08
	40-100 cm	11,16	1,20	35,22	51,66	0,05	11,00	6,47

Nota 1: Cu, Zn, Fe e Mn (extraídos por Melich⁻¹). Limite de Quantificação (LQ): Cu = 0,005; Fe = 0,01; Mn = 0,01; Zn = 0,005; Cd = 0,005; Pb = 0,01; e Cr = 0,01.

Nota 2: Valores médios de três amostras por profundidade.

Tabela 3 – Teores percentuais de areia, silte e argila (granulometria) presentes nos solos amostrados em três faixas de profundidade

Tipo de solo	Prof. de coleta (cm)	Areia	Silte	Argila
%				
NVef2	0-20 cm	10,81	40,86	48,33
	20-40 cm	9,19	34,51	56,30
	40-100 cm	6,73	27,47	65,80
LVd3	0-20 cm	75,91	3,96	20,13
	20-40 cm	71,62	3,87	24,51
	40-100 cm	49,54	20,80	29,66
LVd14	0-20 cm	6,63	45,66	47,71

	20-40 cm	6,77	44,50	48,73
	40-100 cm	5,54	47,73	46,73
LBd7	0-20 cm	4,39	54,01	41,60
	20-40 cm	3,50	46,84	49,66
	40-100 cm	2,84	44,95	52,21

Nota 1: Valores médios de três amostras por profundidade.

2.3 DETALHES DA CONSTRUÇÃO DOS LISÍMETROS DE COLUNA

De acordo com a metodologia proposta por Matallo et al. (2003), Campeche (2011) e Gotti et al. (2013), e conforme ilustra a Figura 2 os lisímetros de coluna foram construídos utilizando tubos de PVC nas dimensões de 100 cm de comprimento por 10 cm de diâmetro, contendo as amostras indeformadas de solos, os quais foram perfurados transversalmente com orifícios de 20 mm de diâmetro nas profundidades de 30 e 60 cm em relação ao nível do solo na borda superior da coluna, onde se fixaram os extratores de cápsulas porosas interligados em dutos coletores.



Figura 2: Lisímetros de coluna construídos para o estudo experimental

Na base dos tubos foram fixados tampões de igual diâmetro, contendo no seu fundo pedrisco sobreposto com manta de bidim como meio filtrante. No centro dos tampões, orifícios de 10 mm possibilitaram a fixação dos dutos coletores. Garrafas de 250 mL interligadas aos dutos coletores dos lisímetros foram posicionadas para acumular e armazenar temporariamente os conteúdos percolados.

2.4 DELINEAMENTO DO ESTUDO EXPERIMENTAL

Em ambiente coberto e isolado os 60 lisímetros de coluna foram dispostos em duas bancadas duplas construídas em madeira, sendo posicionados de acordo com a ordem de coleta das amostras indeformadas a campo e tipo de solo (15 lisímetros de coluna com um

mesmo tipo de solo para cada banda das bancadas). Os lisímetros foram devidamente identificados individualmente, com também os seus extratores.

O delineamento experimental caracterizado como do tipo inteiramente ao acaso (DIC) em fatorial $(5 \times 4 \times 3) \times 3$. Nos lisímetros de coluna contendo o Nitossolo Vermelho eutrófico, o Latossolo Vermelho Arenoso distrófico, o Latossolo Vermelho distrófico e o Latossolo Bruno distrófico foram aplicados cinco taxas de dejetos bioestabilizados de suínos (0, 70, 140, 210 e $420 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e quatro volumes simulados de precipitação pluviométricas (100, 150, 200 e 250 mm) e com três profundidades de extração dos percolados (30, 60 e 100 cm). Ainda, em três repetições, conforme modelo estatístico proposto por Zimermann (2014).

2.5 CONDUÇÃO DO ESTUDO EXPERIMENTAL

Os lisímetros de coluna inicialmente permaneceram em repouso por um período de 30 dias e, sequencialmente, foram saturados gradativamente com água durante três dias consecutivos, até atingirem a condição de capacidade de campo. A determinação da capacidade de campo para cada tipo de solo foi realizada de acordo com o método da proveta, desenvolvido pela EMBRAPA (2007).

Os dejetos bioestabilizados utilizados no estudo experimental foram amostrados na saída de biodigestor presente em granja de terminação de suínos, situada no Distrito de Concórdia do Oeste, Município de Toledo - PR (Coordenadas Geográficas $24^\circ 42' 04''$ S e $53^\circ 50' 29''$ W). As amostras dos dejetos foram analisadas nos Laboratórios de Físico-Química do Instituto Ambiental do Paraná (IAP), de Toledo e Curitiba, cujos resultados se encontram expostos na Tabela 4.

Os resultados analíticos evidenciam que mesmo bioestabilizados os dejetos apresentam carga orgânica concentrada de DBO, DQO e de sólidos, e quantidades elevadas de NPK e de micronutrientes notadamente de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} .

Após repouso de 72h, mantida a condição de capacidade de campo, os lisímetros de coluna receberam de forma sequencial as taxas de dejetos bioestabilizados de suínos correspondentes a 0 (ou testemunha), 70 (ambientalmente recomendada), 140, 210 e $420 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (duplicada, triplicada e sextuplicada respectivamente em relação à taxa ambientalmente recomendada).

Após 12h da aplicação das taxas de dejetos bioestabilizados os lisímetros de coluna receberam gradativamente por três horas aplicação correspondentes à simulação dos volumes de precipitação pluviométrica (100, 150, 200 e 250 mm). Na medida em que foram sendo

obtidos os volumes de percolados necessários oriundos dos drenos dos lisímetros nas profundidades (30, 60 e 100 cm) nas garrafas de 250 mL. Estas foram sendo recolhidas e armazenadas em geladeira a temperatura de 5 °C, para sua conservação por um período de até 48h. O tempo de obtenção de todas as amostras dos percolados dos lisímetros se situou em média entre 7 e 12 h. Esta rotina foi repetida a cada sete dias (a cada final de semana um tipo de solo) totalizando quatro períodos (114 dias) para cada um dos volumes de simulação de precipitação pluviométrica anteriormente mencionados.

Tabela 4 – Composição física e química dos dejetos bioestabilizados de suínos utilizados no estudo experimental

Parâmetros	Método	Teor/Unidade
DBO 5 dias	Diluição	14930 mg L ⁻¹
DQO	Refluxo/Fechado/Ampola	22695 mg L ⁻¹
pH	Eletrométrico	7,65
Sólidos Dissolvidos	Gravimétrico	6550 mg L ⁻¹
Sólidos Dissolvidos Fixos	Gravimétrico	6050 mg L ⁻¹
Sólidos Dissolvidos Voláteis	Gravimétrico	500 mg L ⁻¹
Sólidos Suspensos	Gravimétrico	16250 mg L ⁻¹
Sólidos Suspensos Fixos	Gravimétrico	3500 mg L ⁻¹
Sólidos Suspensos Voláteis	Gravimétrico	12750 mg L ⁻¹
Sólidos Totais	Gravimétrico	22800 mg L ⁻¹
Sólidos Totais Fixos	Gravimétrico	9550 mg L ⁻¹
Sólidos Totais Voláteis	Gravimétrico	13250 mg L ⁻¹
Nitrogênio	Digestão/Kjeldahl	5,25 g L ⁻¹
Fósforo	Espectrofotometria UV-Vis	0,40 g L ⁻¹
Potássio	*EAA/chama	1,00 g L ⁻¹
Cálcio	*EAA/chama	1,15 g L ⁻¹
Magnésio	*EAA/chama	0,30 g L ⁻¹
Cobre	*EAA/chama	20,00 mg L ⁻¹
Zinco	*EAA/chama	33,00 mg L ⁻¹
Ferro	*EAA/chama	45,00 mg L ⁻¹
Manganês	*EAA/chama	89,00 mg L ⁻¹
Cádmio	*EAA/chama	0,019 mg L ⁻¹
Chumbo	*EAA/chama	0,005 mg L ⁻¹
Cromo	*EAA/chama	0,01 mg L ⁻¹

Nota 1: Efluente final de biodigestor com tempo de residência de 28 dias.

Nota 2: *Espectrometria de absorção atômica modalidade chama.

A primeira fase (1ª Fase) de condução do estudo experimental foi denominada de carga e dividida em quatro etapas, a saber: (1ª Etapa), compreendendo período de repouso de 30 dias após a coleta das amostras indeformadas de solo, seguido de saturação lisímetros na capacidade de campo, (84h antes da aplicação de um volume simulado de precipitação pluviométrica de 100 mm), no período compreendido entre 6 a 27 de Setembro de 2015. Na

sequência a (2ª Etapa), 58 dias após a coleta das amostras indeformadas e mantida a condição de saturação do solo na capacidade de campo no período (e aplicação de um volume de precipitação pluviométrica de 150 mm), no período compreendido entre 4 a 25 de Outubro de 2015; (3ª Etapa), aos 86 dias reproduzindo a mesma metodologia anterior (com simulação de um volume de precipitação pluviométrica de 200 mm), no período compreendido entre 1 e 22 de Novembro de 2015 e a (4ª Etapa) e última fechando os 114 dias, seguindo a rotina (com simulação de um volume de precipitação pluviométrica de 250 mm), no período compreendido entre 29 de Novembro e 20 de Dezembro de 2015.

A segunda fase (2ª Fase) de condução do estudo experimental denominada de recarga também foi dividida em quatro etapas: (1ª Etapa), com início em 21 de Março de 2016 e término na data de 17 de Abril de 2016, realizada após um período de repouso de 90 dias em que os lisímetros de coluna foram novamente saturados na capacidade de campo, 72 h antes de receberem as taxas de dejetos, e/ou 84 h antes (da simulação de um volume de precipitação pluviométrica de 100 mm); a (2ª Etapa) foi levada a efeito 28 dias após o início da (1ª Etapa), no período compreendido entre as datas de 24 de Abril a 15 de Maio de 2016 (com a simulação de precipitação pluviométrica de 150 mm). A (3ª Etapa) foi aos 56 dias do início da (2ª Fase) no período entre as datas de 22 de Maio a 12 de Junho de 2016 (para uma simulação de precipitação pluviométrica de 200 mm). A (4ª Etapa) foi desenvolvida entre as datas de 19 de Junho a 10 de Julho de 2016, completando o período do estudo experimental aos 114 dias (para a simulação de um volume de precipitação pluviométrica de 250 mm).

2.6 ROTINA ANALÍTICA

No Laboratório de Físico-Química do Instituto Ambiental do Paraná – IAP, na cidade de Toledo – PR, foram determinadas as concentrações de NO_3^- presentes nos percolados de acordo com o Método de Redução de Cádmio constante na Seção 4 – 125, do Standard Methods - For the Examination of Water and Wastewater (2012). Para a determinação da concentração de nitrato contida nas amostras foi utilizado o equipamento espectrofotômetro marca Biochrom Libra S 80 em comprimento de onda 543 nm.

2.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS ANALÍTICOS

Os resultados analíticos das concentrações de NO_3^- oriundas das contribuições percoladas dos lisímetros, foram organizados inicialmente pelas médias das 3 (três)

repetições, e posteriormente submetidos à análise de variância (ANOVA) no Software GENES (2006), para o cálculo da ANOVA e determinação das correspondentes equações de regressão. E utilizando o Software STATISTICA – Software em versão “On Line” da StatSoft South America (2015), foram construídos os gráficos de superfície de resposta, relacionando as concentrações do NO_3^- obtidas nas três profundidades das colunas, com as taxas de dejetos bioestabilizados aplicadas ao longo das etapas de ambas as fases de condução do estudo experimental (PIMENTEL GOMES, 2009).

2.8 PARÂMETROS DE COMPARAÇÃO UTILIZADOS

As concentrações de NO_3^- obtidas nos percolados dos lisímetros de coluna também foram comparadas com o padrão de referência de 10 mg L^{-1} de NO_3^- para a qualidade das águas subterrâneas que é Valor Máximo Permitido (VMP), previsto pela United States Environmental Agency - National Primary Drinking Water Regulation (NPDWR) (EPA, 2016) e pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente - Resolução CONAMA N° 396, (BRASIL, 2008), e com a Directiva Nitratos da União Européia (EU – 27) (2006), que estabelece que o Valor Máximo de Concentração (VMC) do NO_3^- nas águas subterrâneas que não pode exceder 50 mg L^{-1} .

2.9 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS DO ESTUDO EXPERIMENTAL

Para facilitar a compreensão em relação ao comportamento de mobilidade das concentrações de NO_3^- obtidas nas contribuições percoladas dos lisímetros de coluna, os resultados foram apresentados e discutidos por tipo de solo, tomando como referência os gráficos agrupados na forma de figuras, para ambas as fases desenvolvidas no estudo experimental (1ª Fase ou carga e 2ª Fase ou recarga). E com as etapas descritas pelos correspondentes volumes simulados de precipitação pluviométrica e identificados por letras, como segue: a) $100 \text{ mm} = 1^\text{a}$ Etapa; b) $150 \text{ mm} = 2^\text{a}$ Etapa; c) $200 \text{ mm} = 3^\text{a}$ Etapa; e d) $250 \text{ mm} = 4^\text{a}$ Etapa.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 DINÂMICA DE MOBILIDADE DO NO_3^- NO NITOSSOLO VERMELHO EUTROFÉRICO

Os resultados analíticos obtidos das contribuições percoladas dos lisímetros de coluna testemunhas contendo o Nitossolo Vermelho eutroférico, na 1ª Fase e 2ª Fase de condução do estudo experimental, mostraram que, em todas as etapas as concentrações de NO_3^- oriundas das profundidades de 30 e 60 cm se apresentaram abaixo do VMP de (10 mg L^{-1}). Por sua vez, nas três primeiras etapas (volumes simulados de chuvas de 100, 150 e 200 mm) as concentrações do NO_3^- obtidas nos percolados de fundo das colunas (100 cm), se apresentaram acima de 10 mg L^{-1} . A partir da 4ª Etapa da 1ª Fase (volume simulado de chuva de 250 mm) e nas quatro etapas seguintes da 2ª Fase, tais concentrações diminuíram gradativamente e mantiveram-se em média abaixo do VMP.

A redução gradativa das concentrações do NO_3^- nas contribuições dos percolados obtidos dos lisímetros de coluna testemunha que continham o Nitossolo Vermelho eutroférico, ao longo das etapas de ambas as fases do estudo, podem ter sido motivadas pela saturação do solo por maiores volumes de água, assim as porções mineralizadas do NO_3^- passaram para a solução do solo, sendo movimentadas em profundidade.

Estes resultados evidenciam que a não adição ao longo do tempo de novas quantidades de dejetos, fez diminuir expressivamente os teores de NO_3^- nos percolados. Resultados que corroboram com os obtidos em estudos semelhantes desenvolvidos por Miyazawa, Barbosa e Parra (2009).

Na 1ª Fase (carga) do estudo com a aplicação dos dejetos nos lisímetros de coluna a partir da taxa de $70 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (ambientalmente recomendável), foi verificado que as concentrações do NO_3^- nos nas contribuições percoladas foram aumentando progressivamente em todas as profundidades ao longo da 1ª e 2ª Etapas. Estas concentrações se elevaram com a adição das maiores taxas de dejetos e dos volumes simulados de precipitação pluviométrica, e

mais proeminentemente nas contribuições dos drenos de fundo (100 cm), como ilustram a Figuras 3a e 3b.

Na 3ª Etapa, tais concentrações do oxianion provenientes dos lisímetros já superavam na média em mais de seis vezes o VMP. E na 4ª Etapa da 1ª Fase de condução do estudo experimental as concentrações do NO_3^- continuaram a se elevar registrando valores que superaram os 100 mg L^{-1} , principalmente nas contribuições dos drenos de fundo dos lisímetros (Figuras 3c e 3d).

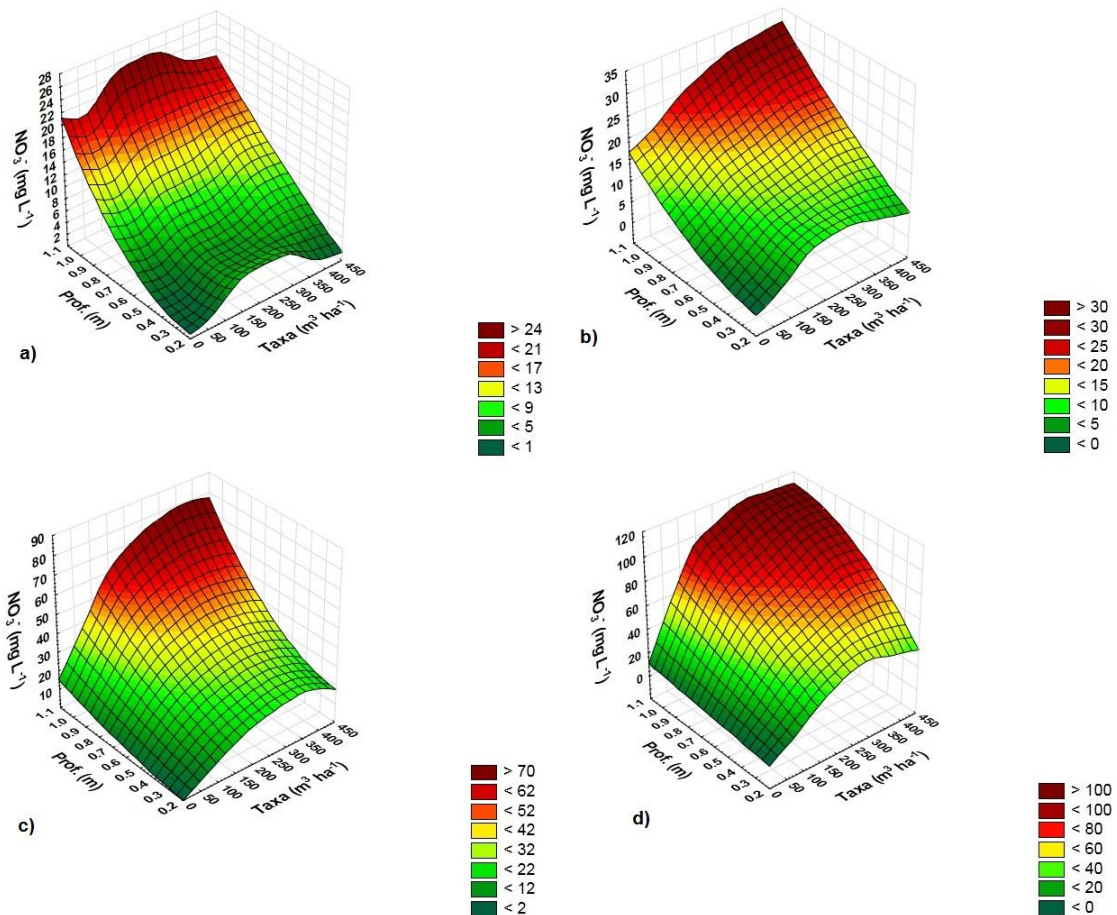


Figura 3 - Concentrações de NO_3^- presentes nos percolados em profundidade no Nitossolo Vermelho eutroférico, na 1ª Fase (**carga**) do estudo experimental, sob a aplicação de taxas crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 150 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d)

Nota: 100 mm (a), $Z = 2,19320 + 0,04147x - 0,00018x^2 - 6,3488y + 10,20712y^2 + 0,11313xy + 0,0009x^2 + 0,01496xy^2 + 0,00009x^2y^2$ $R^2 = 95,22\%$;
 150 mm (b), $Z = 1,46132 + 0,09658x - 0,0002x^2 - 1,3703y + 13,4407y^2 + 0,08725xy + 0,0003x^2 + 0,05081xy^2 + 0,00016x^2y^2$ $R^2 = 90,30\%$;
 200 mm (c), $Z = 3,54891 + 0,13761x - 0,00018x^2 - 12,64831y + 2,87058y^2 + 0,00991xy + 0,00023x^2 + 0,20003xy^2 + 0,00011x^2y^2$ $R^2 = 93,82\%$; e
 250 mm (d), $Z = 7,61203 + 0,2509x - 0,00054x^2 - 24,66648y + 6,75579y^2 + 0,06693xy + 0,00077x^2 + 0,31813xy^2 + 0,00012x^2y^2$ $R^2 = 91,42\%$.

Na 2ª Fase (recarga) de condução do estudo experimental no Nitossolo Vermelho eutroférico com reaplicação das taxas de dejetos bioestabilizados desde a 1ª Etapa as concentrações de NO_3^- dos percolados obtidos em todas as profundidades superaram o VMP se situando em patamares acima de 50 mg L^{-1} , conforme pode ser verificado na Figura 4a. Na

na 2ª Etapa já atingindo mais de 80 mg L⁻¹ (Figura 4b), ou 160% acima das concentrações registradas na mesma etapa da 1ª Fase (carga). Assim à medida que foram adicionadas sequencialmente maiores quantidades de dejetos e saturados os solos dos lisímetros de coluna com maiores volumes simulados de precipitação pluviométrica maiores concentrações de NO₃⁻ nas contribuições percoladas foram registradas. Esta condição prosseguiu na 3ª Etapa, quando as concentrações de NO₃⁻ nas contribuições percoladas superaram os 100 mg L⁻¹ (Figura 4c), atingindo o patamar de 12 vezes acima do VMP na 4ª Etapa, de acordo com que ilustra a Figura 4b.

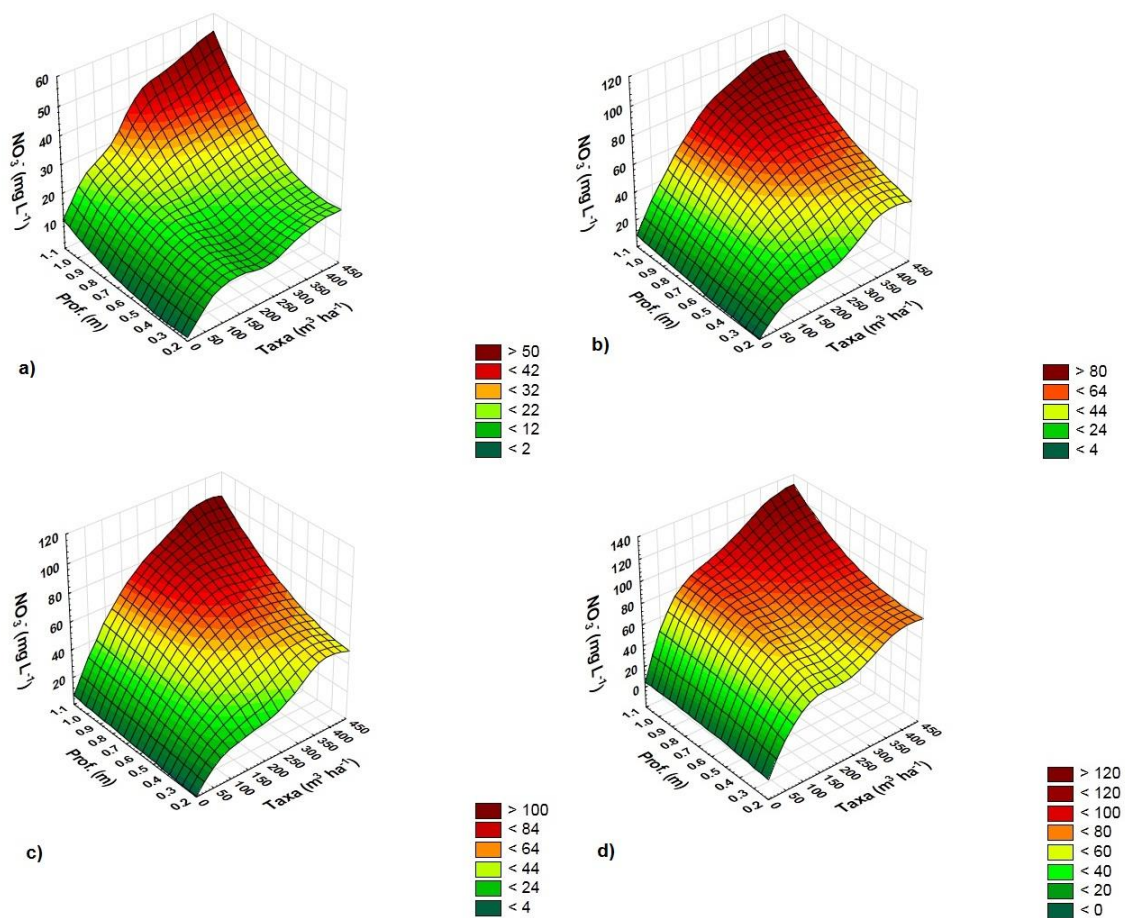


Figura 4 - Concentrações de NO₃⁻ presentes nos percolados em profundidade no Nitossolo Vermelho eutroférico, na 2ª Fase (**recarga**) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 150 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d)

Nota: 100 mm (a), $Z = 1,6212 + 0,08423x - 0,0011x^2 - 1,9018y + 20,12107y^2 + 0,09645xy + 0,0005x^2 + 0,07023xy^2 + 0,00029x^2y^2$ $R^2 = 94,61\%$; 150 mm (b), $Z = 3,96785 + 0,16789x - 0,00032x^2 - 17,15647y + 3,23127y^2 + 0,016781xy + 0,00043x^2 + 0,32456xy^2 + 0,00019x^2y^2$ $R^2 = 96,67\%$; 200 mm (c), $Z = 8,15003 + 0,3221x - 0,00067x^2 - 25,98971y + 6,90903y^2 + 0,07112xy + 0,00082x^2 + 0,41905xy^2 + 0,00024x^2y^2$ $R^2 = 90,84\%$; 250 mm (d), $Z = 9,18467 + 0,4230x - 0,00069x^2 - 27,7432y + 7,43561y^2 + 0,09918xy + 0,00091x^2 + 0,54329xy^2 + 0,00027x^2y^2$ $R^2 = 92,25\%$.

No Nitossolo Vermelho eutroférico a adição seqüenciada de dejetos a partir da taxa ambientalmente recomendável, aliadas às porções do oxiânion que já se encontravam mineralizadas no solo na área agrícola de coleta das amostras indeformadas, como consequência de disposições anteriores de dejetos e de adubos contendo compostos nitrogenados, foi responsável pela presença de maiores concentrações do NO_3^- nas contribuições presentes nos percolados.

Também propiciaram o aumento dos teores de matéria orgânica cujas partículas na sua grande maioria carregadas negativamente realçaram o caráter eletronegativo do solo repelindo e desalojando o NO_3^- dos sítios de adsorção em direção à solução do solo. Os maiores volumes simulados de precipitação pluviométrica aplicados propiciaram a saturação do solo acima da capacidade de campo, e o fluxo desta abundância de água estabeleceu as condições ideais para a mobilização do oxiânion em profundidade em elevadas concentrações. Estudos envolvendo ensaios de percolação desenvolvidos nesta tipologia de solo por Iyyemperumal e Shi (2007), Morvan e Nicalordot (2009) e Liang et al. (2015), também registraram concentrações apreciáveis de NO_3^- mobilizadas em profundidade pelo perfil.

3.2 DINÂMICA DE MOBILIDADE DO NO_3^- NO LATOSSOLO VERMELHO ARENOSO DISTRÓFICO

Na 1ª Fase de condução do estudo experimental com o Latossolo Vermelho Arenoso distrófico, nas contribuições dos percolados obtidos dos lisímetros de coluna testemunha, foi verificada que a partir da 2ª Etapa as concentrações de NO_3^- diminuíram gradativamente em todas as profundidades, situando-se abaixo do VMP. Na 2ª Fase, em todas as etapas, as concentrações do oxiânion presentes nas contribuições destas colunas se reduziram para patamares abaixo de 10 mg L^{-1} , reproduzindo a mesma situação verificada para o Nitossolo Vermelho eutroférico.

Portanto, a não adição de dejetos nas colunas testemunhas ao longo das etapas do estudo promoveu a diminuição gradativa das concentrações de NO_3^- nos percolados, principalmente na 2ª Fase de condução do estudo experimental. Tal condição pode ser explicada se considerarmos o hiato de tempo de 70 dias, transcorrido entre o emprego da adubação ($50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos de suínos e 100 kg ha^{-1} de NPK na fórmula 8, 30, 10), em pré-plantio da cultura do milho safrinha, e a coleta das amostras indeformadas de solo na área. E considerado ainda, que neste período de tempo, grande parte dos compostos nitrogenados dispostos no solo foi imobilizada nos resíduos orgânicos em processo de decomposição. Ou se

presentes na solução do solo, podem ter sido assimilados em grande parte pelo sistema radicular das plantas de milho, ou se deslocado verticalmente pelo fluxo de água das chuvas para abaixo de 100 cm de profundidade (PIOVESAN et al., 2009).

