

**ANA PAULA MACCARI**

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL DO USO DE DEJETOS DE SUÍNOS  
POR MEIO DE ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS EM SOLOS  
DO ESTADO DE SANTA CATARINA**

Dissertação apresentada como  
requisito parcial para obtenção do  
título de Mestre no Curso de Pós-  
Graduação em Ciência do Solo da  
Universidade do Estado de Santa  
Catarina - UDESC.

Orientador: Prof. Dr. Osmar Klauberg  
Filho.

Co-orientadores: Prof. Dr. Dilmar  
Baretta.  
Prof. Dr. Diovani  
Paiano.

**LAGES/SC  
2014**

M115a Maccari, Ana Paula  
Avaliação ambiental do uso de dejetos de suínos  
por meio de ensaios ecotoxicológicos em solos do  
Estado de Santa Catarina / Ana Paula Maccari. -  
Lages, 2014.  
135 p. : il. ; 21 cm

Orientador: Osmar Klauberg Filho  
Coorientador: Dilmar Baretta  
Coorientador: Diovani Paiano  
Bibliografia: p. 104-125  
Dissertação (mestrado) - Universidade do  
Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências  
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em  
Ciência do Solo, Lages, 2014.

1. *Eisenia andrei*. 2. *Folsomia candida*. 3.  
Resíduos orgânicos. 4. Latossolo Vermelho  
Distrófico. 5. Neossolo Quartzarênico Órtico  
Típico. I. Maccari, Ana Paula. II. Klauberg Filho,  
Osmar. III. Universidade do Estado de Santa  
Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciência do  
Solo. IV. Título

CDD: 574.5 - 20.ed.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Setorial do  
CAV/UDESC

**ANA PAULA MACCARI**

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL DO USO DE DEJETOS DE SUÍNOS  
POR MEIO DE ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS EM SOLOS  
DO ESTADO DE SANTA CATARINA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre no Curso de Pós-graduação em Ciência do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC.

**Banca Examinadora**

Orientador:

Prof. Dr. Osmar Klauberg Filho  
UDESC, Lages/SC.

Co-orientador:

Prof. Dr. Dilmar Bareta  
UDESC, Chapecó/SC.

Co-orientador:

Prof. Dr. Diovani Paiano  
UDESC, Chapecó/SC.

**Membros:**

Prof. Dra. Júlia Carina Niemeyer  
UFSC, Curitibanos/SC.

Prof. Dr. Luís Carlos Iuñes de Oliveira Filho  
UDESC, Lages/SC.

Lages, Santa Catarina  
17 de Fevereiro de 2014

Dedico esse trabalho a minha família, em especial aos meus pais Altecer Maccari e Iracema Ana May Maccari e meus irmãos Juliano Maccari e Andreia Maccari, por todo o esforço, que sempre fizeram para que eu tivesse a oportunidade de estudar e chegasse até aqui.

Ao meu noivo Flávio Luis Faccio pelo amor e apoio incondicional.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por permitir mais essa conquista.

Aos meus pais Altecer Maccari e Iracema Ana May Maccari, que sempre me apoiaram e estiveram ao meu lado em todas as decisões da minha vida, que me inspiram a seguir em frente sempre. Serei eternamente grata.

Aos meus irmãos Juliano Maccari e Andreia Maccari, e aos meus cunhados Aline Marcia Maccari e Adriano da Silva que sempre me apoiaram e me ajudaram nos momentos difíceis não mediram esforços para este sonho se tornar realidade.

Ao meu noivo Flávio Luis Faccio, pelo amor incondicional, pelo apoio, carinho, compreensão, paciência e companheirismo em todos os momentos.

Ao meu orientador Prof. Dr. Osmar Klauberg Filho, pela confiança, amizade, orientação e pelas oportunidades proporcionadas.

Ao Prof. Dr. Dilmar Baretta, pela orientação, amizade, confiança e por todas as oportunidades que me proporcionou durante a graduação e o mestrado.

Ao Prof. Dr. Dióvani Paiano pela orientação, pelas sugestões no trabalho e pela ajuda prestada.

Ao Prof. Dr. José Paulo Filipe Afonso de Sousa (Universidade de Coimbra, Portugal) pelas orientações e sugestões no trabalho.

Ao Dr. Luís Carlos Iuñes de Oliveira Filho, pela ajuda prestada e pela paciência em responder todas as dúvidas que surgiram ao longo do trabalho.

Ao Prof. Dr. Álvaro Luís Mafra pela co-orientação.

A Talyta Zortea, pela ajuda e pelos momentos de convivência, pelas experiências profissionais compartilhadas, em especial pelas alegrias proporcionadas pela nossa amizade.

Aos meus colegas do Laboratório de Solos e Sustentabilidade UDESC/CEO, Iara Cristina Marins, Laura Giombeli, Manuela Testa, Vanessa Dalla Rosa, Elaine Silva Boiago, Patrícia Eloísa Tormen, Eduardo Lucianer; Edpool da Rocha, Evandro Paulo Schonel, Renato Orso, Roney Debastiani, Rogério Folarosso, Marcos Locatelli pela ajuda prestada.