Como ilustram as Figuras 5a e 5b, na 1ª Fase do estudo a partir da aplicação nos lisímetros de coluna da taxa ambientalmente recomendada e das demais taxas de dejetos bioestabilizados, as concentrações do NO_3^- nos percolados nas etapas iniciais (1ª e 2ª Etapas) nas profundidades de 30 e 60 cm se mantiveram abaixo de 10 mg L^{-1} . Contudo, para os percolados obtidos nos drenos de fundo (100 cm) as concentrações se elevaram mantendo-se em ambas as etapas no patamar acima de 30 mg L^{-1} .

Na 3ª e 4ª Etapas, com a aplicação sequenciada de maiores taxas de dejetos e com a adição dos volumes simulados de 200 e 250 mm de precipitação pluviométrica, conforme mostram as Figuras 5c e 5d, as concentrações de NO_3^- nos percolados em todas as profundidades suplantaram o VMP, atingindo o patamar de 70 mg L^{-1} e mais de 120 mg L^{-1} para as contribuições de fundo dos lisímetros.

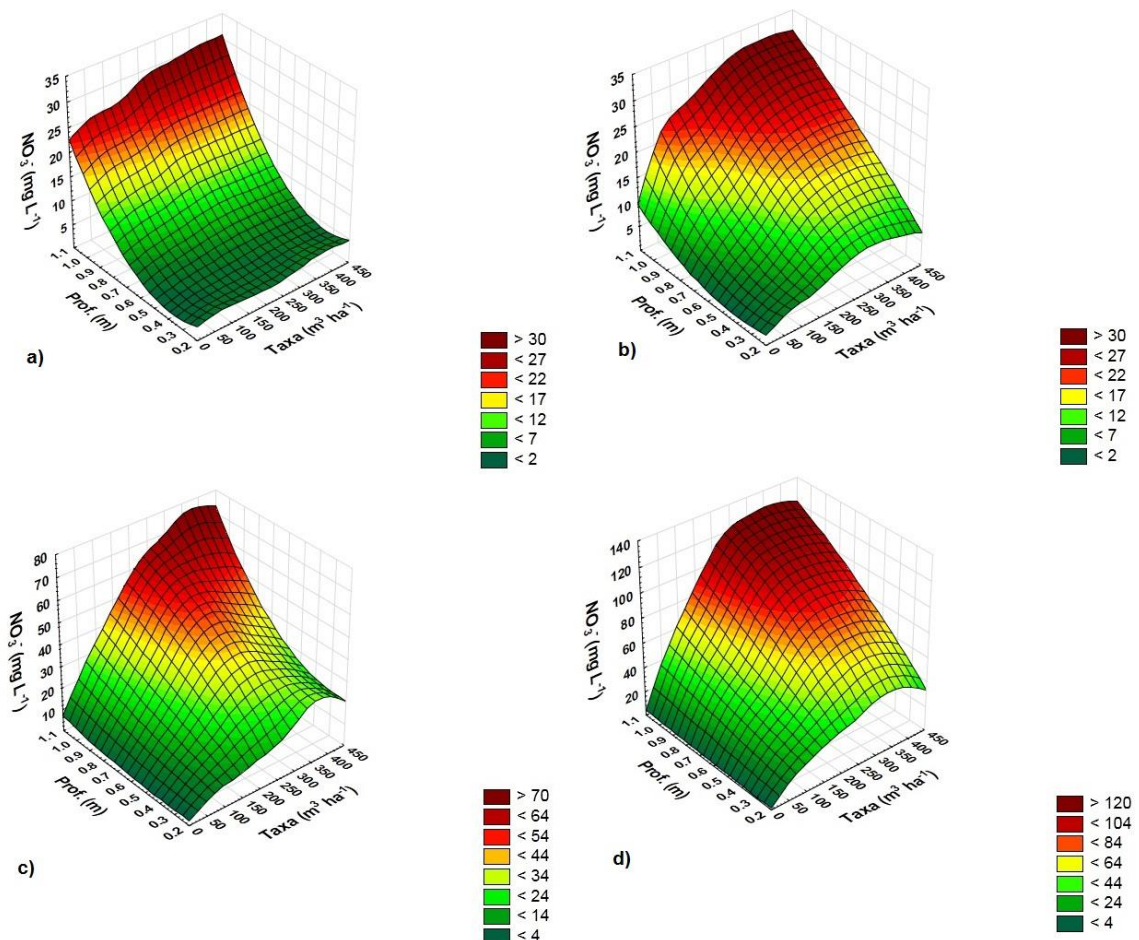


Figura 5 - Concentrações de NO_3^- presentes nos percolados em profundidade no Latossolo Vermelho Arenoso distrófico, na 1ª Fase (carga) do estudo experimental, sob a aplicação de

taxas crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 150 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d)

Nota: 100 mm (a) $Z = 7,95399 - 0,01694x + 0,00005x^2 - 31,29523y + 40,64007y^2 + 0,009018xy - 0,00023x^2y + 0,04325xy^2 + 0,00014x^2y^2$ $R^2 = 93,44\%$;
 150 mm (b), $Z = 5,36312 - 0,00786x + 0,00001x^2 - 20,90479y + 24,0077y^2 + 0,20629xy - 0,00018x^2y - 0,07335xy^2$ $R^2 = 96,20\%$;
 200 mm (c), $Z = 8,71777 - 0,12356x + 0,00041x^2 - 29,43939y + 20,6290y^2 + 0,96431xy - 0,00235x^2y + 0,50381xy^2 + 0,00146x^2y^2$ $R^2 = 95,84\%$;
 250 mm (d), $Z = 5,14672 - 0,06774x + 0,00013x^2 - 14,51082y + 12,14529y^2 + 0,78065xy - 0,00096x^2y + 0,16346xy^2 + 0,0001x^2y^2$ $R^2 = 91,82\%$.

Na 2ª Fase do estudo também se verificou no Latossolo Vermelho Arenoso distrófico que já na 1ª e 2ª Etapas, as concentrações de NO_3^- obtidas nas contribuições percoladas de fundo dos lisímetros (Figura 6a e 6b) foram influenciadas diretamente pela aplicação das maiores taxas de dejetos e atingiram valores expressivos de mais de 50 mg L^{-1} e mais de 60 mg L^{-1} respectivamente. Portanto, os acréscimos sequenciais de dejetos ao solo elevaram as porções de compostos nitrogenados, que mineralizados passaram para a solução do solo elevando as concentrações nas contribuições percoladas já nas etapas iniciais de recarga do estudo experimental.

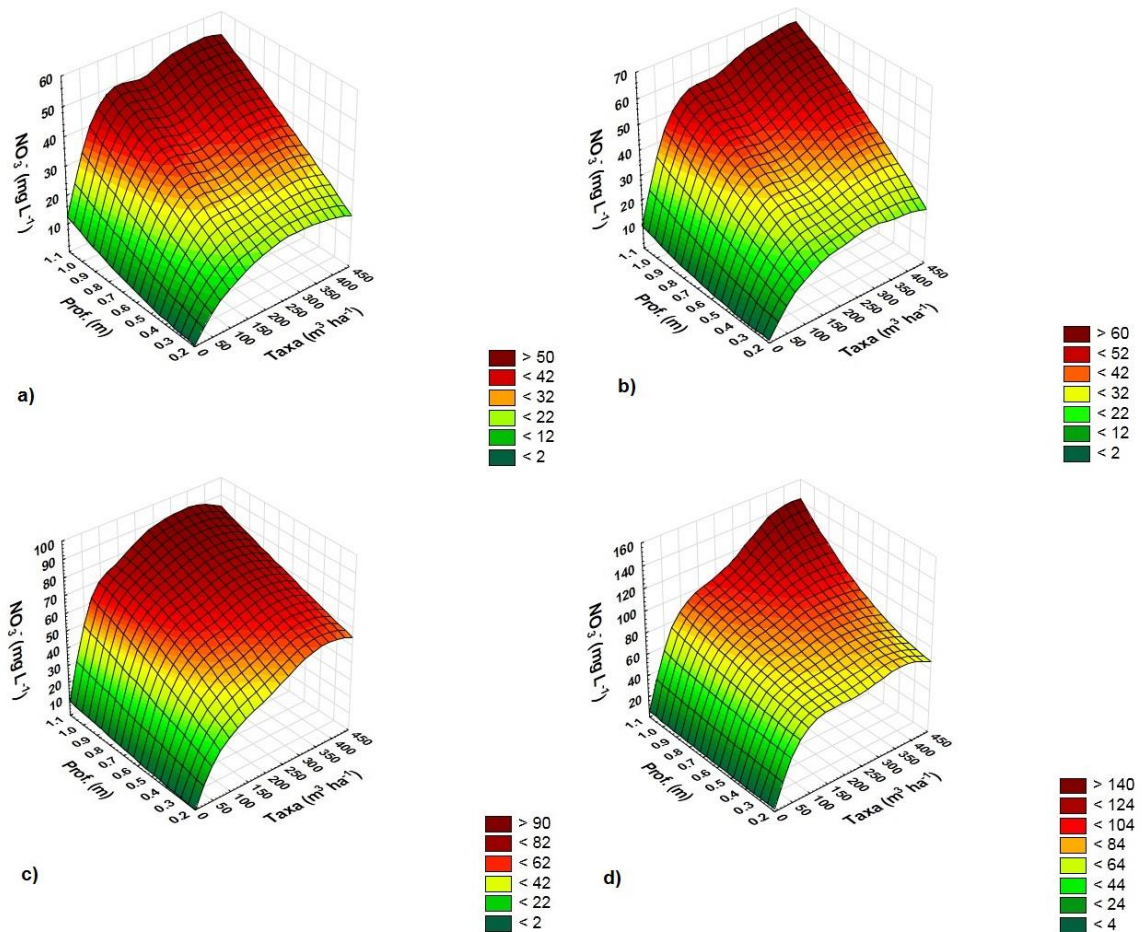


Figura 6 - Concentrações de NO_3^- presentes nos percolados em profundidade no Latossolo Vermelho Arenoso distrófico, na 2ª Fase (**recarga**) do estudo experimental, sob a aplicação de taxas crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de chuva de 100 mm (a), 150 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d)

Nota: 100 mm (a), $Z = 6,98773 - 0,11342x + 0,00065x^2 - 30,00324y + 20,8456y^2 + 0,98889xy - 0,00340x^2y + 0,52133xy^2 + 0,00212x^2y^2$ $R^2 = 92,35\%$; **150 mm (b),** $Z = 7,22453 - 0,22234x + 0,00098x^2 - 32,7864y + 25,4376y^2 + 0,992367xy - 0,00456x^2y + 0,59521xy^2 + 0,00416x^2y^2$ $R^2 = 90,20\%$; **200 mm (c),** $Z = 8,00037 - 0,29200x + 0,00146x^2 - 34,1214y + 27,5602y^2 + 0,1012254xy - 0,00612x^2y + 0,65783xy^2 + 0,00568x^2y^2$ $R^2 = 91,52\%$; **e 250 mm (d),** $Z = 6,20203 - 0,083456x + 0,00019x^2 - 19,23435y + 20,2459y^2 + 0,102343xy - 0,00108x^2y + 0,21349xy^2 + 0,0011x^2y^2$ $R^2 = 93,45\%$.

Na 3ª e 4ª Etapas da 2ª Fase a condição descrita anteriormente continuou a ser reproduzida, ou seja, à medida que foram sendo aplicadas sequencialmente as maiores taxas de dejetos e adicionados os maiores volumes simulados de precipitação pluviométrica nos lisímetros colunas, ocorreram acréscimos substanciais nas concentrações do oxianion, especialmente nas contribuições dos drenos de fundo, que superaram em mais de nove e catorze vezes o VMP respectivamente (Figuras 6c e 6d). Condição esta, que também foi verificada em estudos experimentais semelhantes desenvolvidos por Aita e Giacomini (2008) e Bolzani, Oliveira e Lautenschlager (2012).

As elevadas concentrações de NO_3^- mobilizadas pelo perfil do Latossolo Vermelho Arenoso distrófico de certa forma já eram esperadas, pois este tipo de solo possui estrutura mais grosseira com maior presença de grânulos de areia na camada superficial (75,91% conforme Tabela 3). Possuindo menor microporosidade e maior macroporosidade, retendo menor quantidade de água adsorvida, sendo considerados como muito permeáveis, permitindo assim, o rápido deslocamento da água pelo perfil, facilitando sobremaneira o transporte de nutrientes, solutos e substâncias químicas em profundidade pela frente de umedecimento do solo.

Os resultados do estudo experimental com o Latossolo Vermelho Arenoso distrófico caracterizaram que pela sua composição estrutural este tipo de solo possui menor capacidade ambiental de suportar a disposição sequenciada de dejetos, refletindo o risco potencial de contaminação das águas presentes no lençol freático pelo NO_3^- . Condição esta que também foi verificada em estudos experimentais semelhantes desenvolvidos neste tipo de solo por Aita e Giacomini (2008); Rocha et al. (2008), Bolzani, Oliveira e Lautenschlager (2012) e Santos, Meurer e Schmidt (2014).

3.3 DINÂMICA DE MOBILIDADE DO NO_3^- NO LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO

Na 1ª Fase de condução do estudo de percolação no Latossolo Vermelho distrófico, para os lisímetros de coluna testemunha em todas as etapas, na profundidade de 30 cm as

concentrações de NO_3^- nas contribuições dos percolados se apresentaram abaixo do VMP. Mas para as profundidades de 60 e 100 cm superaram tal padrão.

Na 2ª Fase do estudo experimental ocorreu a continuidade de redução das concentrações do NO_3^- em todas as profundidades de obtenção dos percolados nos lisímetros testemunha, para patamares abaixo do VMP. Evidenciando mais uma vez, que ao cessar a adição de novas quantidades de dejetos ao solo o risco de mobilização do NO_3^- diminui sensivelmente. Estudos desenvolvidos por Payet et al. (2009) e Lewis e Sjostrom (2010), na avaliação de contribuições percoladas do NO_3^- em latossolos que receberam a disposição de grandes quantidades de dejetos de suínos, também confirmaram esta tendência.

Como ilustram as Figuras 7a e 7b, nos lisímetros de coluna que receberam as taxas de dejetos, as concentrações de NO_3^- nos percolados na 1ª Fase do estudo aumentaram ao longo da 1ª e 2ª Etapas superando em mais de três e quatro vezes o VMP respectivamente.

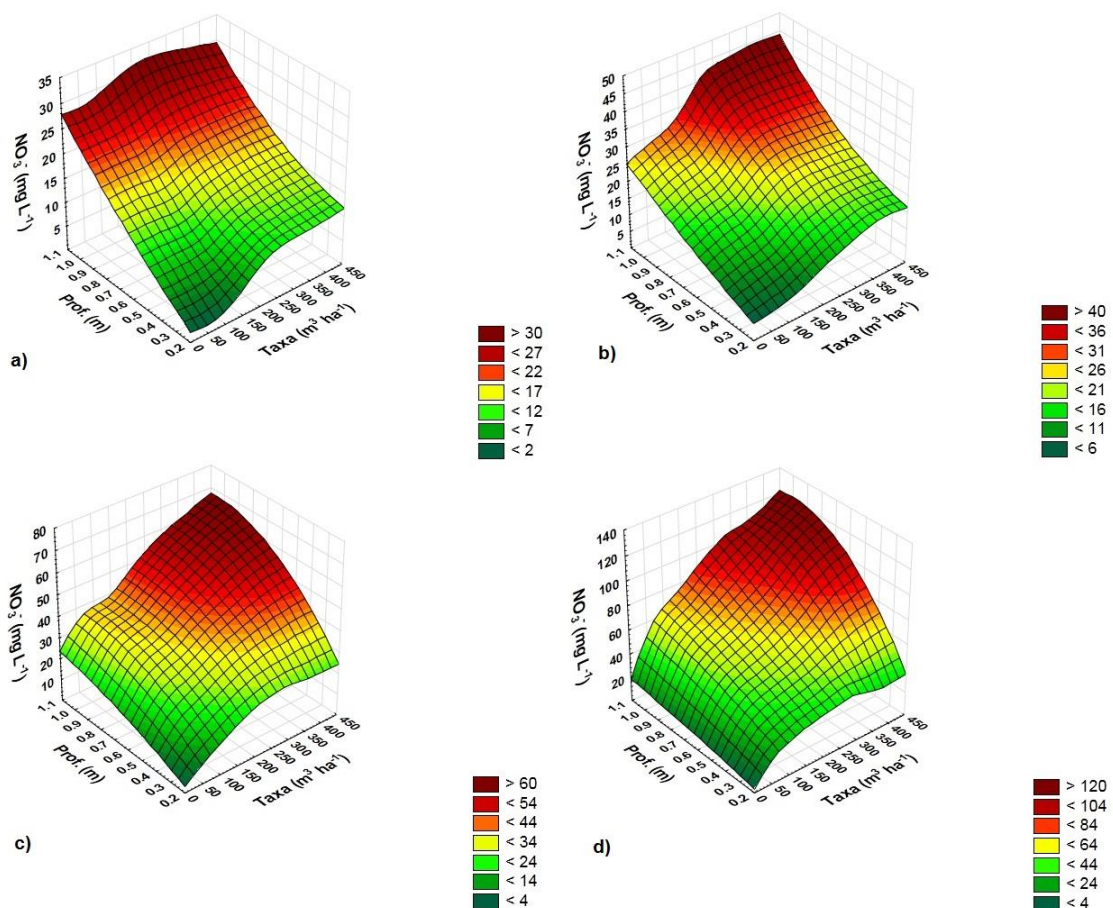


Figura 7 - Concentrações de NO_3^- presentes nos percolados em profundidade em Latossolo Vermelho distrófico, na 1ª Fase (carga) do estudo experimental, sob a aplicação de taxas crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 150 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d)

Nota: 100 mm (a), $Z = -2,32628 + 0,02864x + 0,00001x^2 - 18,60862y + 7,94724y^2 - 0,04343xy - 0,00005x^2y + 0,3113xy^2$ $R^2 = 98,00\%$;

150 mm (b), $Z = 1,63839 + 0,00423x + 0,00007x^2 - 15,40331y + 4,61013y^2 + 0,1255xy - 0,00039x^2y - 0,05235xy^2 + 0,00022x^2y^2$ $R^2 = 96,90\%$;

200 mm (c), $Z = -4,73446 + 0,13307x + 0,00028x^2 - 42,96696y - 13,63304y^2 + 0,09664xy - 0,00021x^2y - 0,10686xy^2$ $R^2 = 95,82\%$;

250 mm (d), $Z = 10,55372 + 0,04731x + 0,00021x^2 - 18,0994y^2 + 0,64376xy - 0,00018x^2y - 0,30799xy^2$ $R^2 = 97,34\%$.

Estes aumentos ocorreram principalmente nas contribuições obtidas nos drenos de fundo, que na 3ª e 4ª Etapas foram em média, mais de cinco e mais de onze vezes superiores ao VMP respectivamente (Figuras 7c e 7d).

Na 2ª Fase, na 1ª e 2ª Etapas, as concentrações do NO_3^- nos percolados se mostraram elevadas atingindo nas contribuições dos drenos de fundo, para as maiores taxas de aplicação de dejetos, mais de 50 mg L^{-1} e mais de 70 mg L^{-1} respectivamente, como ilustram a Figura 8a e 8b. Na 3ª e 4ª Etapas a condição anteriormente descrita foi reproduzida com o registro de maiores concentrações de NO_3^- obtidas nas contribuições percoladas em profundidade que se situaram acima de sete, e catorze vezes superiores ao VMP (Figuras 8c e 8d).

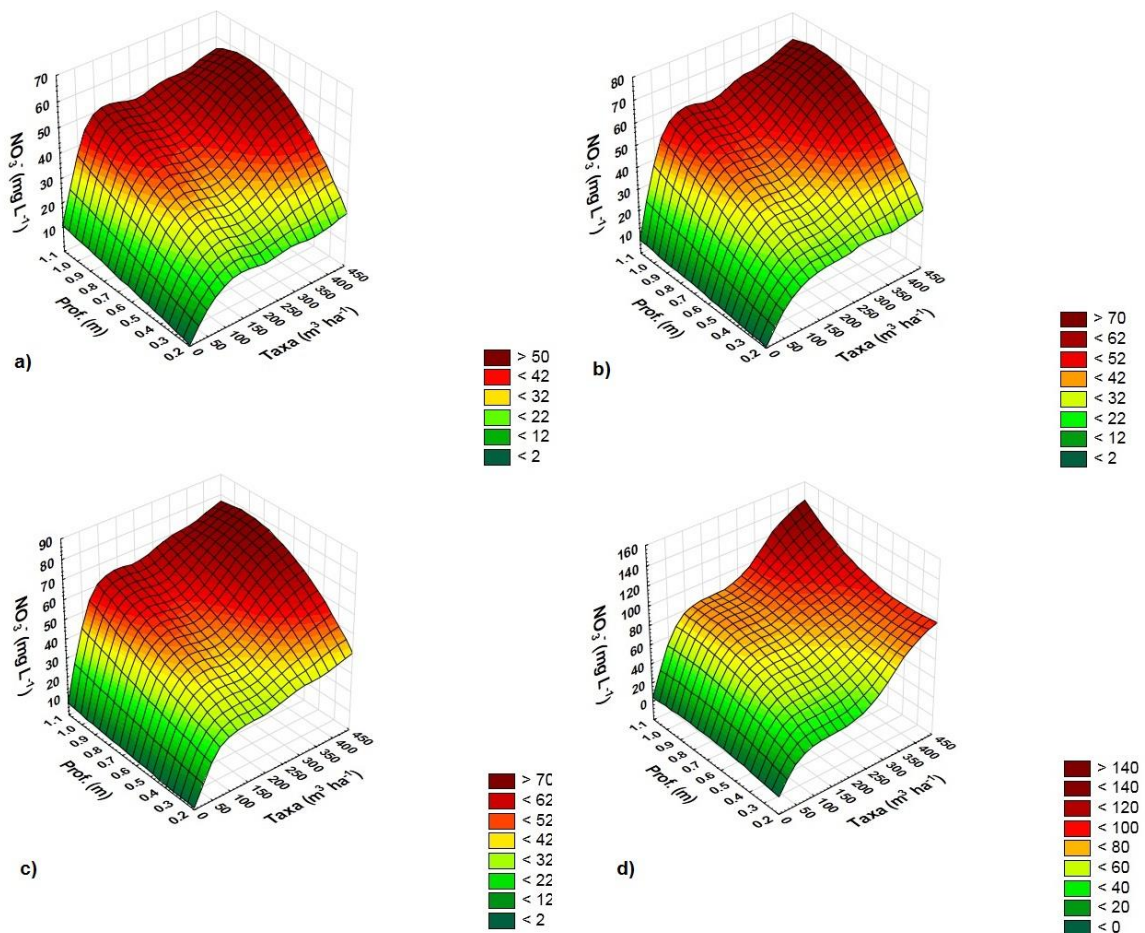


Figura 8 - Concentrações de NO_3^- presentes nos percolados em profundidade no Latossolo Vermelho distrófico, na 2ª Fase (**recarga**) do estudo experimental, sob a aplicação de taxas crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 150 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d)

Nota: **100 mm (a)**, $Z = 2,33451 + 0,00789x + 0,00008x^2 - 22,12344y + 5,2240y^2 + 0,1833xy - 0,00056x^2y - 0,08117xy^2 + 0,00028x^2y^2$ $R^2 = 93,15\%$; **150 mm (b)**, $Z = 3,2349 + 0,114326x + 0,00031x^2 - 38,32485y - 15,67676y^2 + 0,098734xy - 0,00024x^2y - 0,112039xy^2 + 0,00013x^2y^2$ $R^2 = 91,22\%$; **200 mm (c)**, $Z = 3,7856 + 0,097482x + 0,00023x^2 - 27,23452y - 12,22345y^2 + 0,084441xy - 0,00020x^2y - 0,091599xy^2 + 0,00006x^2y^2$ $R^2 =$

90,74%; e 250mm (d), $Z = 9,34762 + 0,088691x + 0,00033x^2 - 24,2470y^2 + 0,72729xy - 0,00012x^2y - 0,26754xy^2$ $R^2 = 96,90\%$.

Já na 3ª e 4ª Etapas a condição anteriormente descrita foi reproduzida novamente, com o registro de maiores concentrações de NO_3^- obtidas nas contribuições percoladas em profundidade que se situaram acima de sete, e catorze vezes superiores ao VMP (Figuras 8c e 8d).

As elevadas concentrações de NO_3^- que foram registradas nas contribuições dos drenos de fundo principalmente nas etapas da 2ª Fase dos ensaios de percolação no Latossolo Vermelho distrófico, podem ser explicadas se considerarmos que a área onde foram retiradas as amostras indeformadas é cultivada a mais de 30 anos em sistema de plantio direto com histórico de mais de 15 anos de uso intensivo de dejetos por fertirrigação, sendo que ao longo do tempo ocorreu uma estruturação e enriquecimento das propriedades físicas e químicas deste solo. Conforme pode ser verificado na Tabela 3 nele ocorrem altos teores de matéria orgânica ao longo de todo o perfil que realçam a eletronegatividade deste solo em profundidade, retendo os cátions nos sítios de adsorção, formando compostos de ligações estáveis, e liberando o NO_3^- provindo das frações nitrogenadas dos dejetos aplicados para a solução do solo.

Aliada a condição anteriormente descrita, a estruturação deste solo ao longo do tempo propiciou a formação de macroporos que facilitam sobremaneira a passagem da água pelo perfil, e assim, em condições de saturação acima da capacidade de campo permitindo a mobilização do NO_3^- em concentrações consideráveis. O que justifica a alta concentração de NO_3^- de mais de 140 mg L^{-1} encontrada em profundidade na 4ª Etapa da 2ª Fase neste solo. Estas condições também foram descritas por Oliveira, Pinheiro e Veiga (2014), Cabral et al. (2014) e Oliveira et al. (2015), em estudos de percolação de solutos em latossolos.

3.4 DINÂMICA DE MOBILIDADE DO NO_3^- NO LATOSSOLO BRUNO DISTRÓFICO

As concentrações de NO_3^- dos lixiviados obtidos dos lisímetros de coluna testemunha que continham o Latossolo Bruno distrófico, em todas as etapas da 1ª Fase de condução do estudo experimental, se apresentaram média abaixo do VMP. Mesma condição também foi observada em todas as etapas na 2ª Fase. A menor concentração do NO_3^- nos percolados das lisímetros testemunhas pode ter como causa provável a assimilação do oxiânion pelo sistema radicular da cultura da cevada, cujas plantas se encontravam em estágio vegetativo inicial (10 a 12 cm de altura) nas datas de coleta das amostras indeformadas de solo, ou por sua retenção

nos sítios de adsorção nas estruturas predominantes prismáticas das argilas do Latossolo Bruno distrófico, ou ainda, por ter migrado em profundidade pela ação de deslocamento vertical do fluxo de água no solo (PIOVESAN et al., 2009).

Com a aplicação das taxas de dejetos, a partir da ambientalmente recomendável, na 1ª Fase do estudo foi verificado que as concentrações de NO_3^- nos percolados obtidos dos lisímetros de coluna aumentaram ao longo da 1ª e 2ª Etapas (Figura 9a e 9b), principalmente para as maiores taxas (210 e $420 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) registrando mais de 20 mg L^{-1} e mais de 40 mg L^{-1} respectivamente.

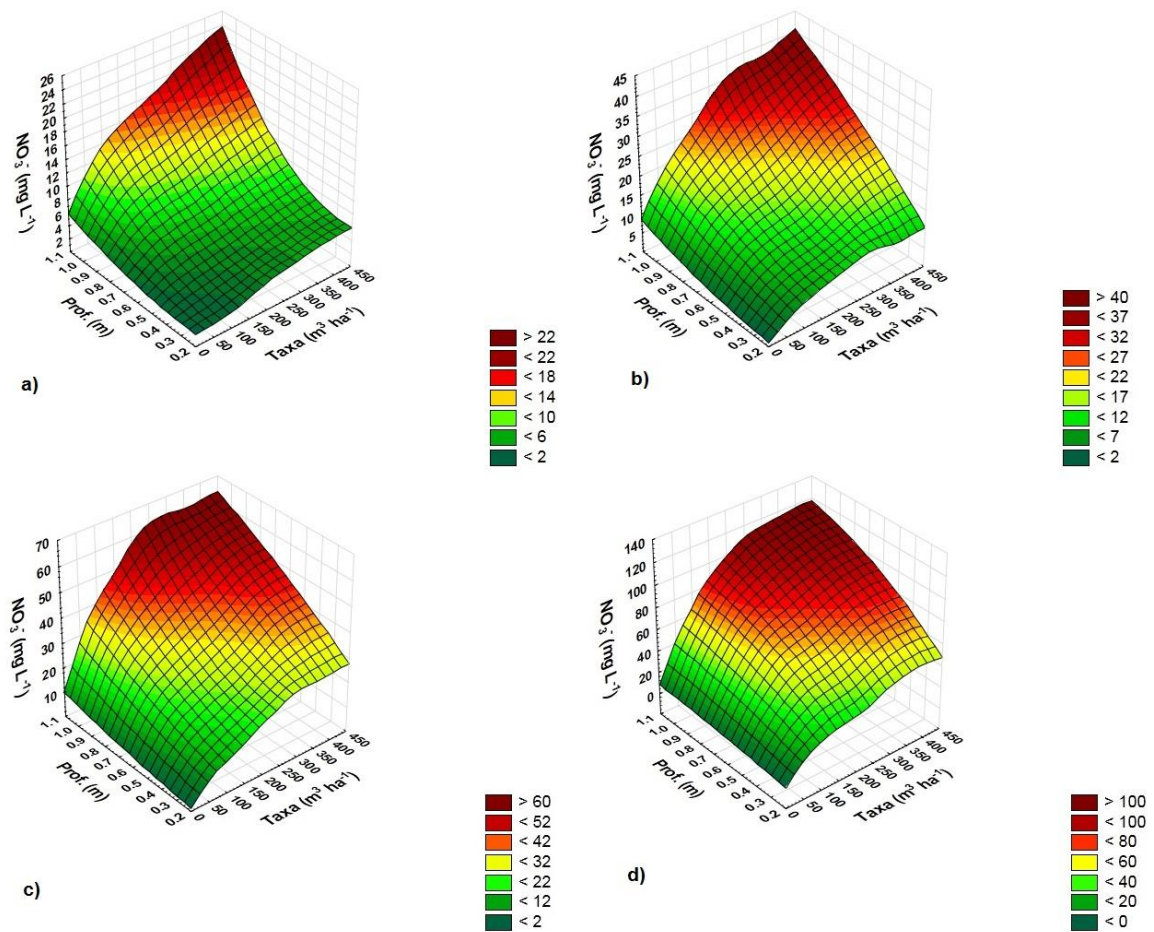


Figura 9 - Concentrações de NO_3^- presentes nos percolados em profundidade em Latossolo Bruno distrófico, na 1ª Fase (carga) do estudo experimental, sob a aplicação de taxas crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 150 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d)

Nota: 100 mm (a), $Z = -0,37673 + 0,02898x - 0,00003x^2 + 3,96705y + 1,19402y^2 - 0,09324xy - 0,00011x^2y + 0,12482xy^2 - 0,00017x^2y^2$ $R^2 = 90,52\%$;
 150 mm (b), $Z = -0,80655 + 0,09826x + 0,00022x^2 + 9,61061y - 1,10142y^2 - 0,20763xy - 0,00067x^2y + 0,24117xy^2 - 0,00061x^2y^2$ $R^2 = 95,48\%$;
 200 mm (c), $Z = -2,03209 + 0,01647x + 0,00029x^2 + 18,57443y - 6,4272y^2 - 0,25911xy - 0,0008x^2y + 0,39004xy^2 - 0,00095x^2y^2$ $R^2 = 91,80\%$;
 250 mm (d), $Z = 1,34977 + 0,02773x + 0,00005x^2 + 10,35119y - 1,64237y^2 + 0,89046xy - 0,00139x^2y + 0,29381xy^2 - 0,00040x^2y^2$ $R^2 = 90,60\%$.

No entanto, como se pode observar nas Figuras 9c e 9d, na 3ª e 4ª Etapas os percolados obtidos principalmente em profundidade para estas maiores taxas de aplicação de

dejetos, passaram a apresentar concentrações de NO_3^- de mais de seis e dez vezes acima do VMP.

Na 2ª Fase do estudo na 1ª e 2ª Etapas com a adição das maiores taxas de dejetos as concentrações de NO_3^- nos percolados aumentaram sendo mobilizadas pelo perfil atingindo patamares máximos de mais de 60 mg L^{-1} e mais de 70 mg L^{-1} respectivamente (Figuras 10a e 10b). Neste tipo de solo também a disposição sequenciada das taxas de dejetos propiciou a presença de maiores quantidades de compostos nitrogenados e por consequência de NO_3^- presente na solução do solo, que foi mobilizado em profundidade já nas etapas iniciais da 2ª Fase (recarga) à medida que foram adicionados os volumes simulados de precipitação pluviométrica ao solo saturado na capacidade de campo.

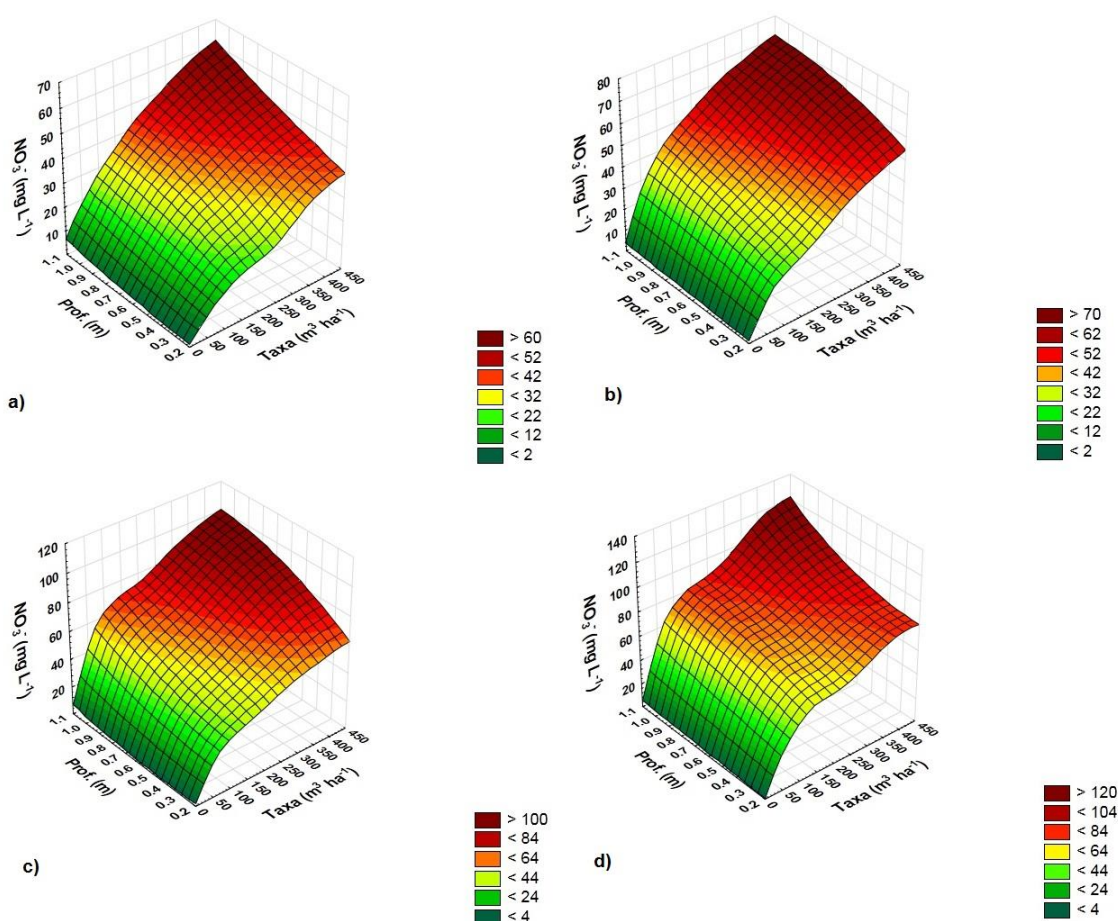


Figura 10 - Concentrações de NO_3^- presentes nos percolados em profundidade em Latossolo Bruno distrófico, na 2ª Fase (recarga) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 150 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d)

Nota: 100 mm (a), $Z = 1,78612 + 0,01533x + 0,00031x^2 + 19,12568y - 6,74142y^2 - 0,26133xy - 0,0008x^2y + 0,40112xy^2 - 0,00097x^2y^2$ $R^2 = 92,96\%$; 150 mm (b), $Z = -2,12678 + 0,021202x + 0,00031x^2 + 22,22490y - 7,1287y^2 - 0,27007xy - 0,0009x^2y + 0,423643xy^2 - 0,00096x^2y^2$ $R^2 = 91,80\%$; 200 mm (c), $Z = 1,52722 + 0,03345x + 0,00006x^2 + 12,21470y - 1,7287y^2 + 0,91324xy - 0,00014x^2y + 0,30295xy^2 - 0,00083x^2y^2$ $R^2 =$

93,65%; **e 250 mm (d)**, $Z = 1,64428 + 0,03133x + 0,00007x^2 + 11,5899y - 1,818564y^2 + 0,90333xy - 0,00129x^2y + 0,30217xy^2 - 0,00044x^2y^2$ $R^2 = 92,54\%$.

As concentrações do oxiânion foram mais significativas nas contribuições extraídas dos drenos de fundo, na 3ª e 4ª Etapas apresentando valores acima de 100 mg L^{-1} e mais de 120 mg L^{-1} para as maiores taxas aplicadas de dejetos e com a adição dos maiores volumes simulados de precipitação pluviométrica.

A mobilização de elevadas concentrações de NO_3^- em profundidade no Latossolo Bruno distrófico também estão relacionadas com as propriedades físicas e químicas encontradas neste solo (pH acima de 5,0 na camada superficial, altos teores de matéria orgânica ao longo do perfil, alta CTC e boa concentração de cátions), que aliadas a boa estrutura deste solo favorecem o movimento de percolação da água pelo solo permitindo mais facilmente o transporte de solutos como o NO_3^- em profundidade.

Particularmente no caso da área agrícola onde foram retiradas as amostras indeformadas deste tipo de solo a mesma havia recebido a aplicação de corretivos de acidez em período recente, o que pode ter favorecido ainda mais a condição de eletronegatividade no perfil, com desalojamento de maiores porções de NO_3^- para a solução do solo, dado que parte dos sítios de adsorção foram ocupados por outros tipos de oxiânions formadores de compostos mais estáveis. Donagema, et al. (2008); Oliveira, et al. (2015) e Santos; Meurer e Schmimidt (2014) também descreveram estas condições em estudos de percolação de solutos realizados com latossolos.

Os resultados analíticos das concentrações de NO_3^- obtidas nas contribuições percoladas nos lisímetros de coluna dos solos estudados mostraram a maior mobilidade em profundidade no Latossolo Vermelho Arenoso Distrófico e no Latossolo Vermelho Distrófico. O primeiro por apresentar uma estrutura caracterizada pela presença de grande quantidade de areia tornando-o permeável. Enquanto o segundo apesar de possuir bom percentual de argila, se caracterizou como um solo que teve o a sua estrutura física melhorada por boas práticas de manejo ao longo do tempo, com o aumento de macroporos e acúmulo de matéria orgânica principalmente na camada superficial, realçando o seu caráter eletronegativo e promovendo deslocamento do NO_3^- para a solução do solo. Ambos permitiram o deslocamento mais acentuado do fluxo de água pelo perfil transportando o NO_3^- solubilizado ao longo do perfil.

No Nitossolo Vermelho eutroférico e no Latossolo Bruno distrófico também ocorreu a mobilidade do NO_3^- em profundidade, porém atingindo principalmente no final da 2ª Fase de recarga concentrações menores, quando comparadas com as registradas nos solos anteriormente descritos. Estes solos se caracterizam por possuir na sua estrutura altos teores

de argila com predominância de cargas positivas que aumentam a disponibilidade de sítios para adsorção de oxiânions e maior presença de microporos, o que os torna menos permeáveis dificultando assim, o movimento descendente da água e por conseguinte o deslocamento de solutos pelo perfil.

4 CONCLUSÕES

Ocorreram elevações nas concentrações de NO_3^- nas contribuições percoladas dos lisímetros de coluna em todas as profundidades, comprovando a ocorrência de mobilidade do oxiânion pelo perfil dos solos estudados a partir da aplicação da taxa ambientalmente recomendável ($70 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), prevista na Resolução N° 31/98 – SEMA/IAP.

A aplicação seqüenciada de taxas mais elevadas de dejetos acompanhadas da adição dos maiores volumes de precipitação pluviométrica em condições de solo saturado na capacidade de campo, principalmente na 3ª e 4ª Etapas, tanto na 1ª Fase, quanto na 2ª Fase do estudo experimental propiciaram a presença de maiores concentrações NO_3^- obtidas nas contribuições percoladas, especialmente nos drenos de fundo dos lisímetros de coluna.

Dentre os solos estudados o Latossolo Vermelho Arenoso distrófico pela sua estrutura mais grosseira com predominância de grânulos de areia e o Latossolo Vermelho distrófico pela abundância de matéria orgânica principalmente na camada superficial que realçou a sua eletronegatividade, possibilitaram a maior presença do NO_3^- na solução do solo e facilitaram a o deslocamento da água permitindo a maior mobilidade do oxiânion em profundidade.

O Nitossolo Vermelho eutroférico e o Latossolo Bruno distrófico também apresentaram mobilização do NO_3^- em profundidade, mas por contarem com elevados teores de argila na sua composição propiciaram menor disponibilidade do oxiânion na solução do solo e por possuírem uma estrutura com abundância de microporos dificultaram o movimento da água. Assim menores concentrações foram obtidas nas contribuições percoladas nos lisímetros de colunas quando comparadas com aquelas registradas nos dois outros solos estudados.

Foram registradas diminuições gradativas das concentrações de NO_3^- nas contribuições percoladas obtidas em todas as profundidades nos lisímetros de coluna testemunha da 1ª Fase para a 2ª Fase do estudo experimental, o que evidencia que ao cessar a

aplicação de dejetos ao solo reduzem-se as quantidades do oxianion mobilizadas em profundidade.

REFERÊNCIAS

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Nitrato no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.32, n.5, p.2101-2111. Set./Out. 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v32n5/31.pdf>>. Acesso em: 22 de Julho de 2015.

ALCÂNTARA, M. A. K. de; CAMARGO, O. A. de; Movimentação de nitrato em horizonte superficial e subsuperficial de latossolo e nitossolo com cargas variáveis. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília - DF, v.45, n.1, p.81-88, Jan./2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v45n1/011v45n1.pdf>>. Acesso em: 23 de Julho de 2015.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA, **Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater**, 22ND, Washington, DC 20001-3710-US, 2012.

BIGUELINI, C.; GUMY, M. P. Índices de nitrato em águas subterrâneas de poços profundos na Região Sudoeste do Paraná. **Revista Saúde Ambiental**, Cascavel – PR, v.14, n.20, p.153-175, Jul./Dez. 2012. Disponível em: <<http://e-revista.unioeste.br/index.php/fazciencia/article/download/8724/6724>>. Acesso em: 12 de Julho de 2015.

BOLZANI, H. R.; OLIVEIRA, D. L. do A. LAUTENSCHLAGER, R. Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura no solo e na qualidade dos seus lixiviados. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro – RJ, v.17, n.4, p.385-392, Out./Dez. 2012. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v17n4/v17n4a05.pdf>>. Acesso em 12 de Julho de 2015.

BRASIL. **Resolução Nº 396, de 3 de Abril de 2008**. Ministério do Meio Ambiente – Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_2008_396.pdf>. Acesso em 17 de Setembro de 2016.

CABRAL, J. R.; FREITAS, P. S. L. de; REZENDE, R.; MUNIZ, A. S.; BERTONHA, A. Alterações nas propriedades químicas de um latossolo vermelho distrófico pela aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande – PB, v.18, n.2, p.210-216, Fev./2014. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v18n2/a12v18n2.pdf>>. Acesso em: 12 de Novembro de 2015.

CAMPECHE, L. F. M. de S.; AGUIAR NETO, A. O.; SOUZA, I. F.; FACCIOLI, G. G.; SILVA, V. da P. R.; AZEVEDO, P. V. de; Lisímetro de pesagem de grande porte. Parte I: Desenvolvimento e calibração. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v.15, n.5, p.519-525, Mai./2011. Disponível em <<http://www.scielo.br/rbeaa/v15n5/v15n5a13.pdf>>. Acesso em 23 de Maio de 2015.

CAPOANE, V.; SCHAEFER, G. L.; TIECHER, T.; SANTOS, D. R. dos; Impactos da suinocultura na qualidade de água de uma bacia hidrográfica do Rio Grande do Sul. **Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities Research Medium**, Ituiutaba – MG, v.5, n.2, p.494-509, Jul./Dez. 2014. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/braziliangeojournal/article/view/26705/15653.pdf>>. Acesso em: 22 de Março de 2016.

CORREIA, V. F.; CAMPOS, T. M.; LANGENBACH, T. Avaliação do transporte de atrazina em solos sob diferentes condições de manejo agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa MG, v.34, n.2, p.525-534, Mar./Abr. 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v34n2/a10v34n2.pdf>>. Acesso em: 14 de Julho de 2015.

DONAGEMA, G. K.; RUIZ, H. A.; FIGUEIREDO, G. C.; ALVAREZ, V. H. V.; FERREIRA, P. A.; CANTARUTTI, R. B.; SILVA AGNO, T. da; Distribuição de amônio, nitrato, potássio e fósforo em colunas de latossolos fertirrigadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.32, n.6, p.2493-2504, Nov./Dez. 2008. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/pdf/1802/180214064026.pdf>>. Acesso em: 04 de Fevereiro de 2016.

DORTZBACH, D.; ARAÚJO, I. S.; BLAINSKY, E.; PANDOLFO, C. M.; VEIGA, M. da; CORRÊA, A. F. Lixiviação de nitrato no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em sucessão aveia/milho no Sul do Estado de Santa Catarina. **Informativo Eletrônico**, Empresa de Pesquisa Agropecuária do Estado de Santa Catarina – EPAGRI, Florianópolis – SC, 12p. Postado em 11 de Junho de 2012. Disponível em: <http://intranetdoc.epagri.sc.gov.br/producao_tecnico_cientifica/DOC_1268.pdf>. Acesso em: 02 de Abril de 2016.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**, Editora da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA – Solos), 3ª Edição Revisada e Ampliada, 363p. Rio de Janeiro – RJ, 2013.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA.. Método prático de determinação da capacidade de campo. **Comunicado Técnico 98**, Seropédica – RJ, 1ª Edição, 13p. 2007. Disponível em: <<http://www.ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPAB/1/cot98.pdf>>. Acesso em: 12 de Dezembro de 2014.

GOTTI, A.; ANDREGUETTO, L. G.; GROTT, S. C.; PINHEIRO, I. G.; ALVES, T. C.; AGUIDA, L. M. de; PINHEIRO, A. Hidrodinâmica em estrutura de solo reconstituída em lisímetro de coluna. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20. 2013.

Bento Gonçalves – RS, **Anais Eletrônicos**, Associação Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH, Rio de Janeiro – RJ, p.326-329, 2013. Disponível em: <<http://www.abrh.org.br/sgcv3/UserFiles/Sumarios/9fef234.pdf>>. Acesso em: 12 de Junho de 2015.

HOMEM, B. G. C.; CONDÉ, M. S.; FERREIRA, I.M.; ALMEIDA NETO, O. B de; SILVA, M. D. Efeito do uso prolongado de água residuária da suinocultura sobre as propriedades químicas e físicas de um latossolo vermelho-amarelo. **Revista Científica – Journal Agrarian Sciences**, Jaboticabal – SP, v.42, n.3, p.299-309, Mar./ 2014. Disponível em: <<file:///C:/Users/usuário/Downloads/507-3419-1-PB.pdf>>. Acesso em: 11 de Julho de 2015.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ – IAPAR. **Mapas de solos do Estado do Paraná**, Curitiba – PR, 1ª Edição, 74p. 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE, **Manual técnico de pedologia**, 2ª Edição, Rio de Janeiro – RJ, 316p. 2007. Disponível em: <<http://www.agrolink.com.br/downloads/manual%20tecnico%20pedologia.pdf>>. Acesso em: 13 de Maio de 2016.

IYYEMPERUMAL, K.; SHI, W. Soil microbial community composition and structure: residual effects of contrasting N fertilization of swine lagoon effluent versus ammonium nitrate. **Plant and Soil Journal**, Amesterdan - NL, Springer Science + Business Media B. V. v.292, Issue 2, p.233-242, 2007. Disponível em: <<http://www.praies.wine.com/pdf/8594.pdf>>. Acesso em: 14 de Abril de 2016.

KAUFMANN, V.; SILVA, M. R. da; PINHEIRO, A.; FATH, G.; AGUIDA, L. M. de; Transporte de atrazina e diuron no perfil de um argissolo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre – RS, v.17, n.1, p.149-157, Jan./Mar. 2012. Disponível em: <<http://www.abrh.org.br/sgcv3/UserFiles/Sumarios/.pdf>>. Acesso em: 12 de Março de 2015.

KRAJESKI, A.; POVALUK, M. Alterações no solo ocasionadas pela fertirrigação com dejetos de suínos. **Revista Saúde e Meio Ambiente**, Mafra – SC, v.3, n.1, p3-18, Jan. 2014. Disponível em: <<http://www.periodicos.unc.br/index.php/sma/article/download/415/424>>. Acesso em: 14 de Julho de 2015.

LEWIS, J.; SJOSTROM, J. Optimizing the experimental design of soils columns in saturated an unsaturated transport experiments. **Journal of Contaminant Hydrology**, New Jersey – US, Princeton University, v.115, Issue 1-4, p.1-13, New Jersey - US, Jun./ 2010. Disponível em: <<http://scholar.google.com/citations?view-op=view-citation.pdf>>. Acesso em: 30 de Março de 2015.

LIANG, L. R.; ZHANG, A. P.; HONG, L.Y.; WANG, F.; ZHAO, T. C. CHEN, C.; HONG, Y. Rice yield, nitrogen use efficiency (NUE) and nitrogen leaching losses as affected by long-term combined applications of manure and chemical fertilizers in Yellow River irrigated Region Ningxia, China. **Journal of Agro-Environment Science**, Ontario – CN, v.34, Issue 5, p.947-954, 2015. Disponível em: <<http://www.aes.org.cn/html/2015/2015.0518.htm>>. Acesso em: 11 de Abril de 2016.

MIYAZAWA, M. BARBOSA, G. M. C. PARRA, M. S. Lixiviação de nitrogênio no solo pela aplicação de dejetos de suíno. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE RESÍDUOS DE

ANIMAIS. 1. 2009. Florianópolis – SC, **Anais Eletrônico**, Sociedade Brasileira dos Especialistas nos Resíduos das Produções Agropecuária e Agroindustrial – SBERA, Concórdia – SC, v.2, n.3, p.143-147, 2009. Disponível em: <<http://www.sigera.org.br>>. Acesso em: 11 de Abril de 2015.

MATALLO, M. B.; LUCHINI, L. C.; GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; CERDEIRA, A. L.; MARIN, G. C. Lixiviação dos herbicidas teburion e diuron em coluna de solo. **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba _PR, v.13, n.2, p.83-90, Jun./2003. Disponível em: <<http://www.abrh.org/revista>>. Acesso em: 07 de Julho de 2013.

MORVAN, T.; NICOLARDOT, B. Role of organic fractions on C decomposition and N mineralization of animal wastes in soil. **Biology and Fertility of Soils Journal**, Berlin – DE, Springer Publishing Company, v.45, Issue 5, p. 477-486, Mar./ 2009. Disponível em: <<http://prondinra.inra.fr/record/30015.pdf>>. Acesso em: 20 de Junho de 2015.

NÓBREGA, M. M. S. da; RIGHETTO, A. M.; BALREIRA, D. S. Estudo da lixiviação de nitrato no solo. CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 15. 2008. Natal – RN. **Anais Eletrônicos**, Associação Brasileira de Águas Subterrâneas - ABAS, Rio de Janeiro – RJ, 12p. 2008. Disponível em: <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/viewFile/23750/15819>>. Acesso em: 20 de Junho de 2015.

OLIVEIRA, J. G. R. de; BARBOSA, G. M. DE c.; TAVARES FILHO, J.; TORRES, E. C. Perda de solo e água e riscos da concentração de nutrientes no escoamento superficial em solo cultivado no sistema de plantio direto e submetido a adubações orgânicas e mineral. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife – PE, v.8, n.1, p.093-112, Jul./2015. Disponível em: <<http://www.revista.ufpe.br/rbgfe/index.php/revista/article/viewFile/1359/692.pdf>>. Acesso em: 11 de Março de 2016.

OLIVEIRA, D. A. de; PINHEIRO, A.; VEIGA, M. da; Effects of pig slurry application on soil physical and chemical propperties and glyphosate mobility. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.38, n.5, p. 1421-1431, Set./Out. 2014. Disponível em: <<http://www.scielo.br/rbcs/v33n4/02.pdf>>. Acesso em: 13 de Março de 2016.

PAYET, N.; FINDELING, A.; CHOPART, J.; FEDER, F.; NICOLINI, E.; MACARY, H. S.; VAUCLIN, M. Modelling the fate of nitrogen following pig slurry application on a tropical cropped acid soil on the island of Réunion (France). **Agriculture, Ecosystems and Environment Journal**, Montpellier – FR, CIRAD Publishing, v.134, Issue (3-4), p. 218-233. 2009. Disponível em: <http://publications.cirad.fr/une_notice.php?dlk=550935.htm>. Acesso em: 02 de Fevereiro de 2016.

PARANÁ. **Resolução SEMA/IAP N° 031, de 24 de Agosto de 1998**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos – SEMA, Instituto Ambiental do Paraná – IAP. Disponível em: <<http://www.iap.pr.gov.br/legislação>>. Acesso em: 21 de Julho de 2014.

PIMENTEL-GOMES, F. **Curso de estatística experimental**, Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiróz - FALQ – Biblioteca de Ciências Agrárias Luiz de Queiróz, V.15, 15ª Edição, Piracicaba – SP, 2009.

PIOVESAN, R. P.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; MOTTA, A. C. V.; REISSMANN, C. B. Perdas de nutrientes via subsuperfície em colunas de solo sob adubação mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.33, n.4, p.757-766. Jul./2009. Disponível em: <<http://www.scielo.br/rbcs/v33n4/02.pdf>>. Acesso em: 12 de Setembro de 2015.

ROCHA, F. A.; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T.; CANTARUTTI, R. B. SILVA, J. O. da; Modelo numérico do transporte de nitrogênio no solo. Parte II: Reações biológicas durante a lixiviação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v.12, n.1, p.54-61. Jan./Fev. 2008b. Disponível em: <<http://www.scielo.br/rbeaa/v12n1/n1an6.pdf>>. Acesso em: 13 de Abril de 2016.

SANTOS, R. dos; MEURER, E. J.; SCHMIDT, V. Nitrogênio mineral em percolado de solos após aplicações de dejetos líquidos de suínos. **Revista Bioscience Journal**, Goiânia – GO, v.30, n.5, p.1358-1363, Set. /Dez. 2014. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/viewFile/12528/14974.pdf>>. Acesso em: 13 de Abril de 2016.

SCHERER, E. E.; NÉSI, C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciado por sucessivas aplicações de dejetos de suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.34, n.4, p.1375-1383, Jul./Ago. 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v34n2/12.pdf>>. Acesso em: 04 de Dezembro de 2014.

SCHIRMANN, J.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; PUJOL, S. B.; GIACOMINI, D. A.; GONZATTO, R.; OLIVO, J. Inibidor de nitrificação e aplicação parcelada de dejetos de suínos nas culturas de milho e trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.37, n.1, p.271-280, Fev./2013. Disponível em: <<http://www.sbc.org.br/wp-content/uploads/2013/02/v37n1a28.pdf>>. Acesso em: 16 de Julho de 2015.

SOMAVILLA, L.; BASSO, C. J.; FABRIS, C.; ROS, C. O. da; SILVA, V. R. da; PINTO, M. A. B.; BRUN, T.; DEMARI, G.H. Ciclagem do nitrogênio pela parte aérea do milho submetido a doses de dejetos líquidos de suínos. **Revista Biosciência Journal**, Uberlândia – MG, v.31, n.2, p.481-488, Mar./Abr. 2015. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/download/.../16125.pdf>>. Acesso em: 21 de Julho de 2015.

STATSOFT SOUTH AMERICA. **Statistica Program**, Versão “On Line. São Caetano do Sul – SP, Mar./2015. Disponível em: <<http://pt.freedownloadmanager.org/Windows-PC/STATISTICA.html>>. Acesso em: 20 de Junho de 2016.