Aos colegas Marcio Gonçalves da Rosa e Julia Corá Segat pela amizade e ajuda prestada na realização do trabalho.

Aos colegas do Laboratório de Nutrição Animal – LANA pela ajuda prestada.

A portuguesa Sara Margarida, Prof. Carolina R. D. M. Baretta, Prof. Mayra T. Eichemberg e Prof. Lourdes Romão Apolônio pela amizade, pelas orientações e ajuda prestada.

Aos pesquisadores da Epagri – Chapecó Francisco Espírito Santo e Eloi Scherer pela ajuda prestada.

Ao Professor Jaime Antônio de Almeida pela ajuda na identificação da área, coleta e classificação do solo.

A UDESC – CAV e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pela oportunidade de formação científica e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES), pelo apoio financeiro concedido através da bolsa de estudo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ), pelo financiamento do projeto de pesquisa, selecionado através do Edital MCT/CNPq/MEC/CAPES/CT AGRO/CT HIDRO/FAPS/EMBRAPA N° 22/2010 – Redes Nacionais de Pesquisa em Agrobiodiversidade e Sustentabilidade Agropecuária – REPENSA (Processo CNPq 562650/2010-5) que resultou na elaboração dessa dissertação de mestrado.

Enfim, agradeço a todos os que contribuíram de uma forma ou outra, para a realização desse trabalho.

“Não há nada na natureza que não seja venenoso. A diferença entre remédio e veneno está na dose de prescrição”.  
(PARACELSO, 1493-1541).

## RESUMO

MACCARI, Ana Paula. **Avaliação ambiental do uso de dejetos de suínos por meio de ensaios ecotoxicológicos em solos do Estado de Santa Catarina.** 2014. 135 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo - área: Ciência do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Lages, 2014.

A aplicação dos dejetos de suínos como fertilizante em áreas agrícolas é uma prática comum em regiões de produção intensiva de animais. Entretanto, há uma crescente preocupação quanto ao risco de contaminação dos ecossistemas quando da utilização inadequada desse material. Aliado a isso, o uso de aditivos na alimentação animal leva a presença de diferentes compostos na urina e nas fezes e estes podem contaminar o solo. O objetivo foi avaliar, por meio de testes ecotoxicológicos padronizados (ISO) o efeito da aplicação de doses crescentes de dejetos de suínos, provenientes de diferentes dietas, em solos de Santa Catarina (Latossolo Vermelho Distrófico e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico) sobre a sobrevivência e reprodução de minhocas (*Eisenia andrei*) e colêmbolos (*Folsomia candida*). Os ensaios foram conduzidos em delineamento experimental inteiramente casualizado. Para tanto, foi realizado um teste prévio de letalidade com o objetivo de avaliar a taxa de sobrevivência dos organismos quando expostos aos solos contaminados com doses crescentes de dejetos de suínos (0, 25, 50, 75 e 100 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>). Baseado na resposta destes testes, doses menores foram estabelecidas para os ensaios de reprodução com *E. andrei*, envolvendo: 0; 5; 10; 20; 30; 40 e 65 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> e 0; 0,1; 0,5; 1; 2,5; 5; 10 e 25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos de suínos para o Latossolo e Neossolo, respectivamente. Para os ensaios com *F. candida* as novas doses estabelecidas foram: 0; 5; 7; 10; 20; 30; 40; 65 e 100 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> e 0, 0,1; 0,25; 0,5; 1; 2,5; 5; 10 e 25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos de suínos para o Latossolo e Neossolo, respectivamente. Nos resultados obtidos com *E. andrei* e *F. candida* evidenciaram redução na taxa de sobrevivência e no número de juvenis gerados com aumento da dose de dejetos de suínos aplicada. A taxa de sobrevivência das minhocas e colêmbolos no Latossolo foi afetada apenas na maior dose de dejetos de suínos testada (100 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>), independente do dejetos avaliado. No Neossolo, os testes de letalidade mostraram que a toxicidade do dejetos causou mortalidade de 100% dos indivíduos de *E. andrei* e ocasionou um decréscimo na taxa de

sobrevivência de *F. candida*, na menor dose de dejeto aplicada ( $25\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ ), independente do dejeto avaliado. Para o Latossolo as doses de 20 e  $30\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$  causaram efeitos negativos sobre o potencial reprodutivo de *E. andrei*. No Neossolo a aplicação de 10 e  $25\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$  dejetos de suínos ocasionou impactos negativos sobre a reprodução de ambos os organismos (*E. andrei* e *F. candida*). A inclusão do trigo e de aditivos promotores de crescimento nas dietas para suínos na fase de creche em substituição ao milho, não promoveu alterações na composição dos dejetos e na taxa de sobrevivência e reprodução das espécies *E. andrei* e *F. candida*.

**Palavras-chave:** *Eisenia andrei*. *Folsomia candida*. Resíduos orgânicos. Latossolo Vermelho Distrófico. Neossolo Quartzarênico Órtico Típico.