TREVISAN, A. P.; LOURENÇO DE FREITAS, P. S.; REZENDE, R. Atributos químicos do solo na qualidade do percolado com aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Enciclopédia da Bioesfera**, Goiânia – GO, v.9, n.16, p.2686-2697, Jul./2013. Disponível em: <<http://www.conhecer.org.br/enciclop/2013a/agrarias/atributos%20quimicos.pdf>>. Acesso em: 16 de Julho de 2015.

UNIÃO EUROPÉIA. **Directiva Nitratos EU – 27**. Lisboa – PT, 2006. Disponível em: <<http://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/index-em.html>>. Acesso em: 18 de Setembro de 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL AGENCY (EPA). **National Primary Drinking Water Regulation – NPDWR, Table Regulated Drinking Water Contaminants.** Whashington - DC, May. 2016. Disponível em: <<https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/table-regulated-drinking-water-contaminants>>. Acesso em: 18 de Setembro de 2016.

ZIMMERMANN, F. J. P. **Estatística aplicada à pesquisa agrícola.** 2ª Edição. Editora da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA, Brasília – DF, 582p. 2014.

CAPÍTULO III – ARTIGO 3: ESTUDO DA MOBILIDADE DE METAIS EM SOLOS DO PARANÁ SUBMETIDOS A APLICAÇÃO DE DEJETOS BIOESTABILIZADOS DE SUÍNOS

RESUMO

Em áreas agrícolas onde ocorre a aplicação excessiva de dejetos de suínos por longos períodos de tempo os solos ficam sujeitos ao acúmulo de elementos químicos que podem promover a sua saturação e caracterizar um quadro de degradação ambiental por poluição difusa. Pelo escoamento superficial ou por lixiviação estes elementos químicos podem poluir e contaminar os recursos hídricos comprometendo a sua qualidade, principalmente para o consumo humano. Com o objetivo de avaliar se ocorre a mobilidade de K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} e metais tóxicos Pb^{2+} , Cr Total e Cd^{2+} , foi desenvolvido o estudo experimental utilizando lisímetros de coluna contendo amostras indeformadas de solos ocorrentes em quatro regiões do Paraná (Nitossolo Vermelho eutroférico, Latossolo Vermelho Arenoso distrófico, Latossolo Vermelho distrófico e Latossolo Bruno distrófico), retirados de áreas com histórico de uso de dejetos como biofertilizante. Os lisímetros de coluna receberam em dois períodos distintos de 114 dias, taxas sequenciadas de dejetos bioestabilizados de suínos correspondentes a 0, 70, 140, 210 e 420 $m^3 ha^{-1}$ e de volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100, 150, 200 e 250 mm, com extração dos percolados nas profundidades de 30, 60 e 100 cm, em um delineamento experimental caracterizado como inteiramente ao acaso (DIC), em fatorial 5x4x3. Também foram realizadas amostragens dos solos em três faixas de profundidade nas áreas agrícolas de retirada das amostras indeformadas de solos, cujos teores dos elementos químicos foram comparados com aqueles presentes nas amostras retiradas das colunas ao término dos ensaios de percolação nas mesmas faixas de profundidade, respeitando as repetições do experimento. Os resultados do estudo mostraram que a mobilidade em profundidade do K^+ e do Zn^{2+} foi maior no Latossolo Vermelho Arenoso distrófico do que para os demais solos. Em relação aos teores de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} as maiores concentrações foram encontradas nas camadas superficiais dos solos, mas no Latossolo Vermelho Arenoso distrófico ocorreu à movimentação vertical destes íons metálicos até a profundidade de 60 cm. A aplicação sequenciada de dejetos de suínos ao longo das etapas não provocou alterações nos teores originais dos metais tóxicos Pb^{2+} , Cr Total e Cd^{2+} nos solos estudados.

Palavras-chave: Lisímetros de coluna. Íons metálicos. Contaminação e saturação do solo. Poluição difusa.

ABSTRACT

In agricultural areas where the excessive application of swine manure for long periods of time occurs, the soils are subject to the accumulation of chemical elements that can promote their saturation and to characterize a picture of environmental degradation by diffuse pollution. By surface runoff or by leaching these chemical elements can pollute and contaminate the water resources compromising their quality, mainly for human consumption. In order to evaluate the mobility of K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} and Mn^{2+} and toxic metals Pb^{2+} , Total Cr³ and Cd^{2+} , the experimental study was carried out using column lysimeter containing undisturbed soil samples from four Paraná regions (Red Ultisol eutroferic, Sandy Red Latosol dystrophic, Red Latosol dystrophic and Bruno Latosol dystrophic), removed from the area with a history of the use of waste as a biofertilizer. The column lysimeter received in two different periods of 114 days, sequenced dosages of biostabilized pig slurries corresponding to 0, 70, 140, 210 and 420 m³ ha⁻¹ and simulated pluviometric precipitation volumes of 100, 150, 200 and 250 mm, with extraction of the percolates at the depths of 30, 60 and 100 cm, in a completely randomized experimental design (DIC) in factorial 5x4x3. Soil samples were also collected at three depths in the agricultural areas of withdrawal of the undisturbed samples of soils, whose contents of the chemical elements were compared with those present in the samples collected from the columns at the end of the percolation tests in the same depth ranges, respecting the replicates of the experiment. The results of the study showed that the mobility in depth of K^+ and Zn^{2+} was higher in the Sandy Red Latosol dystrophic than in other soils. In relation to the contents of Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} and Mn^{2+} the highest concentrations were found in the superficial layers of the soils, but in the Sandy Red Latosol dystrophic, the vertical movement of these metallic ions up to the depth of 60 cm. The sequenced application of swine manure throughout the stages did not cause changes in the original levels of the toxic metals Pb^{2+} , Total Cr and Cd^{2+} in the studied soils.

Keywords: Column lysimeter. Metal ions. Contamination and soil saturation. Diffuse pollution.

1 INTRODUÇÃO

Em áreas agrícolas com uso intensivo de dejetos de suínos como biofertilizante pode ocorrer à saturação do solo por elementos químicos que se fazem presentes na composição original, ou oriundos das transformações das dejeções no solo. De acordo com Couto et al. (2010) e Girotto et al. (2010), além de compostos ricos em NPK, também são encontrados nos dejetos micronutrientes dentre os quais destacam-se o K^+ , Na^+ , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} , que são geralmente adicionados nas rações como promotores de crescimento e de prevenção de anemias, ativadores metabólicos e agentes antibactericidas (SANTOS, 2014).

E também o Cr^{3+} , Pb^{2+} e Cd^{2+} , que geralmente são detectados na condição de elementos traços e têm como origem provável a contaminação de cereais, ou de produtos quelados e substâncias químicas utilizados na fabricação das rações. Por possuírem peso específico maior que 5 g cm^{-3} e número atômico maior que 20, são classificados quimicamente como metais tóxicos. (GONÇALVES Jr et al., 2013).

Estes elementos químicos distribuem-se pelo solo com menor energia de adsorção ou na forma de precipitados de maior solubilidade. O acúmulo de determinados cátions e metais pesados podem propiciar a sua biodisponibilidade, caracterizando assim, um quadro de vulnerabilidade para a ocorrência de poluição difusa a partir da contaminação do solo e da água (HSEU, 2006; ACHIBA et al., 2008). Também conforme relatam Cattani et al. (2006) e Michaud et al. (2007), estes elementos químicos em quantidades excessivas podem ser fitotóxicos para as plantas e afetar desfavoravelmente a microbiota do solo, além de constituir uma ameaça potencial para a saúde humana.

Atributos físicos de cada tipo de solo como tamanho e distribuição relativa dos poros, a sua capacidade de armazenamento e grau de saturação com água e seus atributos como pH, capacidade de troca de cátions (CTC), a concentração da solução do solo e as reações de dissolução e precipitação, também as trocas iônicas entre elementos químicos, influenciam

diretamente o comportamento de cátions no solo, podendo determinar a sua capacidade de acumulação, ou então a sua mobilidade, e se eles vão precipitar como uma fase insolúvel, ou serão adsorvidos, ou então permanecer livres para serem transportados, ou eventualmente, se encontrar disponíveis para a pronta absorção pelas plantas (BOLZANI; OLIVEIRA; LAUTENSCHLAGER, 2012).

Conforme descrevem Zhou e Zhu (2007) e também Sistani, McLaughlin e Brink (2008) de maneira geral os cátions metálicos possuem baixa mobilidade pelo perfil do solo, tendem a se acumular na camada superficial, permanecendo adsorvidos aos óxidos e grupos funcionais da matéria orgânica, portanto, apresentando baixo potencial de lixiviação. No entanto, de acordo com Bini et al. (2011) diante da presença em excesso de cátions no perfil do solo e mediante a ocorrência de chuvas de grande intensidade podem se estabelecer condições favoráveis para a sua movimentação em profundidade elevando os riscos de degradação da qualidade das águas do lençol freático.

Assim com o objetivo de verificar se ocorre a mobilidade pelo perfil dos elementos químicos K^+ , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} e dos metais tóxicos Pb^{2+} , Cr^{3+} e Cd^{2+} foi desenvolvido o estudo experimental em duas fases distintas utilizando lisímetros de coluna que continham amostras indeformadas de solos ocorrentes no Paraná, sob a aplicação de taxas sequenciadas de dejetos bioestabilizados de suínos e simulações de precipitação pluviométrica.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 AMOSTRAGEM INDEFORMADA DE SOLOS

Para a execução do estudo experimental foi construído um coletor em tubo metálico que permite o embutimento interno de um tubo de PVC de 10 cm de diâmetro e 100 cm de comprimento, que foi introduzido no solo por punção, possibilitando a retirada de amostras na forma de colunas indeformadas.

Em cada área escolhida para a retirada das amostras indeformadas de solo foi delimitada uma sub-área de 32 m², onde foram demarcadas três fileiras (cada fileira contendo cinco locais de amostragem distanciados 2 m entre si), totalizando 15 locais ou pontos de amostragem.

2.2 LOCAIS DA AMOSTRAGEM INDEFORMADA DE SOLOS

As amostras foram retiradas em áreas agrícolas com histórico de disposição de dejetos de suínos no solo localizadas em quatro regiões distintas do Estado do Paraná (Oeste, Noroeste, Campos Gerais e Central).

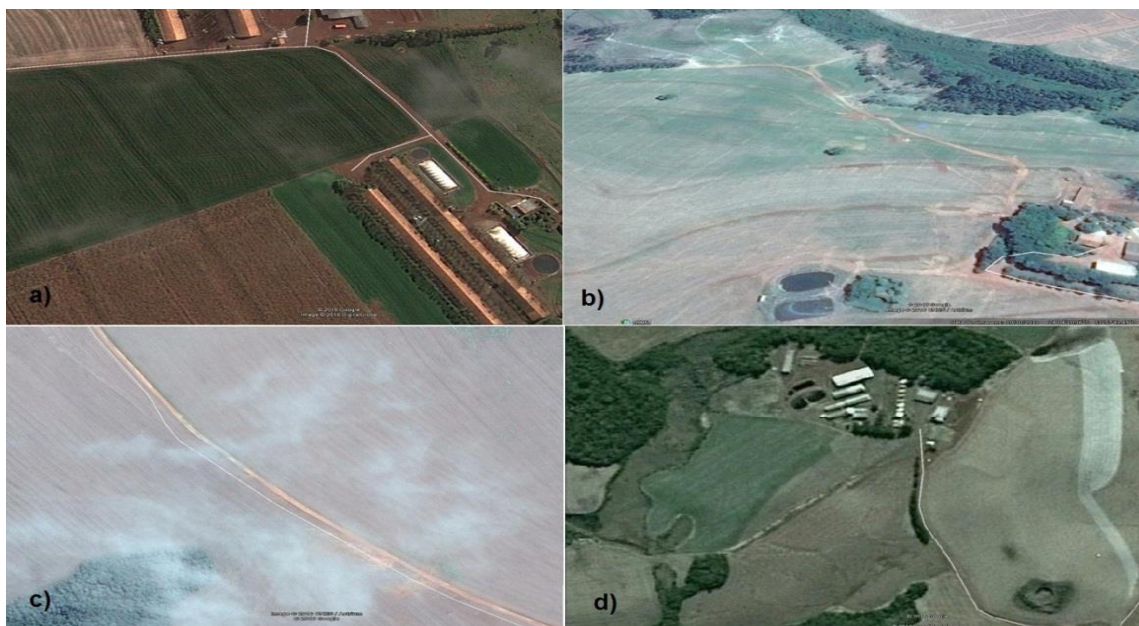


Figura 1 – Imagens do Google Earth (2016) dos locais de retirada das amostras indeformadas de solo. a) Na Região Oeste; b) Na Região Noroeste; c) Na Região dos Campos Gerais; d) Na Região Central.

2.3 IDENTIFICAÇÃO DOS SOLOS AMOSTRADOS

Com o auxílio do georeferenciamento de cada local de retirada das amostras indeformadas, foi possível identificar para cada área agrícola o tipo de solo ocorrente em cada região: a) Nitossolo Vermelho eutroférico – NVef2; b) Latossolo Vermelho Arenoso distrófico – LVd3; c) Latossolo Vermelho distrófico – LVd14; d) Latossolo Bruno distrófico – LBd7, respectivamente (EMBRAPA, 2013).

2.4 AMOSTRAGEM DOS SOLOS PARA A REALIZAÇÃO DE ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS

Ao redor de cada local de retirada das amostras indeformadas de solo foram demarcados num raio de 50 cm quatro locais posicionados de acordo (cada local ocupando um ponto cardeal), onde foram retiradas amostras simples nas faixas de profundidade de (0 a 20, 20 a 40, e de 40 a 100 cm), totalizando 20 amostras simples por profundidade (quatro amostras por faixa de profundidade x cinco locais de retiradas das amostras indeformadas de solo). Estas amostras simples foram devidamente homogeneizadas e separadas em três amostras compostas (três por fileira, uma para cada profundidade, totalizando nove amostras compostas) para se conhecer os teores originais dos principais elementos químicos em cada tipo de solo (IAPAR, 2008).

No Laboratório de Química Ambiental e Instrumental do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE foram realizadas as análises físicas e químicas, cujos resultados para o Nitossolo Vermelho eutrófico e para o Latossolo Vermelho Arenoso distrófico são apresentados na Tabela 1.

Nos dois solos analisados o pH se classifica como ácido, mas os teores P na camada superficial são considerados altos. Na mesma camada os teores de Ca^{2+} e Fe^{2+} se apresentam como médios na superfície, já os teores de K^+ , Mg^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} e Mn^{2+} são considerados altos em ambos os solos. Enquanto no Nitossolo Vermelho eutrófico a CTC e o teor de matéria orgânica são considerados bons no Latossolo Vermelho Arenoso distrófico se apresentam como médios. Em relação aos metais tóxicos chamam a atenção os teores originais encontrados de Cr Total em todo o perfil do Nitossolo Vermelho eutrófico. Em relação ao Latossolo Vermelho Arenoso distrófico cabe destacar o alto teor de areia presente na sua composição estrutural.

Tabela 1 – Resultados das análises físicas e químicas dos solos Nitossolo Vermelho eutrófico e Latossolo Vermelho Arenoso distrófico em três faixas de profundidade

Parâmetro e unidade	Nitossolo Vermelho eutrófico			Latossolo Vermelho Arenoso distrófico		
	Faixa de prof. do solo (cm)			Faixa de prof. do solo (cm)		
	0 - 20	20 - 40	40 - 100	0 - 20	20 - 40	40 - 100
pH(CaCl_2)	4,77	4,98	5,23	4,89	4,87	4,86
P(mg dm^{-3})	23,23	3,50	2,84	25,50	15,40	6,22
M.O.(g dm^{-3})	20,13	14,58	12,76	5,42	4,10	5,42
Zn^{2+} (mg dm^{-3})	5,20	2,90	5,23	2,10	1,36	0,76
Cu^{2+} (mg dm^{-3})	14,40	13,60	12,40	2,67	2,86	2,56
Fe^{2+} (mg dm^{-3})	32,23	34,13	38,10	21,76	20,56	21,16
Mn^{2+} (mg dm^{-3})	86,80	69,90	65,43	20,00	15,50	12,20
Pb^{2+} (mg dm^{-3})	5,30	4,10	3,20	1,54	1,12	0,95
Cr(mg dm^{-3})	42,00	41,00	38,30	2,00	2,66	3,33
Cd^{2+} (mg dm^{-3})	0,01	0,02	0,03	0,03	0,02	0,00
K^+ ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	0,37	0,23	0,13	0,17	0,31	0,16
Ca^{2+} ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	3,57	3,31	3,17	2,10	1,47	1,64
Mg^{2+} ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	1,40	1,18	1,04	0,42	0,38	0,50
SB($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	5,35	4,72	4,40	2,70	2,16	2,31
CTC($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	10,00	8,80	7,96	4,97	4,37	4,53
H + Al^+ ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	5,29	4,08	3,56	2,27	2,21	2,22
Al^{3+} (%)	3,53	1,02	0,74	1,00	6,07	4,87
V(%)	50,30	53,60	55,30	54,30	49,40	51,00
Areia(%)	10,82	9,19	6,74	73,91	70,62	49,53
Silte(%)	40,85	34,51	27,47	3,96	4,87	20,80

Argila(%) 48,33 56,30 65,80 20,13 24,15 29,67

Nota 1: H + Al (acidez potencial), SB (soma de bases), CTC (capacidade de troca catiônica), V(%) (saturação por bases), Cu, Zn, Fe e Mn (extraídos por Melich⁻¹). Limite de Quantificação (LQ): P= 0,01; Zn = 0,005; Cu = 0,005; Fe = 0,01; Mn = 0,01; Pb = 0,01; Cr = 0,01; Cd = 0,005; K = 0,01; Ca = 0,005 e Mg = 0,005.

Nota 2: Valores médios de três amostras por profundidade.

Os resultados analíticos para o Latossolo Vermelho distrófico e para o Latossolo Bruno distrófico são apresentados na Tabela 2. O pH se classifica como ácido, mas os teores P na camada superficial são considerados altos nos dois solos analisados. Os teores de Ca^{2+} Fe^{2+} se apresentam como médios na mesma camada superficial, já os teores são considerados altos para o K^+ , Mg^{2+} Cu^{2+} Zn^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} em ambos os solos. Também a CTC e o teor de matéria orgânica são considerados bons. No Latossolo Vermelho distrófico despontam igualmente os altos teores originais encontrados do Cr Total em todas as faixas de profundidade. Em relação à composição estrutural os dois solos analisados apresentam altos teores de silte e argila e diminuta fração de areia.

Tabela 2- Resultados das análises físicas e químicas dos solos Latossolo Vermelho distrófico e para o Latossolo Bruno distrófico em três faixas de profundidade

Parâmetro e unidade	Latossolo Vermelho			Latossolo Bruno		
	distrófico			distrófico		
	Faixa de prof. do solo (cm)			Faixa de prof. do solo (cm)		
	0 - 20	20 - 40	40 - 100	0 - 20	20 - 40	40 - 100
pH(CaCl_2)	4,86	4,99	4,86	5,14	4,84	4,90
P(mg dm^{-3})	10,60	2,24	0,40	8,22	4,38	3,74
M.O.(g dm^{-3})	40,60	32,30	23,70	51,40	42,40	30,54
Zn^{2+} (mg dm^{-3})	2,83	2,60	0,40	4,40	2,63	1,20
Cu^{2+} (mg dm^{-3})	2,40	2,50	1,63	12,70	12,40	11,20
Fe^{2+} (mg dm^{-3})	51,20	53,90	36,20	58,70	56,20	51,70
Mn^{2+} (mg dm^{-3})	13,20	7,90	10,50	56,20	49,00	35,20
Pb^{2+} (mg dm^{-3})	3,45	4,12	2,30	7,14	7,08	6,47
Cr^{3+} (mg dm^{-3})	34,44	46,67	33,67	13,67	13,00	11,00
Cd^{2+} (mg dm^{-3})	0,05	0,03	0,01	0,03	0,03	0,05
K^+ ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	0,86	1,01	1,17	0,31	0,24	0,14
Ca^{2+} ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	3,28	2,73	1,74	3,01	2,41	1,68
Mg^{2+} ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	1,52	1,42	1,11	1,27	0,93	0,75
SB($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	5,66	5,17	4,02	4,60	3,59	2,57
CTC($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	9,51	9,40	8,44	11,30	11,30	9,62
H + Al ⁺ ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	3,85	4,73	4,47	6,67	7,69	7,05
Al ³⁺ (%)	0,00	2,20	5,42	0,00	3,24	3,14
V(%)	59,50	52,20	47,40	40,80	31,80	26,70
Areia(%)	6,63	6,79	5,54	4,34	3,50	2,84
Silte(%)	45,66	44,50	47,73	54,01	46,84	44,95

Argila(%)	47,71	48,71	46,73	41,60	49,66	52,21
-----------	-------	-------	-------	-------	-------	-------

Nota 1 : H + Al (acidez potencial), SB (soma de bases), CTC (capacidade de troca catiônica), V(%) (saturação por bases), Cu, Zn, Fe e Mn (extraídos por Melich⁻¹). Limite de Quantificação (LQ): P = 0,01; Zn = 0,005; Cu = 0,005; Fe = 0,01; Mn = 0,01; Pb = 0,01; Cr = 0,01; Cd = 0,005; K = 0,01; Ca = 0,005 e Mg = 0,005.

Nota 2 – Valores médios de três amostras por profundidade.

2.5 LISÍMETROS DE COLUNA E DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Nos tubos de PVC contendo as amostras indeformadas de solo foram instalados drenos em três profundidades para possibilitar a coleta das contribuições percoladas, dando forma aos lisímetros de coluna. Estes lisímetros (em número de 15 para cada tipo de solo) foram dispostas em bancadas e em ambiente isolado, sendo devidamente identificadas, seguindo a sequência da retirada da coleta das amostras a campo. O delineamento experimental foi caracterizado como do tipo inteiramente ao acaso (DIC) em fatorial (5x4x3)x3. Aplicando em cada tipo de solo, cinco taxas de dejetos bioestabilizados de suínos (0, 70, 140, 210 e 420 m³ ha⁻¹), quatro volumes simulados de precipitação pluviométrica (100, 150, 200 e 250 mm) com três profundidades de coleta das contribuições percoladas (30, 60 e 100 cm). E ainda, em três repetições, conforme modelo estatístico proposto por (PIMENTEL GOMES, 2009; ZIMMERMANN, 2014).

2.6 TEORES DE MACRONUTRIENTES, ELEMENTOS METÁLICOS E METAIS TÓXICOS NOS DEJETOS BIOESTABILIZADOS DE SUÍNOS.

No Laboratório de Físico-Química do Instituto Ambiental do Paraná em Curitiba e no o Laboratório de Química Ambiental e Instrumental da Universidade Estadual do Oeste do Paraná/ Campus de Marechal Cândido Rondon – PR foi realizada as rotinas analíticas para determinar os teores de macronutrientes (NPK), elementos metálicos de importância agronômica (Ca²⁺, Mg²⁺, Cu²⁺, Zn²⁺, Fe²⁺ e Mn²⁺) e de metais tóxicos (Cd²⁺, Pb²⁺ e Cr Total). Os resultados presentes na Tabela 3 e indicaram elevados teores de macroelementos notadamente de N Total, como também altos teores de Ca²⁺, Mg²⁺, Cu²⁺, Zn²⁺ e principalmente de Fe²⁺ e Mn²⁺, enquanto os metais tóxicos apresentaram teores próximos ao Limite de Quantificação.

Tabela 3 – Teores de macronutrientes, elementos metálicos de importância agronômica e metais tóxicos nos dejetos bioestabilizados de suínos utilizados no estudo experimental

Parâmetros e unidade	Teor	Método analítico
----------------------	------	------------------

Nitrogênio gL ⁻¹	5,25 g L ⁻¹	Digestão/Kjeldahl
Fósforo gL ⁻¹	0,40 g L ⁻¹	Espectrofotometria UV-Vis
Potássio gL ⁻¹	1,00 g L ⁻¹	*EAA/chama
Cálcio gL ⁻¹	1,15 g L ⁻¹	*EAA/chama
Magnésio gL ⁻¹	0,30 g L ⁻¹	*EAA/chama
Cobre mgL ⁻¹	20,00 mg L ⁻¹	*EAA/chama
Zinco mgL ⁻¹	33,00 mg L ⁻¹	*EAA/chama
Ferro mgL ⁻¹	45,00 mg L ⁻¹	*EAA/chama
Manganês mgL ⁻¹	89,00 mg L ⁻¹	*EAA/chama
Cádmio mgL ⁻¹	0,019 mg L ⁻¹	*EAA/chama
Chumbo mgL ⁻¹	0,005 mg L ⁻¹	*EAA/chama
Cromo mgL ⁻¹	0,01 mg L ⁻¹	*EAA/chama

Nota 1: Efluente final de biodigestor com tempo de residência de 28 dias.

Nota 2: *Espectrometria de absorção atômica modalidade chama.

2.7 CONDUÇÃO DO ESTUDO EXPERIMENTAL

A 1ª Fase do estudo experimental (de Setembro a Dezembro de 2015) foi desenvolvida em quatro etapas sendo denominada de carga, (cada etapa abrangendo quatro semanas, ou uma coleta dos percolados por semana para cada tipo de solo). Após um período de 27 dias em repouso os lisímetros de coluna foram saturados com água até atingir a capacidade de campo (72h antes de receberem a aplicação das taxas de dejetos de suínos). E transcorridas mais 8h foi aplicado o volume simulado de precipitação pluviométrica de 100 mm dando início a 1ª Etapa.

A 2ª Etapa foi iniciada 28 dias depois de finalizada a 1ª Etapa, mantida a condição de saturação dos lisímetros na capacidade de campo, para um volume simulado de precipitação pluviométrica de 150 mm. E a 3ª e 4ª Etapas reproduzindo os mesmos procedimentos metodológicos aos 56 e 84 dias, para os volumes simulados de precipitação pluviométrica de 200 e 250 mm respectivamente, abrangendo um período total de 114 dias de coleta dos percolados.

A 2ª Fase do estudo experimental (de Março a Julho de 2016), também foi desenvolvida em quatro etapas, e denominada de recarga, após permanecerem em repouso por um período de 90 dias os lisímetros de coluna foram novamente saturados com água na capacidade de campo (72h antes de receberem a aplicação das taxas de dejetos), e 8 h depois foi iniciada a 1ª Etapa com a adição do volume simulado de precipitação pluviométrica de 100 mm. Reproduzindo-se posteriormente os mesmos procedimentos descritos para a 1ª Fase aos 28, 56 e 84 dias (início da 2ª, 3ª e 4ª Etapas) para as simulações de precipitações pluviométricas de (150, 200 e 250 mm) respectivamente, e também com 114 dias de coleta dos percolados.

2.8 AMOSTRAGEM DOS SOLOS CONTIDOS NOS LISÍMETROS DE COLUNA

Ao término de condução do estudo experimental respeitando a ordem das repetições do experimento (para cada tipo de solo, em cada lisímetro de coluna, foram retidas amostras simples, em três faixas de profundidade, para cada repetição). Totalizando nove amostras simples (três profundidades x três lisímetros em repetição), as quais foram devidamente homogeneizadas redundando em três amostras compostas por profundidade. Assim para cada tipo de solo foram coletadas quinze amostras compostas (três repetições x cinco taxas de aplicação). As análises das amostras dos solos coletados também foram realizadas no Laboratório de Química Ambiental e Instrumental da Universidade Estadual do Oeste do Paraná/Campus de Marechal Cândido Rondon – PR, cujos resultados analíticos dos parâmetros avaliados se encontram dispostos nas Tabelas 4 e 5 presentes na parte de Discussão e Resultados deste artigo.

2.9 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS ANALÍTICOS

Os resultados analíticos das concentrações dos elementos químicos das contribuições percoladas dos lisímetros de coluna, foram organizados inicialmente pelas médias das 3 (três) repetições, e posteriormente submetidos à análise de variância (ANOVA) no Software GENES (2006), para o cálculo da ANOVA, e determinação das correspondentes equações de regressão. E utilizando o Software STATISTICA – Software em versão “On Line” da StatSoft South America (2015), foram construídos os gráficos de superfície de resposta, relacionando as concentrações dos elementos químicos obtidas nas três profundidades das colunas, com as taxas de dejetos bioestabilizados aplicadas ao longo das etapas de ambas as fases de condução do estudo experimental (PIMENTEL GOMES, 2009).

2.10 PARÂMETROS DE COMPARAÇÃO UTILIZADOS

As concentrações dos íons metálicos obtidas nas contribuições dos percolados dos lisímetros foram comparadas com o Limite Máximo Permitido (LMP) previstos na Resolução CONAMA Nº 396, de 3 de Abril de 2008. Os teores destes mesmos íons encontrados nos perfis dos solos retirados dos lisímetros de coluna ao término do estudo experimental foram comparados com os Valores de Investigação (VI), previstos na Resolução CONAMA Nº 420, de 28 de Dezembro de 2009. Também foi utilizado o Limite de Quantificação (LQ) quando as

concentrações percoladas ou teores de determinado elemento químico presente no solo apresentava valores extremamente baixos.

2.11 FORMA DE APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS DO ESTUDO EXPERIMENTAL

Visando facilitar a compreensão em relação ao comportamento de mobilidade dos elementos químicos estudados os resultados serão apresentados e discutidos por tipo de solo, tomando como referência os gráficos agrupados na forma de figuras, para ambas as fases desenvolvidas no estudo experimental (1ª Fase ou carga e 2ª Fase ou recarga). Sendo que para o K^+ , foram escolhidas entre estas fases duas etapas (uma de menor e outra e maior volume simulado de precipitação pluviométrica) para representar o seu comportamento de mobilidade. E com identificação das etapas pelos volumes simulados de precipitação pluviométrica e caracterizados por letras.

Para o Zn^{2+} que apresentou contribuições percoladas somente na 1ª Fase (carga) foram agrupados os gráficos das quatro etapas em uma única figura e por tipo de solo. Também para o Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} foram também construídos gráficos agrupados em figuras para cada tipo de solo a partir dos teores de cada elemento químico apurados nos resultados analíticos das amostras de solo retiradas dos lisímetros de coluna ao término dos ensaios de percolação.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 MOBILIDADE DO K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} E Mn^{2+} E METAIS TÓXICOS Pb^{2+} , Cr^{3+} E Cd^{2+} NO NITOSSOLO VERMELHO EUTROFÉRICO

Na 1ª Fase de condução do estudo experimental (carga) no Nitossolo Vermelho eutroférico até a 2ª Etapa (precipitação pluviométrica simulada de 150 mm) foram verificadas baixas concentrações de K^+ ($> 8 \text{ mg L}^{-1}$) nos percolados. Sendo que tais concentrações como pode ser observado na Figura 2a, foram registradas até a profundidade de 60 cm e para as maiores taxas de dejetos bioestabilizados aplicados ($210 \text{ e } 420 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). A partir da 3ª Etapa (precipitação pluviométrica simulada de 200 mm) para estas mesmas taxas ocorreu uma concentração mais significativa de K^+ ($>22 \text{ mg L}^{-1}$) nas contribuições, no entanto permanecendo praticamente restrita na profundidade de 30 cm (Figura 2b).

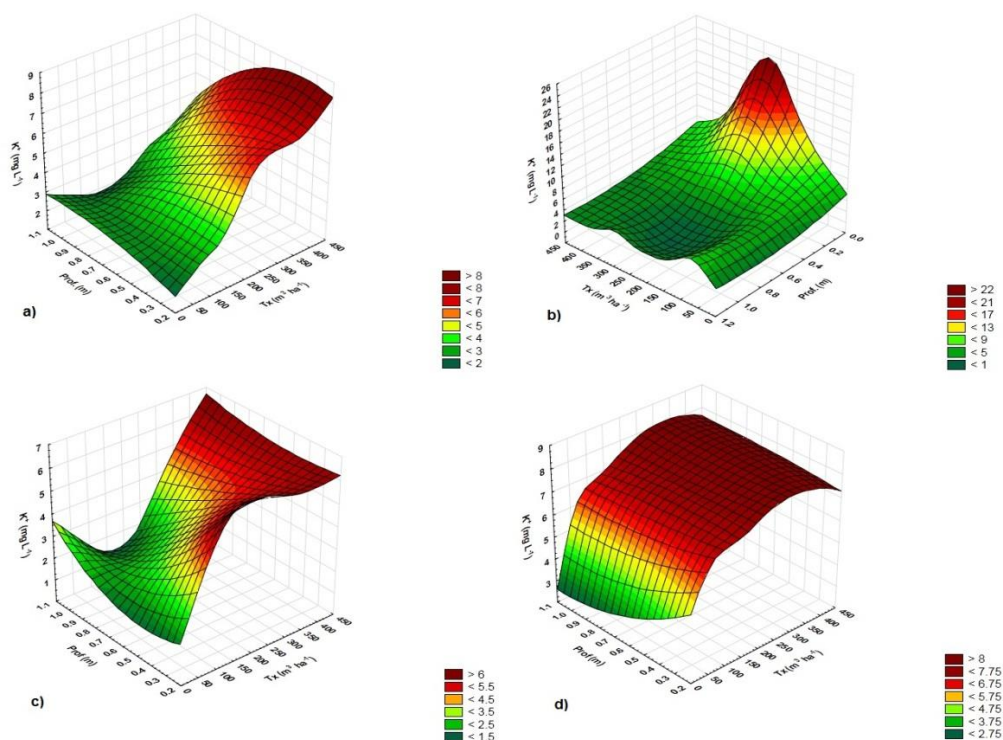


Figura 2 - Concentrações de K^+ presentes nos percolados em profundidade no Nitossolo Vermelho eutroférico, na **1ª Fase (carga)** do estudo experimental, sob a aplicação de taxas crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 150 mm (a), 200 mm (b); e **2ª Fase (recarga)**, 150 mm (c) e 250 mm (d)

Nota: 150 mm (a), $Z = 0,48757 + 0,02913x - 0,00003x^2 - 5,33476y - 2,94743y^2 + 0,03923xy + 0,00006xy^2$ $R^2 = 96,00\%$;

200 mm (b), $Z = 11,84928 + 0,000032x - 20,53232y + 11,66773y^2$ $R^2 = 90,30\%$;

150 mm (c), $Z = 2,7555 + 0,05741x - 0,00012x^2 - 5,0535y + 5,4614y^2 - 0,06644xy + 0,00018x^2y + 0,01226xy^2$ $R^2 = 97,50\%$;

250 mm (d), $Z = 4,37797 + 0,03031x - 0,00006x^2 - 0,6953y$ $R^2 = 87,02\%$.

Na 2ª Fase (recarga) até a 2ª Etapa do estudo experimental as concentrações de K^+ obtidas nas contribuições dos percolados diminuiram para patamares próximos de 7 mg L⁻¹ para as maiores taxas de dejetos aplicadas, e com presença mais acentuada do cátion até a profundidade de 60 cm, independentemente dos volumes simulados de precipitação pluviométrica (Figura 2c). Condição esta que foi mantida até a 4ª Etapa quando as concentrações de K^+ aumentaram para 8 mg L⁻¹ (Figura 2d).

Na Tabela 4 a seguir onde se encontram os resultados analíticos das amostras retiradas dos lisímetros ao término dos ensaios de percolação, podemos observar que ocorreram acréscimos nos teores de K^+ no Nitossolo Vermelho eutroférico à medida que foram adicionadas maiores taxas de dejetos.

Estes acréscimos nos teores de K^+ principalmente na camada superficial (0 a 30 cm) não influenciaram de forma direta nas concentrações do íon percoladas, que podem ser explicadas porque em solos com altos teores de argila como o Nitossolo Vermelho eutroférico, as quantidades de K^+ percoladas podem ser maiores em caso de aplicação de

menores dosagens de dejetos ao solo. Este fenômeno de acordo com o que descrevem Menezes et al. (2010) Moura et al. (2012) é explicado pela magnitude de influência que cada tipo de solo exerce sobre o processo de passagem do K^+ da forma trocável para a forma não trocável e de sua disponibilização na solução do solo.

Conforme descrevem Rosolem et al. (2006) e Menezes et al. (2010) o K^+ é assimilado como nutriente pelas plantas predominantemente na solução do solo, assim a aplicação de dejetos bioestabilizados de suínos de forma líquida disponibiliza o K na forma solúvel, reabastecendo a solução do solo à medida que os teores são reduzidos por absorção pelas plantas, ou por perdas por adsorção ou percolação. A elevação da quantidade de água no solo em condições de saturação do solo acima da capacidade de campo também favorece a solubilização do K^+ presente nos dejetos, tornando-o mais abundante na solução do solo.

As menores concentrações de K^+ no Nitossolo Vermelho eutroférico obtidas nas contribuições percoladas da 2ª Fase (recarga) de condução do estudo experimental mesmo com a maior adição de volumes simulados de precipitação pluviométrica, conforme pode ser verificado na Tabela 4 a aplicação sequenciada das taxas de dejetos propiciou acréscimos nos teores da matéria orgânica e de elevação dos valores da CTC. Esta condição pode ter permitido a maior retenção do K^+ nos sítios de adsorção das estruturas eletronegativas da matéria orgânica inibindo a sua disposição de forma livre na solução do solo.

Tabela 4 - Principais características físicas e químicas presentes nas amostras do Nitossolo Vermelho eutroférico e no Latossolo Vermelho Arenoso distrófico em três faixas de profundidade

		____Nitossolo Vermelho eutroférico____					____Latossolo Vermelho Arenoso distrófico____				
Parâmetro e unidade	Prof. (cm)	Taxas de dejetos (m³ ha⁻¹)									
		0	70	140	210	420	0	70	140	210	420
pH (CaCl₂)	0 - 20	5,54	5,84	6,06	6,06	5,74	5,66	5,28	6,32	5,87	5,68
	20 - 40	5,24	5,10	4,67	4,66	4,49	5,11	4,64	4,45	4,26	4,41
	40 - 100	5,56	5,28	6,32	5,87	5,68	5,50	5,47	4,93	4,56	4,74
P (mg dm⁻³)	0 - 20	87,14	386,72	421,85	324,40	343,14	12,39	24,77	13,55	16,57	25,38
	20 - 40	24,36	67,64	12,50	27,22	35,72	5,40	11,67	11,68	12,30	12,99
	40 - 100	3,92	4,33	5,53	4,26	4,00	1,68	76,63	194,99	186,50	166,93
M.O. (g dm⁻³)	0 - 20	27,34	23,24	31,44	32,30	28,71	15,50	15,50	15,50	15,50	15,50
	20 - 40	20,51	21,87	27,34	21,87	25,47	4,10	5,47	4,10	5,47	5,47
	40 - 100	17,77	13,87	14,14	15,04	10,44	4,10	5,47	10,94	10,44	6,84
Zn²⁺ (mg dm⁻³)	0 - 20	19,00	46,00	47,00	48,00	49,00	3,00	2,00	3,00	7,00	6,00
	20 - 40	7,00	18,00	14,00	10,00	22,00	2,00	2,00	2,00	1,00	2,00
	40 - 100	4,00	3,00	3,00	4,00	5,00	1,00	7,00	12,00	10,00	15,00
Cu²⁺ (mg dm⁻³)	0 - 20	12,40	24,50	26,70	29,10	26,50	4,50	2,60	3,30	3,90	3,30
	20 - 40	15,10	14,20	17,40	15,60	22,20	2,60	2,50	2,60	2,80	2,20
	40 - 100	13,60	13,80	16,60	15,80	15,20	3,50	5,60	10,30	8,70	9,00
Fe²⁺ (mg dm⁻³)	0 - 20	64,00	61,00	57,00	67,00	94,00	48,00	42,00	63,00	40,00	60,00
	20 - 40	65,00	48,00	64,00	36,00	100,00	35,00	45,00	62,00	56,00	46,00
	40 - 100	61,00	55,00	56,00	76,00	86,00	55,00	70,00	59,00	53,00	45,00
Mn²⁺ (mg dm⁻³)	0 - 20	99,00	230,00	312,00	333,00	317,00	37,00	36,00	45,00	57,00	50,00
	20 - 40	124,00	147,00	256,00	237,00	389,00	23,00	35,00	18,00	51,00	33,00

	40 - 100	75,00	55,00	108,00	106,00	180,00	17,00	75,00	97,00	102,00	61,00
	0 - 20	5,60	5,70	5,70	5,20	5,60	1,80	2,40	2,20	2,20	2,50
Pb ²⁺ (mg dm ⁻³)	20 - 40	5,80	5,70	5,90	5,70	5,70	2,60	1,80	2,60	1,40	1,80
	40 - 100	5,60	6,00	6,20	5,60	5,90	2,60	2,10	2,60	1,00	1,00
	0 - 20	34,00	43,00	44,00	39,00	40,00	3,00	4,00	3,00	2,00	3,00
Cr ³⁺ (mg dm ⁻³)	20 - 40	40,00	39,00	39,00	37,00	37,00	4,00	3,50	2,00	4,00	2,00
	40 - 100	35,00	32,00	33,00	38,00	33,00	3,00	2,00	1,00	4,00	3,00
	0 - 20	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Cd ²⁺ (mg dm ⁻³)	20 - 40	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
	40 - 100	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
	0 - 20	0,29	1,82	2,15	2,48	2,53	0,10	0,51	0,26	0,43	0,48
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	20 - 40	0,44	0,77	0,59	0,95	1,09	0,08	0,57	0,51	0,50	0,43
	40 - 100	0,31	0,13	0,53	0,59	0,77	0,19	0,50	0,91	0,75	0,70
	0 - 20	12,00	13,92	13,27	13,72	15,29	3,90	4,52	3,99	4,40	4,36
CTC (cmol _c dm ⁻³)	20 - 40	9,60	10,55	14,11	10,85	11,68	3,72	5,28	7,30	6,66	6,17
	40 - 100	8,42	7,70	9,28	8,70	8,82	4,27	4,80	7,26	7,00	6,66
	0 - 20	3,97	4,50	4,24	3,59	4,53	2,26	2,71	2,55	2,77	2,81
H+Al ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	20 - 40	4,24	5,03	4,19	5,88	6,93	2,37	3,12	4,46	4,28	4,40
	40 - 100	3,36	3,52	3,76	3,59	3,99	2,21	2,67	3,70	4,14	3,90
	0 - 20	66,92	67,67	68,06	73,84	70,36	42,07	40,01	36,13	37,08	35,57
V (%)	20 - 40	55,85	52,33	34,87	45,80	40,64	36,21	40,86	38,88	35,77	28,64
	40 - 100	60,11	54,27	59,48	58,71	54,74	48,28	44,32	49,04	40,89	41,44

Nota 1 : H + Al (acidez potencial), SB (soma de bases), CTC (capacidade de troca catiônica), V(%) (saturação por bases), Cu, Zn, Fe e Mn (extraídos por Melich⁻¹). Limite de Quantificação (LQ): P = 0,01; Cu = 0,005; Fe = 0,01; Mn = 0,01; Zn = 0,005; Cd = 0,005; Pb = 0,01; e Cr = 0,01 e K=0,01.

Nota 2 – Valores médios de três amostras por profundidade.

As contribuições de Zn²⁺ nos percolados dos lisímetros de coluna que continham o Nitossolo Vermelho eutroférico só foram obtidas na 1ª Fase (carga) do estudo experimental, sendo que na 2ª Fase (recarga) quando ocorreram se apresentaram de forma esporádica e em concentrações muito baixas aquém do LMP, independentemente das taxas de dejetos aplicadas e dos volumes de precipitação simulados.

Na 1ª Etapa (precipitação simulada de 100 mm) da 1ª Fase (carga), mostraram concentrações máximas percoladas de (0,5 mg L⁻¹ de Zn²⁺), bem menores que o valor previsto no (LMP) da Resolução CONAMA N° 396/2008, de 5 mg L⁻¹ para a presença deste elemento químico na água para consumo humano (Figura 3a). Pode-se verificar, no entanto, que tais concentrações foram obtidas preferencialmente nos drenos situados a 30 cm de profundidade e nas colunas testemunhas ou que receberam a taxa ambientalmente recomendada de dejetos.

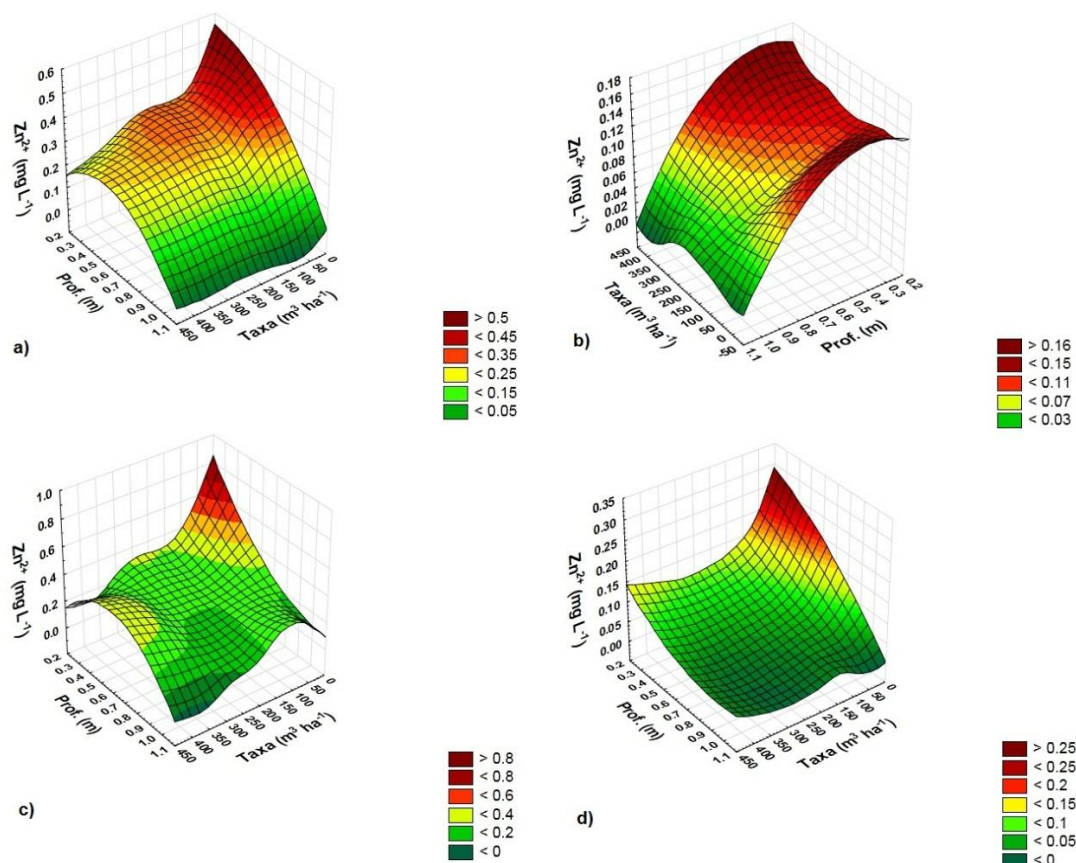


Figura 3 - Concentrações de Zn^{2+} presentes nos percolados em profundidade no Nitossolo Vermelho eutroférico na **1ª Fase (carga)** do estudo experimental, sob a aplicação de taxas crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 150 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d)

Nota: 100 mm (a), $Z = 0,42753 + 0,0153x + 0,45364y - 0,7585y^2 + 0,00077xy$ $R^2 = 90,50\%$; 150 mm (b), $Z = 0,11153 - 0,018x - 0,12044y - 0,1847y^2 - 0,00009xy$ $R^2 = 95,70\%$; 200 mm (c), $Z = 1,1904 - 0,0651x - 2,0761y + 1,0439y^2 + 0,0109xy - 0,00001x^2y - 0,0035xy^2 - 0,00001x^2y^2$ $R^2 = 77,25\%$; e 250 mm (d), $Z = 0,3699 - 0,0021x - 0,3664y + 0,0407y^2 - 0,019xy - 0,00001x^2y$ $R^2 = 90,60\%$.

Na 2ª Etapa as concentrações de Zn^{2+} obtidas nas contribuições dos percolados se reduziram para valores bem abaixo do LMP ($>0,16\ mg\ L^{-1}$), e também se situaram preferencialmente até 30 cm de profundidade, porém sendo mais proeminentes para as maiores dosagens de dejetos aplicadas (Figura 3b).

Já na 3ª Etapa as concentrações de Zn^{2+} percoladas se elevaram, porém também, se mantendo bem abaixo do LMP ($>0,80\ mg\ L^{-1}$). E na 4ª Etapa voltaram a se reduzir ($> 0,25\ mg\ L^{-1}$) conforme ilustram as Figuras 3c e 3d.

Estas oscilações das concentrações do Zn^{2+} reproduzem a condição descrita anteriormente para o íon K^+ , ou seja, as concentrações percoladas não guardam relação direta com a maior ou menor presença do elemento químico no perfil do solo. O que também pode explicar a ausência de concentrações de Zn^{2+} nas contribuições percoladas dos lisímetros que continham o Nitossolo Vermelho eutroférico na 2ª Fase do estudo experimental, mesmo com

a elevação dos teores originais deste elemento químico com a aplicação sequenciada de dejetos.

Também as diminutas quantidades de Zn^{2+} encontradas nas contribuições percoladas dos lisímetros podem ser explicadas pelas mudanças circunstanciais que ocorreram principalmente nas propriedades químicas deste solo, no período compreendido entre as retiradas das amostras de solo a campo e o de retirada das amostras do interior dos lisímetros ao término dos ensaios de percolação. Comparando os valores presentes na Tabela 1, com aqueles presentes na Tabela 3, verifica-se que a aplicação das maiores taxas de dejetos propiciou o aumento dos teores de Zn^{2+} principalmente na camada superficial para mais de 68 mg dm^{-3} conforme ilustra a Figura 4a, e que foram acompanhados por aumentos da CTC e dos teores de matéria orgânica, rica em moléculas coloidais eletronegativas, propiciando assim, maior adsorção do íon metálico as partículas do solo, formando compostos de baixa solubilidade impedindo a sua mobilização pelo fluxo da água. Estudos de percolação de íons metálicos desenvolvidos por Zheljazkov e Warmaan (2004), em solos com altos teores de argila, também apontaram a mobilidade em diminutas quantidades do Zn^{2+} pelo perfil.

O Cu^{2+} não apresentou contribuições percoladas em ambas às fases do estudo no Nitossolo Vermelho eutrófico, porém os seus teores originais no perfil do solo se elevaram com a aplicação sequenciada das taxas de dejetos ao longo das etapas para 37 mg dm^{-3} se situando principalmente na camada superficial (Figura 4b). Reproduzindo a mesma condição descrita anteriormente para o Zn^{2+} , ou seja, o Cu^{2+} foi adsorvido nos grupamentos funcionais das partículas da matéria orgânica presentes nas interfaces entre a superfície sólida e a solução do solo formando compostos de grande energia de ligação, se acumulando na camada superficial do solo, porém em teores bem abaixo do VI previstos na Resolução CONAMA Nº 420/2009 para a presença destes elementos químicos em solos de áreas agrícolas de 450 mg dm^{-3} e 200 mg dm^{-3} respectivamente .

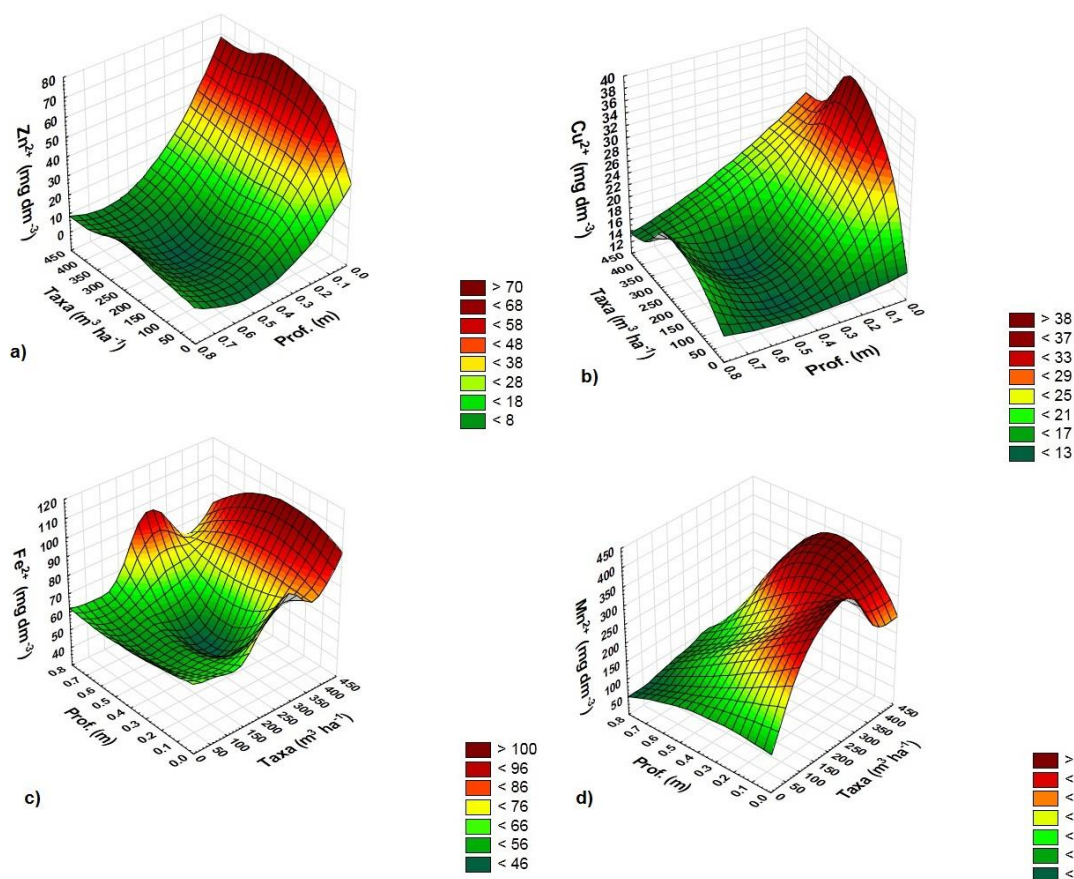


Figura 4 - Teores de Zn²⁺, Cu²⁺, Fe²⁺ e Mn²⁺ presentes no Nitossolo Vermelho eutroférico

Nota: (a), $Z = 44,893 - 0,1928x - 0,0032x^2 - 189,553y + 190,482y^2 - 0,3223xy + 0,0056x^2y$ $R^2 = 94,00\%$; (b) $Z = 19,9635 + 0,1008x - 0,0017x^2 - 43,1990y + 50,4297y^2 - 0,1399xy + 0,0023x^2y$ $R^2 = 95,90\%$; (c) $Z = 69,2119 - 0,0906x + 0,004x^2 - 55,8503y + 68,6070y^2 - 0,0125xy$ $R^2 = 83,71\%$; (d) $Z = 95,0056 + 1,8385x - 0,028x^2 + 55,8503y + 168,4819y^2 - 297,3872y^2 - 2,6122xy + 0,0051x^2y$ $R^2 = 97,37\%$.

Também em ambas as fases e em todas as etapas do estudo experimental as concentrações de Fe²⁺ e Mn²⁺ obtidas nas contribuições percoladas dos lisímetros de coluna também ocorreram de forma esporádica e independentemente das dosagens aplicadas de dejetos e dos volumes simulados de precipitação, e se situaram na sua grande maioria, muito próximas ou abaixo do LQ de (0,01 mg L⁻¹).

A ausência ou a presença de concentrações muito baixas nas contribuições percoladas é explicada porque tanto o Fe²⁺ quanto o Mn²⁺ se comportam semelhantemente aos demais cátions metálicos, mantendo ligações complexas com a matéria orgânica e com os minerais de argila, formando compostos estáveis e pouco solúveis que impedem a sua presença na solução do solo, reduzindo assim, drasticamente, as possibilidades de sua mobilização.

Mas os teores originais destes íons metálicos se elevaram com a aplicação sequenciada dos dejetos nos lisímetros que continham o Nitossolo Vermelho eutroférico. Os teores de Fe²⁺ e de Mn²⁺ quando da coleta das amostras indeformadas eram de 32,20 mg dm⁻³ e 86,20 mg dm⁻³ (Tabela 1), passando para mais de 96 mg dm⁻³ e 317 mg dm⁻³ respectivamente, para

as maiores dosagens de dejetos aplicadas, estando distribuídos uniformemente ao longo do perfil em profundidade (Figuras 4c e 4d).

Quanto aos metais tóxicos (Pb^{2+} , Cr^{3+} e Cd^{2+}) as contribuições obtidas dos percolados nas duas fases do estudo no Nitossolo Vermelho eutrófico não apresentaram concentrações destes elementos acima do LQ. Da mesma forma os seus teores originais ($5,30 \text{ mg dm}^{-3}$; $42,00 \text{ mg dm}^{-3}$ e $0,01 \text{ mg dm}^{-3}$) respectivamente e que se situavam abaixo dos Valores de Investigação previstos para solos agrícolas na Resolução CONAMA N° 420/2009 ($180,00 \text{ mg dm}^{-3}$; $150,00 \text{ mg dm}^{-3}$ e $3,00 \text{ mg dm}^{-3}$) respectivamente não foram alterados com a aplicação das taxas sequenciadas de dejetos nas colunas que continham este tipo de solo.

3.2 COMPORTAMENTO DE MOBILIDADE DO K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} E Mn^{2+} E METAIS TÓXICOS (Pb^{2+} , Cr^{3+} E Cd^{2+}) NO ARGISSOLO VERMELHO EUTRÓFICO

No Argissolo Vermelho eutrófico, na 1ª Fase de condução do estudo experimental foi verificada desde a 1ª Etapa nas contribuições percoladas dos lisímetros de coluna uma maior concentração de K^+ ($>20 \text{ mg L}^{-1}$), principalmente presente na faixa de profundidade de 60 a 100 cm (Figura 3a).

E na medida em que foram sendo acrescentadas maiores dosagens de dejetos e volumes simulados de chuva as concentrações de K^+ se elevaram significativamente chegando na 4ª Etapa a mais de 100 mg L^{-1} (Figura 3b), porém se situando mais restritivamente até a profundidade de 30 cm. Na 2ª Fase no Argissolo Vermelho eutrófico, ocorreu um comportamento diverso ao registrado na 1ª Fase, com presença inicial de menores concentrações de K^+ nas contribuições dos percolados. Conforme mostra a Figura 5c na 1ª Etapa as concentrações de K^+ registradas se situaram em torno de 7 mg L^{-1} para as maiores dosagens aplicadas de dejetos e se posicionaram na faixa até 60 cm de profundidade. Já na 3ª Etapa para as maiores taxas aplicadas as concentrações de K^+ se elevaram para mais de 35 mg L^{-1} , porém com presença mais proeminente na faixa de 60 a 100 cm de profundidade (Figura 5d).

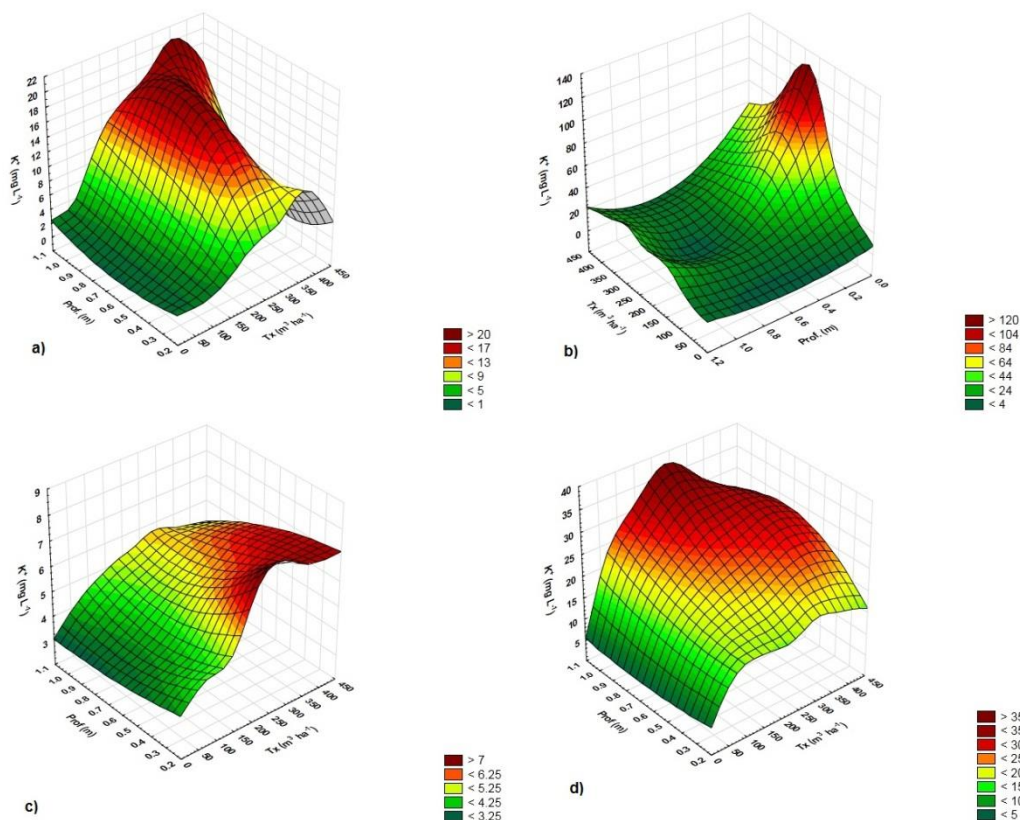


Figura 5 - Concentrações de K^+ presentes nos percolados em profundidade no Argissolo Vermelho eutrófico, na **1ª Fase (carga)** do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de chuva de 100 mm (a), 250 mm (b); e **2ª Fase (recarga)**, 100 mm (c) e 200 mm (d)

Nota: **100 mm (a)**, $Z = -1,56343 + 0,07058x - 0,00017x^2 + 1,41696y + 0,02892xy$ $R^2 = 82,00\%$; **250 mm (b)**, $Z = 1,3102 + 0,1005x - 0,00019x^2 + 3,122y + 1,10275y^2 - 0,08059xy + 0,00016x^2y - 0,000885xy^2$ $R^2 = 80,60\%$; **e na 2ª Fase (recarga), 100 mm (c)**, $Z = 3,3420 + 0,01589x - 0,00002x^2 - 0,2478y - 0,00478xy$ $R^2 = 85,44\%$; **e 200 mm (d)**, $Z = 7,53343 + 0,02344x + 0,19509y - 2,85447y^2 + 0,1963xy - 0,0004xy$ $R^2 = 93,14\%$.

O comportamento de percolação do K^+ em profundidade no Argissolo Vermelho eutrófico, pode ser explicada pelos baixos valores do pH, da CTC e também pelos baixos teores de matéria orgânica presentes em todo o seu perfil nele encontrados, conforme pode ser verificado na Tabela 3. Estes fatores implicaram na menor retenção do K^+ nas estruturas de adsorção, facilitando a sua disponibilidade na solução do solo. E também, o alto teor de areia presente na cama da superficial (73,91 %), com predominância de macro partículas tornam este tipo de solo muito permeável, e com a crescente saturação do solo com água, possibilitaram a mobilização do K^+ em profundidade. Resultados de ensaios de lixiviação realizados por Rosolem et al. (2006) e Silva et al. (2015) neste tipo de solo também constatarem a mobilização do K^+ em profundidade.

No Argisso Vermelho eutrófico também só correu a presença de Zn^{2+} nas contribuições percoladas na 1ª Fase do estudo experimental. Sendo que na 1ª Etapa as concentrações de Zn^{2+} também se situaram bem abaixo do LMP, mas sendo obtidas nas contribuições até 60 cm de profundidade e independentemente das dosagens de dejetos aplicados nos lisímetros (Figura 6a).

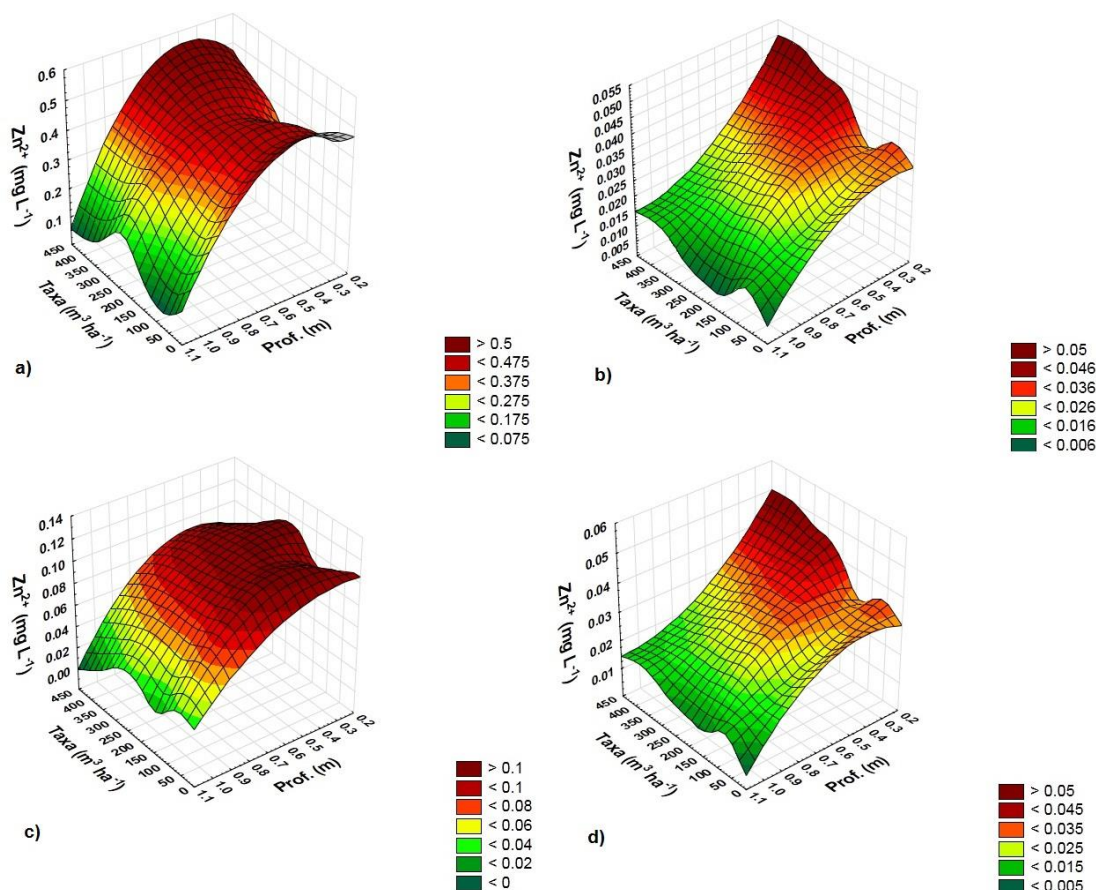


Figura 6 - Concentrações de Zn^{2+} presentes nos percolados em profundidade no Argisso Vermelho eutrófico, na 1ª Fase (**carga**) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 15 mm (b), 200 mm(c) e 250 mm (d)

Nota: 100 mm (a), $Z = 0,33189 - 0,0016x + 0,09078y - 1,0483y^2 + 0,019xy - 0,00001x^2y$ $R^2 = 90,90\%$; 150 mm (b), $Z = 0,03196 + 0,00004x - 0,00001x^2 + 0,00293y - 0,02126y^2 - 0,00004xy$ $R^2 = 70,10\%$; 200 mm (c), $Z = 0,0717 + 0,00008x - 0,00001x^2 + 0,016y - 0,17923y^2 - 0,00004xy$ $R^2 = 89,30\%$; e 250 mm (d), $Z = 0,03306 + 0,00003x - 0,00279y - 0,197y^2 - 0,00004xy$ $R^2 = 69,21\%$.

Conforme ilustra a Figura 6b na 2ª Etapa ocorreu uma redução expressiva nas concentrações do Zn^{2+} ($0,05 \text{ mg L}^{-1}$), se situando bem abaixo do LMP e reproduzindo as mesmas condições registradas na 1ª Etapa, em relação a obtenção das contribuições dos percolados. As concentrações de Zn^{2+} obtidas nos percolados na 3ª Etapa voltaram a se elevar, porém de forma pouco expressiva, ($0,10 \text{ mg L}^{-1}$), e ocorrendo principalmente até 60 cm de

profundidade (Figura 6c). Entretanto, na 4ª Etapa voltaram a se reduzir (Figura 6d), nas mesmas concentrações geradas na 2ª Etapa.

O comportamento e mobilização do Zn^{2+} podem ser explicados se considerarmos que em geral este tipo de solo se caracteriza por ser muito intemperizado, principalmente pela ação antrópica de mobilização da camada superficial, que promove a desagregação da sua estrutura expondo predominantemente os agregados grosseiros (grânulos de areia). Esta condição aliada a fatores como baixo pH, CTC e de teores de matéria orgânica propiciam a adsorção do Zn^{2+} em menores proporções em compostos de ligações estáveis. Com a aplicação das maiores taxas de dejetos os teores de Zn^{2+} se acumulam principalmente na camada superficial, podendo ser mais facilmente mobilizados pelo fluxo de água em condições de saturação do solo acima da capacidade de campo (SCHERER; NESI; MASSOTTI, 2010; PENHA et al., 2015).

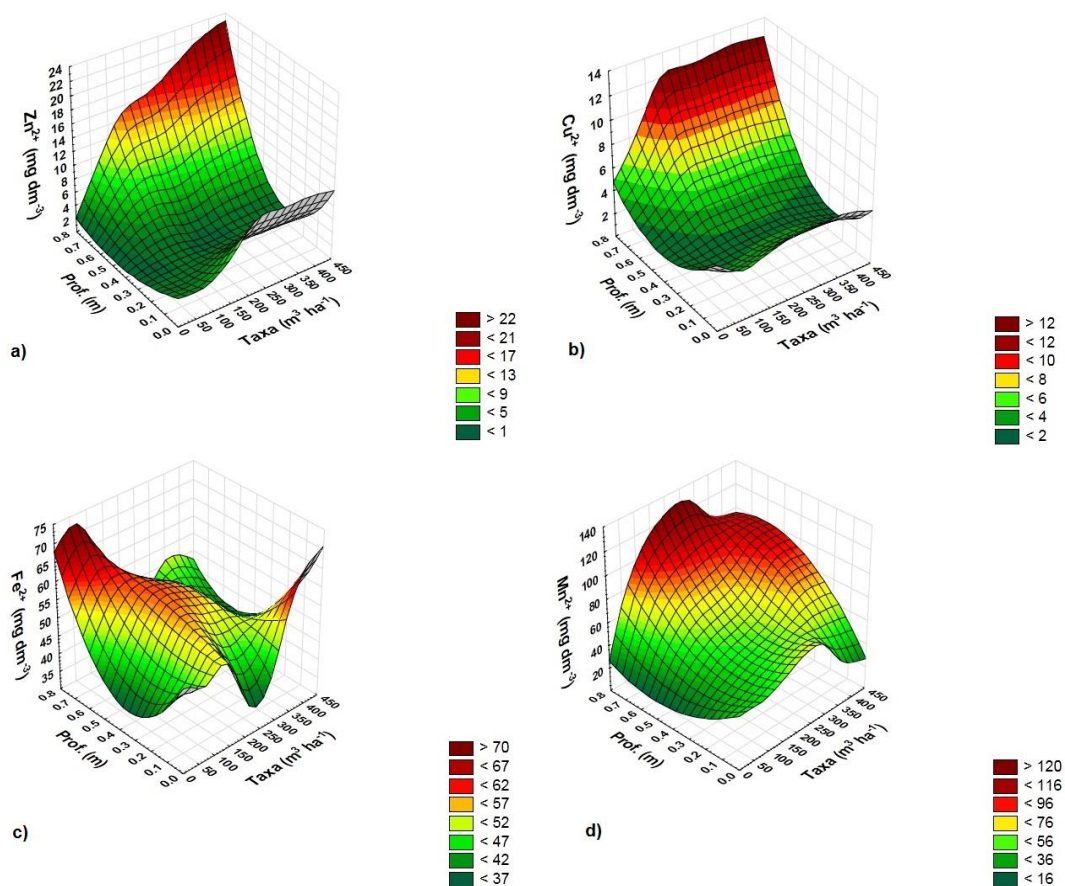


Figura 7 – Teores de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} presentes no Argisso Vermelho eutrófico

Nota: (a) $Z = 3,8254 + 0,01352x + 0,00001x^2 - 13,3317y - 15,7195y^2 - 0,072xy - 0,0014x^2y + 0,2056xy^2$ $R^2 = 92,40\%$; (b), $Z = 6,3663 - 0,0176x + 0,0002x^2 - 23,864y + 28,6421y^2 + 0,0902xy - 0,0016x^2y$ $R^2 = 93,30\%$; (c) $Z = 62,5774 - 0,2156x + 0,00054x^2 - 162,6705y + 227,5302y^2 + 2,2890 - 0,0051x^2y - 2,8016xy^2 + 0,0059x^2y^2$ $R^2 = 61,20\%$; (d) $Z = 43,2741 - 0,2825x + 0,00016x^2 - 99,7031y + 103,6713y^2 + 0,9270xy - 0,0017x^2y$ $R^2 = 96,58\%$.

As contribuições dos percolados na 2ª Fase no Argissolo Vermelho eutrófico para o Zn^{2+} e em ambas as fases do estudo experimental para os demais íons metálicos (Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+}) e para os metais tóxicos (Pb^{2+} , Cr^{3+} e Cd^{2+}) apresentaram concentrações de forma esporádica, aleatórias e menores que o LQ. Os teores iniciais de Zn^{2+} e Cu^{2+} quando da retirada no campo das amostras indeformadas de solo na profundidade de 0 a 20 cm eram de $2,10 \text{ mg dm}^{-3}$ e $2,67 \text{ mg dm}^{-3}$ (Tabela 1), já ao término dos ensaios de percolação se posicionaram em mais de 22 mg dm^{-3} e mais de 12 mg dm^{-3} respectivamente e bem abaixo do VI previsto para solos agrícolas (Figuras 7a e 7b). No Argissolo Vermelho eutrófico também ocorreram acréscimos nos teores do Fe^{2+} no período do estudo, de 42 mg dm^{-3} para mais de 67 mg dm^{-3} (Figura 7c), enquanto para o Mn^{2+} , de 36 mg dm^{-3} para mais de 116 mg dm^{-3} (Figura 7d).

Quando consideramos os maiores teores destes íons metálicos para as taxas de aplicação de 70 a $420 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (valores presentes na Tabela 3), verificamos que eles se situaram na profundidade de 40 a 100 cm. Esta situação evidencia que ocorreu a mobilização destes elementos químicos pelo perfil deste solo. Se considerarmos que no Argissolo Vermelho eutrófico o teor de areia encontrado na camada de 0 a 20 cm é de 75,91%, enquanto o de argila chega a apenas 20,13% (Tabela 1), ocorre no perfil superficial o predomínio de partículas grosseiras com grande quantidade de macro poros, desta forma os íons metálicos quando presentes na solução do solo, podem ser transferidos por fluxo turbulento pelo perfil, por se encontrarem dissociados da superfície dos coloides, formando pares iônicos solúveis, que são movimentados por substâncias húmicas associadas à água livre, migrando para camadas mais profundas, onde os teores de argila aumentam adsorvendo estes íons metálicos (BHO GAL et al., 2003; GRÄBER et al., 2005; ASHWORTH; ALLOWAY, 2007).

Os teores originais de metais tóxicos no Argissolo Vermelho eutrófico quando da retirada das amostras indeformadas a campo não se alteraram com a aplicação sequenciada de dejetos e dos volumes simulados de precipitação nos lisímetros de coluna durante o período de realização dos ensaios de percolação, portanto não ocorrendo à mobilidade destes elementos químicos pelo perfil do solo. Na camada superficial os teores originais de Pb^{2+} , Cr^{3+} e Cd^{2+} eram de ($2,10 \text{ mg dm}^{-3}$; $2,0 \text{ mg dm}^{-3}$ e $0,03 \text{ mg dm}^{-3}$) respectivamente. Já os teores médios na mesma faixa de solo nos lisímetros para as taxas de dejetos aplicadas ($2,26 \text{ mg dm}^{-3}$; $3,0 \text{ mg dm}^{-3}$ e $< 0,005 \text{ mg dm}^{-3}$) respectivamente, e se situaram muito abaixo do VI previstos para solos agrícolas.

3.3 COMPORTAMENTO DE MOBILIDADE DO K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} E Mn^{2+} E METAIS TÓXICOS Pb^{2+} , Cr^{3+} E Cd^{2+} NO LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO

As concentrações de K^+ na 1ª Fase de condução do estudo experimental no Latossolo Vermelho distrófico, já na 1ª Etapa, para as maiores dosagens aplicadas de dejetos, apresentava valores superiores a 60 mg L^{-1} , que se distribuíam até a profundidade de 30 cm (Figura 8a). Estas maiores concentrações de K^+ continuaram a se elevar até a 4ª Etapa para as mesmas dosagens, para patamares acima de 100 mg L^{-1} , porém, se distribuindo pelo perfil até a profundidade de 60 cm (Figura 8b).

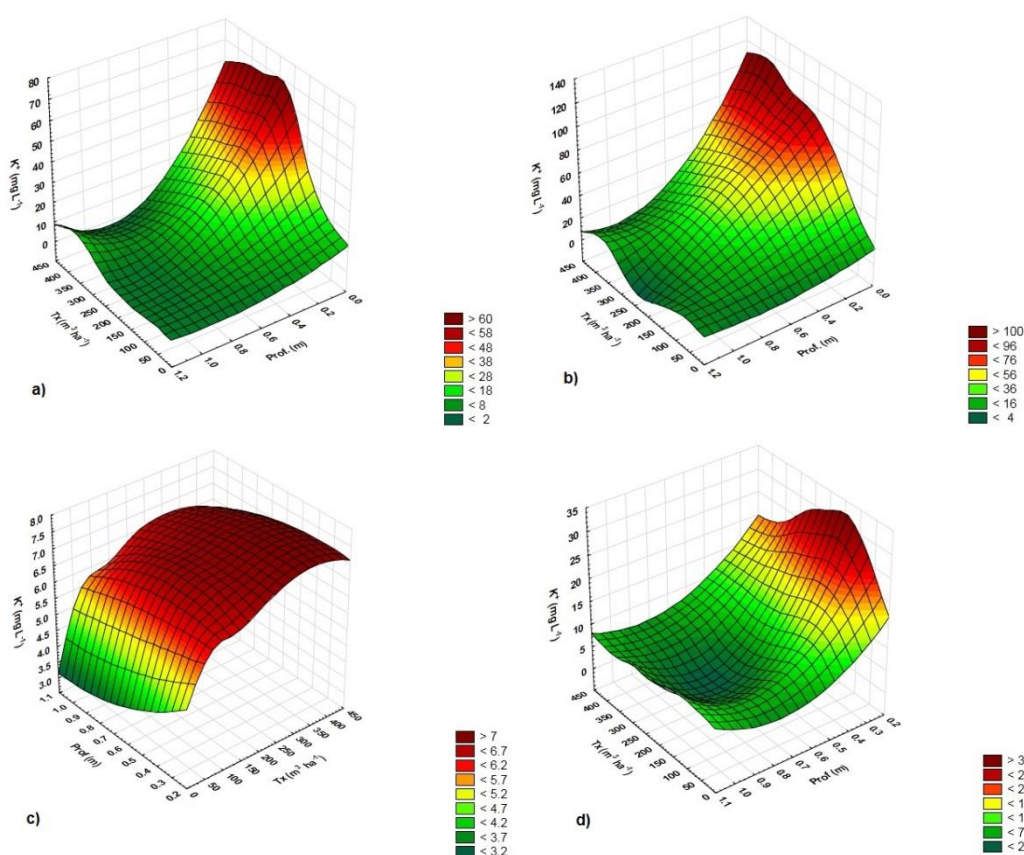


Figura 8 - Concentrações de K^+ presentes nos percolados em profundidade no Latossolo Vermelho distrófico, na **1ª Fase (carga)** do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 250 mm (b); e 2ª Fase (recarga), 100 mm (c) e 250 mm (d)

Nota: 100 mm (a), $Z = 4,21734 + 0,33709x - 0,0046 x^2 - 3,1283y - 1,8937y^2 - 0,55377xy + 0,0045x^2y + 0,21598x y^2$ $R^2 = 84,70\%$; 250 mm (b), $Z = 0,44958 + 0,68268x - 0,00102 x^2 + 2,0291y + 1,08616y^2 - 0,86724xy + 0,0093x^2y + 0,2263xy^2$ $R^2 = 95,10\%$; e na 2ª Fase (recarga), 100 mm (c), $Z = 4,45903 + 0,02282x - 0,00004x^2 - 0,32995y - 0,10268y^2$ $R^2 = 85,09\%$; e 250 mm (d), $Z = 23,422 + 0,3231x + 0,0074 x^2 + 39,2950y + 23,4962y^2 - 9,225xy + 0,0021 x^2y + 0,5794 xy^2 - 0,00134 x^2y^2$ $R^2 = 92,40\%$.

Conforme pode ser observado na Figura 4c no início da 2ª Fase (recarga) na 1ª Etapa as concentrações de K^+ obtidas nas contribuições dos percolados se situaram acima de 7 mg

L^{-1} para as maiores dosagens aplicadas de dejetos, e distribuídas uniformemente pelo perfil até 100 cm de profundidade. Na medida em que foram sendo adicionadas sequencialmente novas quantidades de dejetos e volumes simulados de precipitação ao longo das etapas seguintes, as concentrações de K^{+} foram aumentando para patamares acima de 30 mg L^{-1} , e se concentrando principalmente até 30 cm de profundidade (Figura 4d).

A presença de grandes quantidades de K^{+} nas contribuições percoladas no Latossolo Vermelho distrófico obtidas até a profundidade de 30 cm pode ser explicada porque, a aplicação sucessiva de maiores taxas de dejetos, propiciou o acúmulo deste cátion na camada superficial do solo. Sua presença nesta faixa do perfil, geralmente formando compostos solúveis de baixa estabilidade, diante do aumento dos volumes simulados de precipitação pluviométrica com a saturação do perfil com excesso de água, liberaram o cátion na solução do solo permitindo a sua mobilização. Estudos experimentais realizados com vários tipos de latossolos realizados por Ernani, Almeida e Santos (2007) e também Otto, Vitti e Luz (2010), também verificaram a mobilidade por lixiviação do K^{+} , principalmente nas camadas superficiais.

No Latossolo Vermelho distrófico também só ocorreram concentrações de Zn^{2+} na 1ª Fase de realização dos ensaios de percolação. Na 1ª Etapa as concentrações obtidas das contribuições dos lisímetros de coluna já se situavam bem abaixo LMP, que independentemente da dosagem de dejetos aplicadas foram obtidas preferencialmente até a profundidade de 60 cm (Figura 9a). Na 2ª Etapa tais concentrações se reduziram, mas sendo obtidas nas contribuições dos lixiviados até 50 cm de profundidade e para as maiores dosagens de dejetos aplicadas (Figura 9b).

As concentrações de Zn^{2+} , na 3ª Etapa, no Latossolo Vermelho distrófico obtidas dos lisímetros de coluna voltaram a se reduzir para $0,1\text{ mg L}^{-1}$, conforme ilustra a Figura 9c. Na 4ª Etapa voltaram a se elevar, mas continuaram a se situar bem abaixo do LMP. E também obtidas preferencialmente nas contribuições dos percolados até 60 cm.

Este comportamento de mobilização, mesmo que de forma oscilante das concentrações do Zn^{2+} até a faixa de profundidade de até 60 cm no Latossolo Vermelho distrófico, pode ser explicada porque a adição de maiores volumes simulados de precipitação pluviométrica propiciaram a saturação do solo, em condições acima da capacidade de campo, parcelas deste íon metálico se dissociaram de suas ligações com substâncias húmicas, passando para a solução do solo, e em condições de ser mobilizado pelo perfil pelo movimento descendente do fluxo de percolação da água, porém em baixas concentrações. Esta mesma condição também foi observada em estudos desenvolvidos Basso et al. (2012) em latossolos presentes em 13

propriedades com histórico de aplicação de dejetos líquidos de suínos de 4 a 22 anos, situadas na Região Oeste do Estado de Santa Catarina.

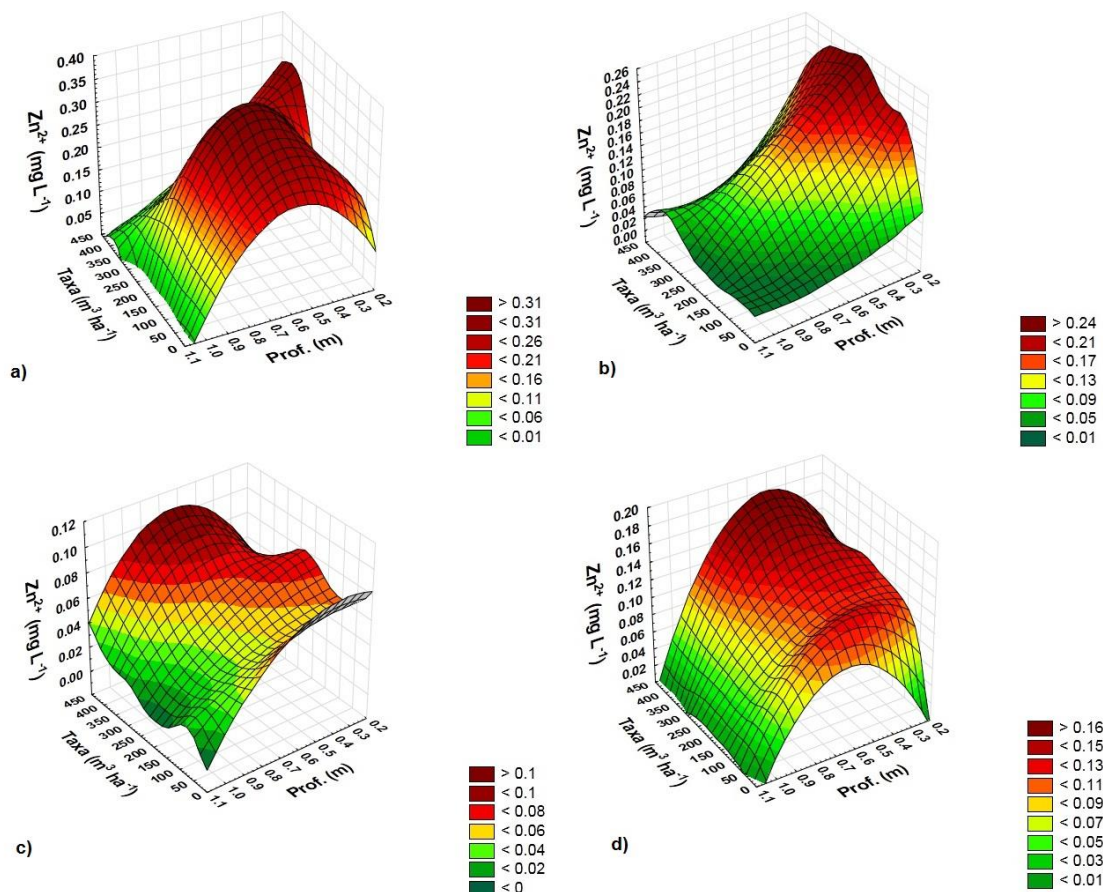


Figura 9 - Concentrações de Zn^{2+} presentes nos percolados em profundidade no Latossolo Vermelho distrófico, na 1ª Fase (carga) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 15 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d)

Nota: 100 mm (a), $Z = 0,0161 - 0,0017x + 0,8980y - 0,8294y^2 + 0,091xy - 0,00003x^2y - 0,074xy^2 + 0,0002x^2y^2$ $R^2 = 94,50\%$; 150 mm (b), $Z = 0,1326 + 0,0017x - 0,00001x^2 - 0,2558y + 0,1381y^2 - 0,0015xy$ $R^2 = 89,37\%$; 200 mm (c), $Z = 0,0631 + 0,0023x + 0,930y - 0,1303y^2 + 0,0001xy$ $R^2 = 75,10\%$; e 250 mm (d), $Z = 0,1332 + 0,0022x - 0,00001x^2 + 0,7928y - 0,6319y^2 - 0,0067xy + 0,0001x^2y + 0,0045xy^2 - 0,00002x^2y^2$ $R^2 = 86,30\%$.

O Latossolo Vermelho distrófico não apresentou concentrações de Zn^{2+} acima do LQ nas contribuições percoladas na 2ª Fase de realização do estudo experimental. E também para os demais íons metálicos (Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+}), e metais tóxicos (Pb^{2+} , Cr^{3+} e Cd^{2+}), em ambas as fases ocorreram concentrações de forma esporádica, aleatórias e menores que o LQ. No entanto, conforme os dados expostos na Tabela 4 a seguir, os teores originais de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} se elevaram no perfil do solo com a aplicação sequenciada das taxas de dejetos, principalmente se acumulando na camada superficial do solo.

Tabela 4 - Principais características físicas e químicas presentes nas amostras do Latossolo Vermelho distrófico e no Latossolo Bruno distrófico em três faixas de profundidade

Parâmetro		Prof. (cm)	Latossolo Vermelho distrófico					Latossolo Bruno distrófico				
			Dosagem de dejetos (m³ ha⁻¹)									
			0	70	140	210	420	0	70	140	210	420
pH (CaCl₂)	0 - 20	6,04	5,67	6,30	6,36	5,65	5,69	5,68	5,88	5,68	5,63	
	20 - 40	5,53	5,26	5,11	4,31	4,59	5,31	5,12	4,71	4,64	4,63	
	40 - 100	5,04	5,10	4,85	4,49	4,37	5,17	4,99	4,74	4,90	4,80	
P (mg dm⁻³)	0 - 20	1,18	140,86	393,63	400,2	353,59	14,20	240,35	414,34	435,97	470,03	
	20 - 40	6,51	14,56	27,58	19,66	18,48	7,20	6,43	4,37	6,73	9,19	
	40 - 100	1,91	2,34	5,67	1,92	2,26	1,35	1,72	4,00	4,70	6,36	
M.O. (g dm⁻³)	0 - 20	32,81	30,07	35,54	35,54	27,34	27,34	36,91	43,74	34,18	38,28	
	20 - 40	23,24	20,51	27,34	27,34	31,44	31,44	34,18	20,51	34,18	38,28	
	40 - 100	15,04	19,14	17,77	17,77	19,14	21,87	27,34	27,34	25,97	27,34	
Zn²⁺ (mg dm⁻³)	0 - 20	6,30	24,00	34,20	33,20	28,90	5,60	29,70	41,00	41,20	41,10	
	20 - 40	5,20	6,20	17,10	11,80	7,00	4,70	9,00	10,10	13,20	19,10	
	40 - 100	1,30	1,50	3,10	2,00	2,80	1,00	7,40	1,90	3,00	3,00	
Cu²⁺ (mg dm⁻³)	0 - 20	2,10	9,70	28,90	19,70	14,30	8,30	9,00	45,40	33,40	31,60	
	20 - 40	1,80	2,60	6,40	5,70	3,40	8,30	27,00	10,60	13,30	12,30	
	40 - 100	1,20	1,40	2,20	1,40	1,90	7,30	8,60	7,80	9,40	8,80	
Fe²⁺ (mg dm⁻³)	0 - 20	62,10	40,60	44,30	32,30	23,90	30,60	36,10	52,80	53,10	42,70	
	20 - 40	46,00	38,80	52,40	40,90	41,50	31,50	47,20	38,60	43,40	33,30	
	40 - 100	28,20	29,60	30,80	26,10	28,20	29,40	27,80	25,70	38,00	37,50	
Mn²⁺ (mg dm⁻³)	0 - 20	34,00	20,00	18,00	15,00	16,00	27,00	50,00	65,00	57,00	48,00	
	20 - 40	15,00	12,00	12,00	9,00	7,00	24,00	33,00	28,00	35,00	32,00	
	40 - 100	6,00	2,00	6,00	3,00	3,00	15,00	19,00	12,00	22,00	19,00	
Pb²⁺ (mg dm⁻³)	0 - 20	0,15	1,00	1,80	1,60	2,00	7,18	7,13	7,18	7,26	7,32	
	20 - 40	0,35	1,30	1,70	1,30	2,10	7,22	7,33	7,30	7,34	7,34	
	40 - 100	0,58	1,00	1,20	1,90	1,80	6,33	6,57	6,59	6,72	6,75	
Cr³⁺ (mg dm⁻³)	0 - 20	32,00	33,00	34,00	33,00	32,00	13,00	13,00	13,00	12,00	13,00	
	20 - 40	32,00	39,00	32,00	37,00	37,00	14,00	12,00	12,00	14,00	12,00	
	40 - 100	33,00	32,00	31,00	30,00	35,00	13,00	12,00	12,00	14,00	13,00	
Cd²⁺ (mg dm⁻³)	0 - 20	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	
	20 - 40	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	
	40 - 100	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	
K⁺ (cmolc dm⁻³)	0 - 20	0,75	1,98	1,95	2,02	2,16	0,35	1,46	1,99	2,12	1,83	
	20 - 40	0,56	0,76	1,33	0,97	1,41	0,68	2,69	1,44	1,15	0,95	
	40 - 100	0,62	0,53	0,72	0,73	0,74	0,31	0,47	0,58	0,81	0,84	
CTC (cmolc dm⁻³)	0 - 20	11,39	14,98	14,87	13,99	17,77	10,03	15,06	15,42	16,32	16,41	
	20 - 40	9,03	10,07	11,58	11,06	11,77	11,30	15,58	14,61	16,32	16,78	
	40 - 100	7,52	7,80	7,55	8,13	8,19	8,29	10,99	8,71	12,53	12,47	
H+Al⁺ (cmolc dm⁻³)	0 - 20	3,21	3,18	3,07	2,96	3,70	4,14	5,30	5,35	6,06	6,29	
	20 - 40	3,57	4,08	4,53	6,62	6,33	6,06	8,22	9,54	11,50	11,41	
	40 - 100	4,08	3,82	3,62	4,99	5,22	5,84	7,80	6,06	8,73	8,73	
V (%)	0 - 20	71,81	78,77	79,36	78,84	79,18	58,72	64,80	65,30	62,86	61,68	
	20 - 40	60,46	59,50	60,87	40,16	46,21	46,35	47,24	34,69	29,53	32,00	
	40 - 100	45,73	51,03	52,07	38,64	36,24	29,53	29,02	30,82	30,34	29,97	

Nota 1 : H + Al (acidez potencial), SB (soma de bases), CTC (capacidade de troca catiônica), V(%) (saturação por bases), Cu, Zn, Fe e Mn (extraídos por Melich⁻¹). Limite de Quantificação (LQ): P = 0,01; Cu = 0,005; Fe = 0,01; Mn = 0,01; Zn = 0,005; Cd = 0,005; Pb = 0,01; e Cr = 0,01 e K = 0,01.

Nota 2 – Valores médios de três amostras por profundidade.

De acordo com o que ilustram as Figuras 10a e 10b no Latossolo Vermelho distrófico ocorreu o aumento dos teores de Zn^{2+} , Cu^{2+} na faixa superficial de 0 a 20 cm em relação aos teores originais (Tabela 2), encontrados quando da retirada das amostras indeformadas de solo a campo (de $2,83 \text{ mg dm}^{-3}$ para mais de 56 mg dm^{-3} para o Zn^{2+}). E para o Cu^{2+} de $2,40 \text{ mg dm}^{-3}$ para mais de 31 mg dm^{-3} . Mas se situando bem abaixo dos previstos no VI para solos agrícolas.

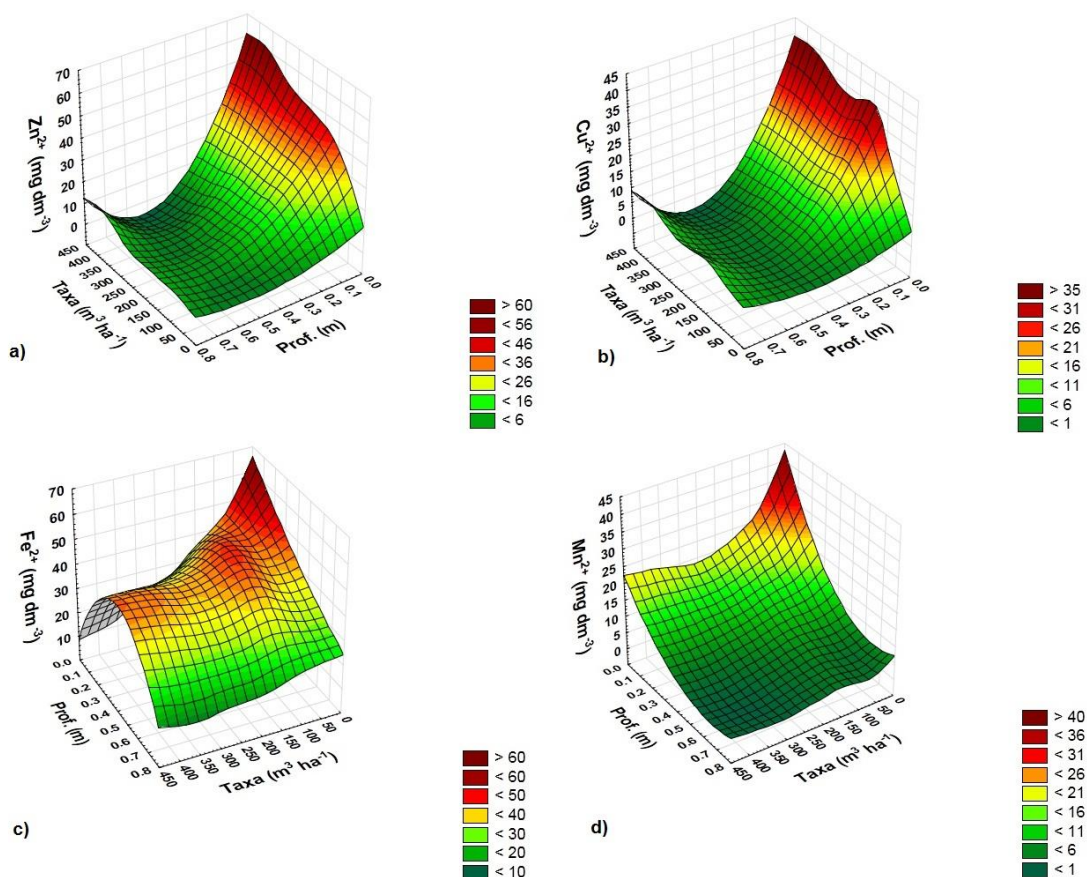


Figura 10 – Teores de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} presentes no Latossolo Vermelho distrófico

Nota: (a) $Z = 21,9174 + 0,21229x - 0,0036x^2 - 111,5491y + 120,5796y^2 - 0,3066xy + 0,0005x^2y$ $R^2 = 96,81\%$; (b), $Z = 12,9536 + 0,1619x - 0,0028x^2 - 84,4005y + 99,8397y^2 - 0,2841xy + 0,0042x^2y$ $R^2 = 90,05\%$; (c) $Z = 60,2373 - 0,1587x + 0,00005x^2 - 48,1582y + 8,0633y^2 - 0,5963xy + 0,5850x^2y + 0,037xy^2$ $R^2 = 87,10\%$; (d) $Z = 43,2741 - 0,2825x + 0,00016x^2 - 99,7031y + 103,6713y^2 + 0,9270xy - 0,0017x^2y$ $R^2 = 96,58\%$.

Também os teores de Fe^{2+} e Mn^{2+} que originalmente na média apresentavam na cama superficial de (0 a 20 cm), teores de 51 mg dm^{-3} e $13,20 \text{ mg dm}^{-3}$ se elevaram para mais de 60 mg dm^{-3} e 36 mg dm^{-3} respectivamente (Figuras 10c e 10d). Assim a aplicação de taxas sucessivas de dejetos ao longo das etapas do estudo no Latossolo Vermelho distrófico promoveu o acúmulo de íons metálicos superficialmente. Estes íons não foram encontrados nas concentrações dos percolados e também não se mobilizaram pelo perfil, porque os teores

de matéria orgânica e os valores de CTC que originalmente já eram elevados no solo (Tabela 2), aumentaram com a aplicação das maiores taxas de dejetos, e considerando que, este tipo de solo possui expressiva quantidade de argila (41,6 % na camada superficial). A consequência imediata é a maior adsorção destes íons metálicos em compostos complexados de alta energia de ligação, principalmente situados na camada superficial, que mesmo em condições de elevado fluxo de água no perfil não se dissociam (DORTZBACH et al., 2008; DAL BOSCO et al., 2008; CORRÊA et al., 2013)

Os teores originais de Pb^{2+} , Cr^{3+} e Cd^{2+} na camada superficial quando da retirada das amostras a campo apresentavam ($1,12 \text{ mg dm}^{-3}$; $34,49 \text{ mg dm}^{-3}$ e $0,05 \text{ mg dm}^{-3}$) respectivamente. E ao término dos ensaios de percolação este solo possuía teores médios na camada superficial de ($1,31 \text{ mg dm}^{-3}$; $32,8 \text{ mg dm}^{-3}$ e $<0,005 \text{ mg dm}^{-3}$), respectivamente para estes metais tóxicos, bem abaixo do VI previstos para solos agrícolas. Portanto, a aplicação sequenciada de taxas de dejetos não propiciou a mobilidade e nem alterou os teores originais destes elementos químicos no Latossolo Vermelho distrófico.

3.4 COMPORTAMENTO DE MOBILIDADE DO K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} E Mn^{2+} E METAIS TÓXICOS Pb^{2+} , Cr^{3+} E Cd^{2+} NO LATOSSOLO BRUNO DISTRÓFICO

Para o Latossolo Bruno distrófico as concentrações de K^+ obtidas nos percolados na 1ª Fase do estudo experimental (carga) já na 2ª Etapa se situavam acima de 43 mg L^{-1} (Figura 11a) e foram aumentando gradativamente com a aplicação sequenciada ao longo das etapas das maiores taxas de dejetos e volumes simulados de precipitação pluviométrica, chegando na 4ª Etapa a concentrações acima de 112 mg L^{-1} , distribuídas principalmente até a profundidade de 30 cm (Figura 11b).

Na 2ª Fase do estudo experimental (recarga) as concentrações de K^+ obtidas nas contribuições dos percolados dos lisímetros de coluna na 1ª Etapa (Figura 5c), apresentaram uma diminuição das concentrações ($> 7 \text{ mg L}^{-1}$), quando comparadas com as concentrações do cátion obtidas nas etapas iniciais da 1ª Fase, e se distribuíram uniformemente pelo perfil do solo até 100 cm de profundidade. Mas com os acréscimos sucessivos de dejetos e volumes simulados de precipitação tais concentrações foram se elevando gradativamente atingindo o patamar de mais de 50 mg L^{-1} na 4ª Etapa, e se concentrando até 30 cm de profundidade (Figura 5d). Resultados semelhantes foram observados também por Werle Rosolem e Garcia (2008) e Menezes et al. (2010) ao estudarem o comportamento de lixiviação do K^+ em diferentes tipos de solos.

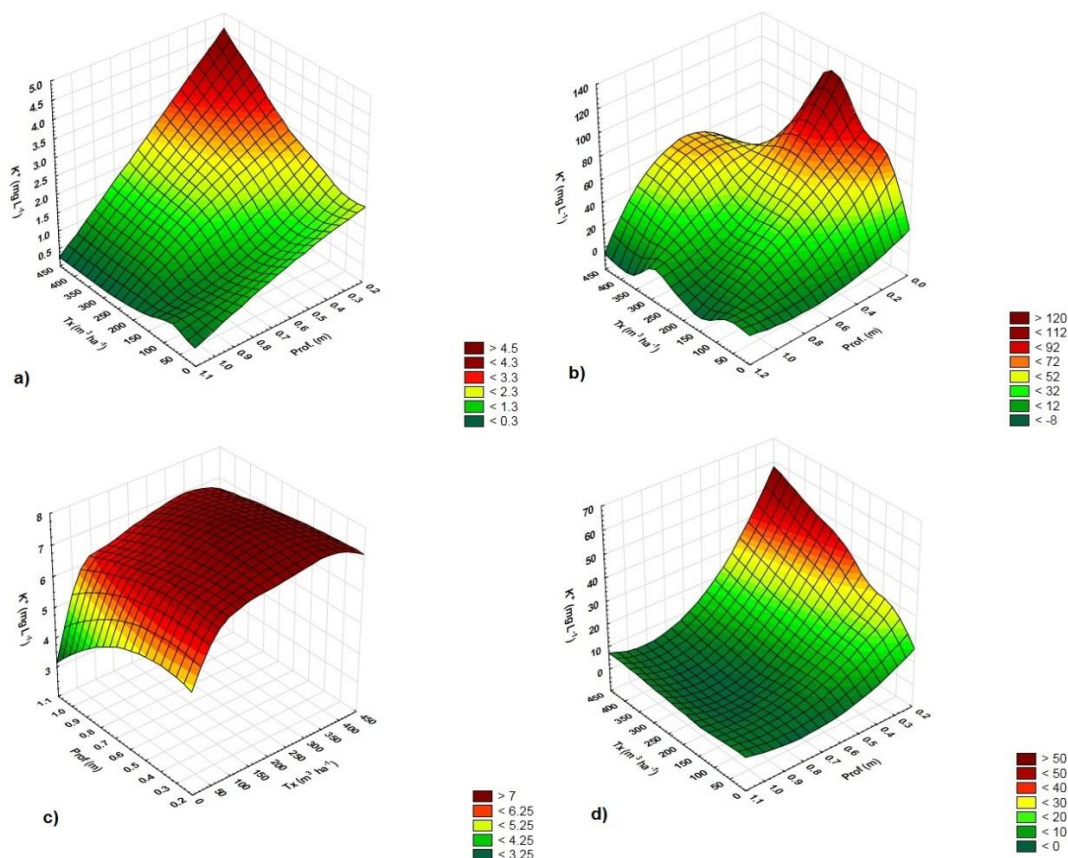


Figura 11 - Concentrações de K^+ presentes nos percolados em profundidade no Latossolo Bruno distrófico, na **1ª Fase (carga)** do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 250 mm (b); e **2ª Fase (recarga)**, 100 mm (c) e 250 mm (d)

Nota: **100 mm (a)**, $Z = 2,42834 + 0,00001x - 0,00001x^2 - 1,9705y + 3,0115y^2 - 0,001xy + 0,00002x^2y + 0,00019xy^2$ $R^2 = 93,65\%$; **250 mm (b)**, $Z = 16,14008 + 9,8214x - 0,00243x^2 - 29,6315y + 16,95518y^2 - 1,7354xy + 0,0055x^2y + 0,72254xy^2 - 0,00287x^2$ $R^2 = 97,20\%$; **e 2ª Fase (recarga), 100 mm (c)**, $Z = 5,7870 + 0,0105x - 0,00002x^2 + 0,6672y - 2,2108y^2 + 0,01153xy - 0,00002$ $R^2 = 81,25\%$; **e 250 mm (d)**, $Z = 41,8980 + 0,08783x - 108,51898y + 69,9297y^2 - 0,09151xy$ $R^2 = 96,12\%$.

No Latossolo Bruno distrófico como pode ser verificado na Figura 12a, as concentrações de Zn^{2+} nos percolados obtidas na 1ª Etapa se apresentaram aquém do LMP ($> 0,31 \text{ mg L}^{-1}$) e concentradas na profundidade até 30 cm para as maiores taxas de dejetos aplicadas. Na 2ª Etapa tais concentrações diminuiram ainda mais ($> 0,25 \text{ mg L}^{-1}$), se distribuindo uniformemente independente das taxas de dejetos aplicadas até a profundidade de 60 cm (Figura 12b).

Já na 3ª Etapa ocorreu novo acréscimo nas concentrações do Zn^{2+} nas contribuições percoladas dos lisímetros que chegaram a ($> 0,55 \text{ mg L}^{-1}$) porém se mantiveram bem abaixo do LMP, conforme ilustra a Figura 12c, mas reproduzindo as mesmas condições registradas na 1ª Etapa do estudo experimental neste tipo de solo. Na 4ª Etapa as concentrações do Zn^{2+} nos percolados diminuiram sensivelmente ($< 0,08 \text{ mg L}^{-1}$), porém se distribuindo

uniformemente até a profundidade de 50 cm, independentemente das taxas de dejetos aplicadas (Figura 12d).

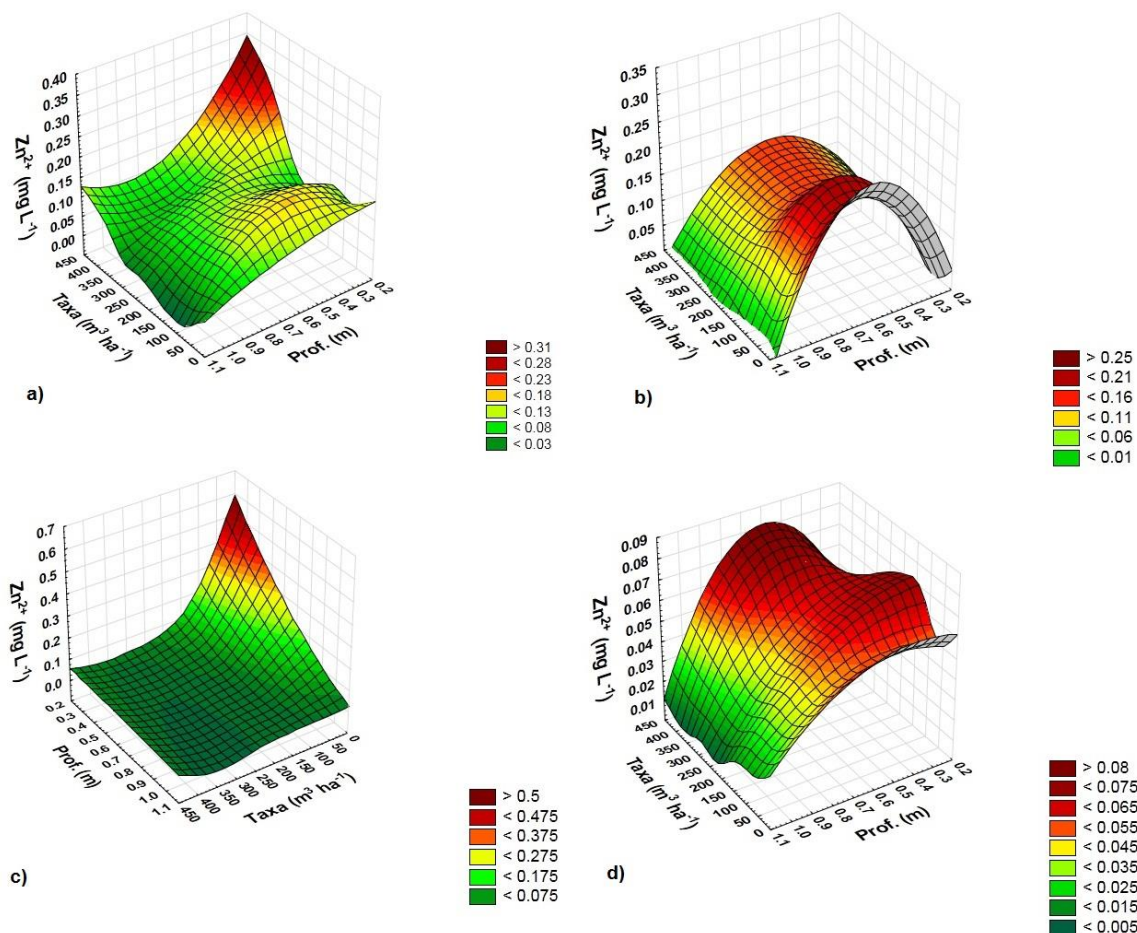


Figura 12 - Concentrações de Zn^{2+} presentes nos percolados em profundidade no Latossolo Bruno distrófico, na 1ª Fase (carga) do estudo experimental, sob a aplicação de dosagens crescentes de dejetos bioestabilizados de suínos, com volumes simulados de precipitação pluviométrica de 100 mm (a), 15 mm (b), 200 mm (c) e 250 mm (d)

Nota: 100 mm (a), $Z = 0,2096 - 0,029x - 0,1406y - 0,0054y^2 + 0,0096xy - 0,00003x^2y - 0,070xy^2$ $R^2 = 75,10\%$; 150 mm (b), $Z = 0,2484 + 0,0043x + 1,5952y - 1,2832y^2 - 0,0026xy + 0,0019x^2y$ $R^2 = 82,80\%$; 200 mm (c), $Z = 0,7184 + 0,0491x - 0,825y - 0,1642y^2 + 0,0046xy - 0,00001x^2y$ $R^2 = 96,70\%$; e 250 mm (d), $Z = 0,656 - 0,00004x - 0,00001x^2 - 0,0105y - 0,164y^2 + 0,0042xy - 0,00055xy^2$ $R^2 = 84,10\%$.

A presença do Zn^{2+} nas contribuições percoladas até a profundidade de 60 cm provavelmente se deve a dissociação deste elemento químico das substâncias húmicas da matéria orgânica sendo transportado pelo fluxo de passagem da água pelo solo saturado (GRÄBER et al., 2005; KOEHLER; LEWANDOSKY; MONCRIEF, 2010).

Também o Latossolo Bruno distrófico não apresentou concentrações de Zn^{2+} acima do LQ nas contribuições percoladas na 2ª Fase de realização do estudo experimental. E para os demais íons metálicos (Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+}), e também, para os metais tóxicos (Pb^{2+} , Cr^{3+} e Cd^{2+}), em ambas as fases ocorreram concentrações de forma esporádica, aleatórias e menores

que o LQ. No entanto, conforme ilustra a Figura 13a os teores originais de Zn^{2+} no solo na camada superficial eram de $4,40 \text{ mg dm}^{-3}$ e passaram para mais de 60 mg dm^{-3} com a aplicação sequenciada das taxas de dejetos nos lisímetros de coluna.

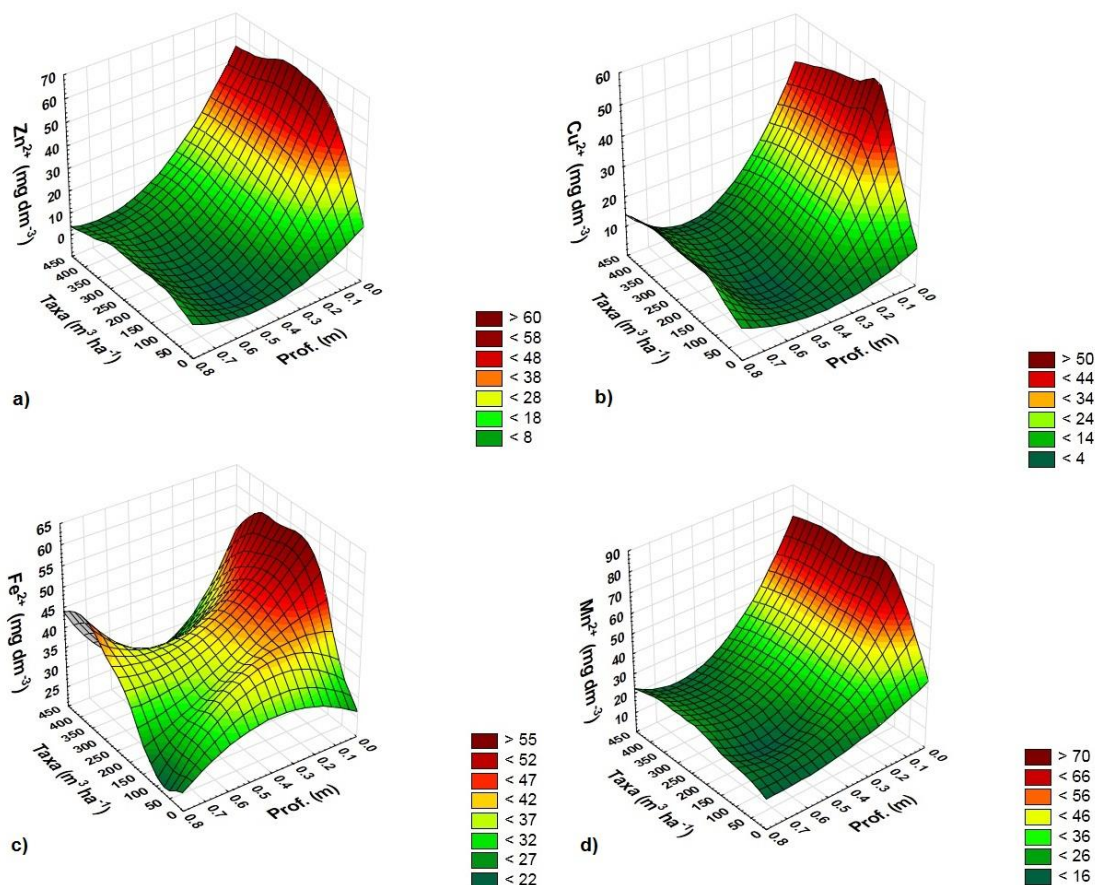


Figura 13 – Teores de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} presentes no Latossolo Bruno distrófico

Nota: (a) $Z = 24,3187 + 0,2581x - 0,0042x^2 - 135,8609y + 149,9738y^2 - 0,3945xy + 0,0066x^2y$ $R^2 = 98,09$; (b), $Z = 22,6939 + 0,2288x - 0,0043x^2 - 114,1663y + 136,1935y^2 - 0,3525xy + 0,0066x^2y$ $R^2 = 84,29\%$; (c) $Z = 23,5177 + 0,2684x - 0,0047x^2 + 59,4723y - 76,7133y^2 - 0,7224xy + 0,0067x^2y + 0,52897xy^2$ $R^2 = 83,19\%$; (d) $Z = 42,2264 + 0,2498x - 0,0046x^2 - 127,9125y + 123,4146y^2 - 0,3624xy + 0,0067x^2y$ $R^2 = 94,46\%$.

Também os teores originais de Cu^{2+} , ($12,70 \text{ mg dm}^{-3}$) se elevaram na camada superficial com a adição das taxas de dejetos nos lisímetros de coluna que continham o Latossolo Bruno distrófico para mais de 44 mg dm^{-3} (Figura 13b). Porém, ambos os teores destes elementos químicos se mantiveram bem abaixo do VI previsto para solos agrícolas.

Os teores originais de Fe^{2+} ($58,70 \text{ mg dm}^{-3}$) na camada superficial não registraram elevações se mantendo acima de 52 mg dm^{-3} , já os teores de Mn^{2+} de ($56,20 \text{ mg dm}^{-3}$) se elevaram para mais de $66,00 \text{ mg dm}^{-3}$ (Figuras 13c e 13d).

Também no Latossolo Bruno distrófico as elevações dos teores de íons metálicos na camada superficial indicam a sua complexação com as estruturas funcionais das argilas e com as frações coloidais presentes na matéria orgânica, principalmente na camada superficial. E

conforme relata Mattias (2006) e Moral, et al., (2008), mesmo em condições de saturação do solo com a adição de maiores volumes de precipitação pluviométrica estes íons permaneceram adsorvidos não sendo mobilizados em profundidade.

Os teores originais de Pb^{2+} Cr^{3+} na camada superficial (7,14 mg dm⁻³ e 13,67 mg dm⁻³ respectivamente), praticamente não se alteraram com a aplicação das taxas de dejetos, sendo que ao término dos ensaios de percolação este solo apresentava teores médios na mesma profundidade de 7,21 mg dm⁻³ e 12,8 mg dm⁻³. Para o Cd^{2+} o teor original de 0,03 mg dm⁻³, se situou abaixo do LQ. Portanto, também no Latossolo Bruno distrófico os teores de metais tóxicos com suplantaram os previstos no VI e não ocorreram alterações importantes nos seus teores originais e nem foi registrada a mobilidade dos mesmos pela aplicação sequenciada de dejetos.

4 CONCLUSÕES

As concentrações de K^+ obtidas nas contribuições dos percolados dos lisímetros de coluna nos solos estudados se elevaram à medida que foram sendo adicionadas as maiores dosagens de dejetos nos solos e os maiores volumes de precipitação pluviométrica.

No Nitossolo Vermelho eutrófico, no Latossolo Vermelho distrófico e no Latossolo Bruno distrófico as maiores concentrações de K^+ nas contribuições percoladas foram obtidas preferencialmente na profundidade de 30 cm. No Argissolo Vermelho eutrófico, porém, estas contribuições foram obtidas nas profundidades de 30 a 100 cm, evidenciando a maior fragilidade deste solo em relação à possibilidade de mobilidade deste elemento químico.

A presença de concentrações percoladas de Zn^{2+} só ocorreu nos solos estudados na 1ª Fase dos ensaios de percolação (carga) e foram obtidas principalmente nas contribuições a 30 cm de profundidade. E em diminutas concentrações nas contribuições dos drenos situados a 60 cm, não sendo registradas contribuições abaixo desta profundidade. Contudo tais concentrações sempre ocorreram bem abaixo do Valor Máximo Permitido (VMP) previsto na Resolução CONAMA Nº 396/2008 de 5 mg L⁻¹ para a qualidade da água para consumo humano.

Os teores de Zn^{2+} , Cu^{2+} nos perfis dos solos estudados se elevaram com a aplicação sequenciada de dejetos de suínos. Enquanto no Nitossolo Vermelho eutrófico, e no Latossolo Vermelho distrófico e no Latossolo Bruno distrófico os maiores teores destes íons metálicos permaneceram na camada superficial do solo, no Argissolo Vermelho eutrófico os teores se distribuíram ao longo do perfil, caracterizando assim a maior mobilidade destes elementos químicos neste tipo de solo. Porém os teores presentes nos solos estudados se situaram bem abaixo do Valor de Investigação (VI) previsto na Resolução CONAMA Nº 420/2009 para solos agrícolas. Caracterizando assim, o baixo risco de saturação do solo por estes elementos químicos pela aplicação de dejetos de suínos como biofertilizante em áreas agrícolas.

Com a aplicação sequenciada de dejetos os teores de Fe^{2+} se elevaram mais expressivamente no Nitossolo Vermelho eutrófico, e no Argissolo Vermelho eutrófico, enquanto no Latossolo Vermelho distrófico e no Latossolo Bruno distrófico a elevação dos teores deste íon metálico foi menor. No entanto, os teores de Mn^{2+} se elevaram expressivamente em todos os solos estudados à medida que foram aplicadas as maiores dosagens de dejetos, caracterizando a possibilidade de saturação dos solos por este elemento químico.

Os elementos químicos (Pb^{2+} , Cr^{3+} e Cd^{2+}) não registraram acréscimos significativos nos seus teores originais com a adição sequenciada de dejetos de suínos nos solos estudados, representando assim, baixo risco de contaminação dos solos pelo uso intensivo de dejetos como biofertilizante em áreas agrícolas por estes metais tóxicos.

REFERÊNCIAS

ACHIBA, W. B.; GABTENI, N.; LAKHDAR, A.; DULAING, G.; VERLOO, M.; JEDIDI, N.; GALLALI, T. Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metal in a Tunisian calcareous soil. **Agriculture Ecosystems & Environment Journal**, Amsterdam – NL, Springer Science + Business Media B. V., v. 130, Issues 3-4, p.156-163, 2009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880909000152>>. Acesso em: 31 de Abril de 2016.

ASHWORTH, D. J.; ALLOWAY, B. J. Complexation of copper by sewage sludge-derived dissolved organic matter: effects on soil sorption behaviour and plant uptake. **Water, Air, & Soil Pollution Journal**, Dordrecht - NL, Springer Science + Business Media B. V., v.182, n.1, p.187-196, 2007. Disponível em: <<http://www.springer.com/article/110.10007/s11270-006-9331-7>>. Acesso em: 12 de Abril de 2016.

BASSO, C. J.; CERETTE, C. A.; MORAES FLORES, E. de; GIROTTTO, E. Teores de metais pesados no solo após a aplicação de dejetos líquidos de suíno. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria – RS, v.42, n.4, p.653-659, 2012. Disponível em: <<http://www.scielo.br/cr/v42n4/a11712cr5222.pdf>>. Acesso em: 12 de Julho de 2016.

BINI, C.; SARTORI, G.; WAHSHA, M.; FONTANA, S. Background levels of trace elements and soil geochemistry at regional level in NE Italy. **Journal of Geochemical Exploration**. Oxford – GB, Elsevier Publisher, v.109, Issue 1 p.125-133, 2011. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/2000759628.pdf>>. Acesso em: 22 de Junho de 2016.

BHOGAL, A.; NICHOLSON, B. J.; CHAMBER, B. J.; SHEPHERD, M. A. Effects of past sewage sludge additions on heavy metal availability in light textured soils: implications for crop yields and metal uptakes. **Environmental Pollution Journal**, Amsterdam – NT, Elsevier Science B. V. v.121, Issue 3, p. 413-423. 2003. Disponível em: <https://inis.iaea.org/search.aspx?orig_q=RN36088369.pdf>. Acesso em: 12 de Setembro de 2016.

BOLZANI, H. R.; OLIVEIRA, D. L. A. LAUTNSCH LAGER, S. R. Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura no solo e na qualidade dos seus lixiviados. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro – RJ, v.17, n.4, p.385-392, 2012. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v17n4/v17n4a05.pdf>>. Acesso em: 10 de Abril de 2016.

BRASIL. **Resolução Nº 396, de 3 de Abril de 2008**. Ministério do Meio Ambiente – Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_2008_396.pdf>. Acesso em: 17 de Setembro de 2016.

BRASIL. **Resolução Nº 420, de 28 de Dezembro de 2009**. Ministério do Meio Ambiente – Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_2009_420.pdf>. Acesso em: 17 de Setembro de 2016.

CATTANI, I.; FRAGOLIUS, G.; BOCCELLI, R.; CAPRI, E. Cooper bioavailability in the rizosphere of maize (*Zea mays L.*) grown in two Italian soils. **Chemosphere Journal**, Amsterdam – NL, Springer Science + Business Media B. V., v.64, Issue 11, p.1972-1979, 2006. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16481029>>. Acesso em: 31 de Abril de 2016.

CORRÊA, J. C.; GROSHKOPF, M. A.; CASSOL, P. C.; GATIBONI, L. C.; NICOLOSO, R. da S.; CUNHA, G.O. de M. Dinâmica do zinco no solo em razão do uso de fertilizante mineral e orgânico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. 34. 2013. Florianópolis - SC, **Anais**, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – SBCS, Viçosa – MG, 2013. Disponível em: <<http://www.sbc.org.br/cbcs2013/anais/cbcs.2013.pdf>>. Acesso em: 21 de Junho de 2016.

COUTO, R. da.; COMIM, J. J.; BEBER, L.C.; URIARTE, J. F.; BRUNETTO, G.; BELLI FILHO, P. Atributos químicos em solos de propriedades suínolas submetidos a aplicações sucessivas de dejetos de suínos no Município de Braço do Norte, Santa Catarina. **Revista Scientia Agraria**, Curitiba - PR, v.11, n.6, p.493-497, 2010. Disponível em: <<http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/agraria/article/view/20396/13587>>. Acesso em: 12 de Julho de 2016.

DAL BOSCO, T. C.; SAMPAIO, S. C.; OPAZO, M. A. U.; GOMES, S. D.; NÓBREGA, L. H. P. Aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja: cobre, zinco no material escoado do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola*, Jaboticabal – SP, v.28, n.4, p.699-709, 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbea/v28n4/.pdf>>. Acesso em: 11 de Abril de 2015.

DORTZBACH, D.; LÉIS, C.; BITTENCOURT, H. V. H.; COMIN, J. J.; BELLI FILHO, P. Teores de cobre e zinco no solo após sucessivas aplicações de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. In: CONGRESSO NACIONAL DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA NO CONTEXTO DAS MUDANÇAS AMBIENTAIS. 17. 2008. Rio de Janeiro – RJ, **Artigo Eletrônico “On Line”**, Sociedade Brasileira de Conservação do Solo – SBCS, Rio de Janeiro – RJ, 4p. 2008. Disponível em: <http://intranetdoc.epagri.sc.gov.br/producao_tecnica_cientifica/DOC_2550.pdf>. Acesso em: 21 de Março de 2015.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**, Editora da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA – Solos), 3ª Edição Revisada e Ampliada, 363p. Rio de Janeiro – RJ, 2013.

ERNANI, P. R.; ALMEIDA, J. A.; SANTOS, F. C. Potássio. In: NOVAIS, J. A.; BARROS, N. F. de; FONTES, R. L. F. (Eds). **Fertilidade do solo**, Viçosa – MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - SBCS, 7ª Edição, p. 551-594, 2007.

GIROTTI, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; LOURENSINI, F.; SANTOS, D. R. dos; SILVA, L. S. da; LOURENZI, R.; VIEIRA, R. C. B. Acúmulo de formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa – MG, v. 34, n.3, p.955-955, 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v34n3/37.pdf>>. Acesso em: 11 de Abril de 2015.

GONÇALVES JR, A. C.; LINDINO, C. A.; ROSA, M. F. da; BARICATTI, R. GOMES, G. D. Remoção de metais tóxicos, cádmio, chumbo e cromo em biofertilizante suíno utilizando macrófita aquática (*Eichornia crassipes*) como bioindicador. **Revista Acta Scientiarum Technology**, Maringá – PR, v.30, n.1, p.9-14, 2008. Disponível em: <http://periodicos.uem.br/ojs/index.phpqActaSciTechnol/article/view/3179/1924>. Acesso em: 11 de Julho de 2016.

GRÄBER, I.; HANSE, J. F.; OLESEN, S. E.; PETERSEN, J.; OSTERGAARD, H. S.; KROGH, L. Accumulation of copper and zinc in danish agricultural soils in intensive pig production areas. **Danish Journal Geography**. Copenhagen – DN, v.105, n.2, p.15-22, 2005. Disponível em: <https://scholar.google.com/article/Danish/Journal/v105n2/https>. Acesso em: 22 de Abril de 2016.

HSEU, Z. Y. Extractability and bioavailability of zinc over time in three tropical soils incubated with bio solids. **Chemosphere Journal**, Amsterdam – NL, Springer Science + Business Media B. V., v.63, Issue 5, p.762-771, 2006. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653505010106>. Acesso em: 02 de Junho de 2016.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ – IAPAR. **Mapas de solos do Estado do Paraná**, Curitiba – PR, 1ª Edição, 74p. 2008.

KOEHLER, R.; LEWANDOWSKI, A.; MONCRIEF, J. Effects of swine manure applications on soil nutrient levels and phosphorus loss risk. **Article “On Line”**. Posted on April 12, 2010. Minnesota Monitoring Project and the Application of the Minnesota Phosphorus Index, University Minnesota Extension Service – Department of Soil, Water, and Climate 16p. 2007. Disponível em: <https://www.conservancy.umn.edu/handle/11299/48347.pdf>. Acesso em: 21 de Julho de 2016.

MENEZES, J. F. S.; VANIN, A.; SANTOS, S. G. C.; BENITES V. de M.; LIMA, L. M. de; 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. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DE SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS. 29. 2010. Guarapari – ES, **Anais**, Sociedade Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas - FERTBIO, Rio de Janeiro – RJ, 2010. Disponível em <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/26043/1420.pdf>. Acesso em 26 de Março de 2016.

MICHAUD, D.; BRAUIN, M. N.; GALLEGUILLOS, M.; HINSINGER, P.; Copper uptake and phytotoxicity as assessed in situ durum wheat (*Triticum turgidum* L.) cultivated in Cu-contaminated, former vineyard soils. **Plant and Soil Journal**, Amsterdam – NL, Springer Science + Business Media B. V., v.298, Issue 1, p.99-111, 2007. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11104-007-9343-0>. Acesso em: 28 de Abril de 2016.

MATTIAS, J. L. **Metais pesados em solos sob a aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina**, 2006. 165p. Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo - Universidade Federal de Santa Maria – UFMS, Santa Maria – RS, 2006. Disponível em: <http://cascavel.cpd.ufsm.br/tede/tde_arquivos/1/...02.../Tese%20Mattias-PDF-Dez-2006.pdf>. Acesso em: 13 de Junho de 2016.

MOURA, B. F.; SILVA, D. de F.; AMARAL, T. A.; ANDRADE, C. de L. T. de; GOTT, R. M. Dejetos líquidos de suínos como fonte suplementar de fósforo e potássio para a cultura do milho em sistema de sequeiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. 33. 2012. Uberlândia – MG, **Resumo Expandido**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – SBSC, Viçosa – MG, 3p. 2012. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/40501/Dejetos-liquidos-1.PDF>>. Acesso em: 28 de Março de 2016.

MORAL, R.; PEREZ-MURCIA, M. D.; PEREZ-ESPINOSA, A.; MORENO-CASELLES, J.; PAREDES, C.; RUFETE, B. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. *Waste Management Journal*, Amsterdam – NT, Elsevier Science B. V. v. 38, Issue 1, p. 267-371, 2008. Disponível em: <<https://www.deepdyve.com/lp/elsevier/salinity-organic-content-micronutrients-and-heavy-metals-in-pig-Sdj3M72G7>>. Acesso em: 28 de Abril de 2016.

PENHA, G. V.; MENEZES, J. F. S.; SILVA, C. A.; LOPES, G.; CARVALHO, C. de A.; RAMOS, S. J.; GUILHERME, L. R. G. Nutrient accumulation and availability and crop yields following long-term application of slurry in a Brazilian Cerrado soil. **Nutrient Cycling Agroecosystems Journal**. Amsterdam – NL, Springer Science + Business Media B. V., v.101, Issue 2, p.259-269, 2015. Disponível em: <<https://www.deepdyve.com/lp/elsevier/salinity-organic-content-micronutrients-and-heavy-metals-in-pig-Sdj3M72G7v>>. Acesso em: 22 de Abril de 2016.

PIMENTEL-GOMES, F. **Curso de estatística experimental**, Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiróz - FALQ – Biblioteca de Ciências Agrárias Luiz de Queiróz, v.15, 15ª Edição, 327p. Piracicaba – SP, 2009.

PROGRAMA GENES - **Aplicativo Computacional em Genética e Estatística Experimental** - Departamento de Biologia Geral – Universidade Federal de Viçosa – Viçosa – MG, 2006. Disponível em: <<http://www.ufv/dbg/genes/genes.htm>>. Acessos em: 2015 e 2016.

OTTO, R.; VITTI, G. C.; LUZ, P. H. C. Manejo da adubação potássica na cultura da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.34, n.4, p. 1137-1145, 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/rbcs/v34n4/.pdf>>. Acesso em: 12 de Abril de 2016.

ROSOLEM, C. A.; SANTOS, F. P.; FOLONI, J. S. S.; COLONEGO, J. C. Potássio no solo em consequência da adubação sobre palha de milheto e chuva simulada. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília – DF, v.41, n.6, p.1033-1040, 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pab/v41n6/n6a12/.pdf>>. Acesso em: 12 de Abril de 2016.

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos de suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.34, n.4, p.1375-1383, 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/rbcs/v34n4/.pdf>>. Acesso em: 12 de Abril de 2016.

SILVA, A. de A.; LANA, A. M. Q.; LANA, R. M. Q.; DA COSTA, A. M. Fertilização com dejetos de suínos: Influência nas características bromatológicas da *Brachiaria Decumbes* e alterações no solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal – SP, v.35, n. 2, p.254-265, 2015. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/eagri/v35n2/1809-4430-eagri-35-2-054.pdf>>. Acesso em: 22 de Junho de 2016.

SISTANI, K. R.; MCLAUGHLIN, M. R.; BRINK, G. E.; Soil nutrient evaluation from swine effluent application on five forage-system practices. **Nutrient Cycling Agroecosystems Journal**, Amsterdam – NL, Springer Science + Business Media B. V., v.82, Issue 3, p.265-271, 2008. Disponível em: <<http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10705-008-9188-9#page-1>>. Acesso em: 27 de Abril de 2016.

SANTOS, R. C. **Cobre, zinco, manganês e sódio em rações e em dejetos líquidos de suínos e solos de áreas de uso agrícola**. 2014. 172p. Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo – Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Porto Alegre – RS, 2014. Disponível em: <<http://www.trabalhosfeitos.com/Cobre-Zinco-Manganes-e-Sodio-Em/66096445.htm>>. Acesso em: 09 de Fevereiro de 2015.

STATSOFT SOUTH AMERICA. **Statistica Program**, Versão “On Line. São Caetano do Sul – SP, Mar./2015. Disponível em: <<http://pt.freedownloadmanager.org/Windows-PC/STATISTICA.html>>. Acesso em: 20 de Junho de 2016.

WERLE, R.; GARCIA, R. A.; ROSOLEM, C. A. Lixiviação de potássio em função da textura e disponibilidade do nutriente no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG. V.32, n.6, p. 2297-2305, 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/rbcs/v32n6/.pdf>>. Acesso em: 14 de Abril de 2016.

ZHOU, W.; ZHU, L. Efficiency of surfactant-enhanced desorption for contaminated soils depending on the component characteristics of soil-surfactant-PHAs system. **Environmental Pollution Journal**, London – GB, Elsevier Publisher, v.147, Issue 1, p.66-73, 2007. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749106005008>>. Acesso em: 23 de Abril de 2016.

ZHELJAZKOV, V. D.; WARMANN, P. R. Phytoavailability and fractionation of copper, manganese and zinc in soil following application of two composts to four crops. **Environmental Pollution Journal**, Oxford – GB, Elsevier Publisher, v. 131, Issue 2, p.187-195, 2004. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/med/15234085>>. Acesso em: 25 de Abril de 2016.

ZIMMERMANN, F. J. P. **Estatística aplicada à pesquisa agrícola**. 2ª Edição. Editora da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA, Brasília – DF, 582p. 2014.

CAPÍTULO IV - CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os ensaios de percolação utilizando lisímetros de coluna permitiram avaliar o comportamento de mobilidade do NO_3^- e dos íons metálicos de importância agronômica (K^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+}) e dos metais tóxicos (Pb^{2+} , Cr^{3+} e Cd^{2+}), a partir da aplicação sequenciada de taxas de dejetos bioestabilizados de suínos em quatro tipos de solos ocorrentes em regiões do Paraná submetidos a volumes diferenciados de precipitação pluviométrica.

À medida que foram acrescidas as taxas sequenciadas de dejetos bioestabilizados aplicados nos lisímetros de coluna, acompanhados dos maiores volumes simulados de precipitação pluviométrica, ocorreram elevações nas concentrações de NO_3^- nas contribuições percoladas, principalmente em profundidade nos solos estudados, chegando a superar em mais 10 vezes o Valor Máximo Permitido (VMP) de 10 mg L^{-1} , previsto na Resolução Nº 396 CONAMA/2008, para a presença de NO_3^- nas águas destinadas ao consumo humano.

O registro de mobilização do NO_3^- em profundidade a partir dos ensaios de percolação nos solos estudados evidencia o risco de contaminação das águas do lençol freático pela prática de disposição intensiva de dejetos de suínos como biofertilizante em áreas agrícolas em períodos chuvosos.

Dentre os solos estudados o Argissolo Vermelho eutrófico foi o que apresentou as maiores concentrações de NO_3^- nas contribuições percoladas em ambas as fases e ao longo das etapas do estudo experimental, caracterizando assim, a maior fragilidade ambiental deste tipo de solo em relação aos riscos de mobilização do oxiânion em profundidade.

A mobilização por percolação do K^+ e Zn^{2+} nos solos estudados ocorreu em diminutas concentrações e foram registradas para as contribuições dos drenos situados a 30 cm de profundidade. Porém, no Argissolo Vermelho eutrófico as concentrações também foram registradas nos drenos situados a 60 cm de profundidade, denotando maior mobilidade destes íons pelo perfil neste tipo de solo.

O Zn^{2+} não apresentou concentrações representativas acima do Limite de Quantificação (LQ) nas contribuições percoladas na 2ª Fase dos ensaios de percolação. Já o Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} não apresentaram concentrações representativas acima do LQ nas contribuições dos percolados em ambas as fases e em todas as etapas do estudo experimental.

Os resultados analíticos das amostras dos solos retirados dos lisímetros de coluna ao término dos ensaios de percolação mostram a acumulação de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} nos solos estudados, principalmente na camada superficial com a aplicação das taxas sequenciadas de dejetos. Com destaque para o Mn^{2+} que registrou os maiores teores

acumulados, evidenciando a possibilidade de saturação ao longo do tempo e de presença fitotóxica para as plantas deste elemento químico no solo.

Os teores acumulados de Zn^{2+} , Cu^{2+} pela aplicação sequenciada de dejetos nos solos estudados se situaram bem abaixo dos Valores de Investigação (VI) previstos na Resolução CONAMA Nº 420/2009, não caracterizando risco de saturação do solo por estes elementos químicos.

A aplicação de consecutivas taxas de dejetos nos solos estudados propiciou a elevação dos teores de matéria orgânica e a CTC, aumentando a complexação dos íons metálicos em compostos estáveis de grande energia de ligação e de baixa solubilidade, que impediram a sua mobilização por percolação pelo perfil mesmo em condições de saturação do solo acima da capacidade de campo.

Os metais tóxicos (Pb^{2+} , Cr^{3+} e Cd^{2+}) não apresentaram concentrações expressivas acima do LQ em ambas às fases em todas as etapas dos ensaios de percolação nas contribuições oriundas das colunas. Nos solos estudados os seus teores originais encontrados não foram alterados com a aplicação sequenciada das taxas de dejetos. Caracterizando assim, um risco extremamente diminuto de contaminação e saturação do solo por estes elementos químicos.

Os resultados obtidos no estudo experimental sugerem a necessidade de se atualizar a legislação ambiental do Estado do Paraná referente ao licenciamento da atividade de suinocultura, no sentido de se estabelecer o acompanhamento agrônômico contínuo e o monitoramento periódico das áreas agrícolas que recebem a disposição de dejetos de suínos, com o intuito de se minimizar os possíveis riscos de lixiviação do NO_3^- ou a saturação dos solos com outros elementos químicos.