## ABSTRACT

MACCARI, Ana Paula. **Environmental assessment of the use of swine manure through soil ecotoxicological tests in the state of Santa Catarina.** 2014. 135 f. Dissertation (MSc in Soil Science - Area: Soil Science) - University of the State of Santa Catarina. Graduate Program in Soil Science, Lages, 2014.

The application of pig manure as fertilizer in agricultural areas is a common practice in regions with intensive livestock production. However, there is growing concern about the risk of contamination of ecosystems upon misuse of this material. In addition to that, the use of additives in animal feed leads to the presence of different compounds in urine and feces and may contaminate the soil. The aim of this study was to evaluate, through standardized ecotoxicological tests (ISO) the effect of increasing doses of swine manure from different diets, in soils of Santa Catarina (Oxisol and Entisol) on survival and reproduction of earthworms (*Eisenia andrei*) and springtails (*Folsomia candida*). The tests were conducted in a completely randomized design. Thus, a pretest with mortality to evaluate the survival rate of organisms when exposed to infected with increasing doses of swine manure (0, 25, 50, 75 and 100  $m^3 ha^{-1}$ ) soils was conducted. Based on the response of these tests, lower doses were established for testing playback with *E. andrei*, involving: 0; 5; 10; 20; 30; 40 and 65  $m^3 ha^{-1}$  and 0; 0,1; 0,5; 1; 2,5; 5; 10 and 25  $m^3 ha^{-1}$  of manure pigs to the Oxisol and Entisol respectively. For tests with *F. candida* new set doses were 0; 5; 7; 10; 20; 30; 40; 65 and 100  $m^3 h^{-1}$  and 0; 0,1; 0,25; 0,5; 1; 2,5; 5; 10 and 25  $m^3 ha^{-1}$  of pig slurry for the Oxisol and Entisol respectively. The results obtained with *E. andrei* and *F. candida* showed a reduction in survival rate and the number of juveniles generated with increasing dose of swine manure applied. The survival rate of earthworms and springtails in Oxisol was affected only at the highest dose tested for swine manure (100  $m^3 ha^{-1}$ ), regardless of the reported waste. The Entisol, lethality tests showed that the toxicity of the waste caused 100% mortality of individuals *E. andrei* and caused a decrease in the survival rate of *F. candida*, the lowest dose of manure applied (25  $m^3 ha^{-1}$ ), regardless of the reported waste. For Oxisol doses of 20 and 30  $m^3 ha^{-1}$  caused negative effects on the reproductive potential of *E. andrei*. The Entisol the application of 10 and 25  $m^3 ha^{-1}$  pig slurry caused negative impacts on reproduction of both organisms

(*E. andrei* and *F. candida*). The inclusion of wheat and growth promoting additives in pig diets on growth phase in replacing corn, did not change the composition of the waste and the rate of survival and reproduction of the species *E. andrei* and *F. candida*.

**Keywords:** *Eisenia andrei*. *Folsomia candida*. Organic waste. Oxisol. Entisol.

## TABELAS

Tabela 1 - Produção diária de dejetos suínos nas diferentes fases de desenvolvimento.....32

Tabela 2 - Parâmetros químicos e físicos do Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) avaliados na profundidade de 0-0,20 m.....45

Tabela 3 - Parâmetros químicos de cada dejetos da fase de creche proveniente de dietas a base de milho e farelo de soja sem aditivos (MR), com 85% dieta MR + 15% de trigo moído sem aditivos (TR), dieta a base de milho e farelo de soja + 100 ppm de doxiciclina + 50 ppm de colistina + 2500 ppm de óxido de Zn (MA) e dieta com 85% MR + 15% de trigo moído + 100 ppm de doxiciclina + 50 ppm de colistina + 2500 ppm de óxido de Zn (TA)....499

Tabela 4 - Concentração letal  $LC_{20}$  e  $LC_{50}$  calculada para o teste de letalidade com *Eisenia andrei* em Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) contaminados com doses crescentes de dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos).....55

Tabela 5 - Comparação dos valores de  $LC_{20}$  e  $LC_{50}$  calculados para *Eisenia andrei* no teste de letalidade em Latossolo Vermelho Distrófico contaminados com dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% % inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos).....56

Tabela 6 - Concentração efetiva  $EC_{20}$  e  $EC_{50}$  calculadas para o teste de reprodução de *Eisenia andrei* em Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) com adição de doses crescentes de dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR

- 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos). .....	59
Tabela 7 - Comparação dos valores de EC <sub>20</sub> e EC <sub>50</sub> calculados para <i>Eisenia andrei</i> no teste de reprodução em Latossolo Vermelho Distrófico contaminados com dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos)...	60
Tabela 8 - Comparação dos valores de EC <sub>20</sub> e EC <sub>50</sub> calculados para <i>Eisenia andrei</i> no teste de reprodução em Neossolo Quartzarênico Órtico Típico contaminados com dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos). .....	61
Tabela 9 - Parâmetros químicos e físicos do Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) avaliados na profundidade de 0-0,20 m. ....	76
Tabela 10 - Parâmetros químicos de cada dejetos da fase de creche proveniente de dietas a base de milho e farelo de soja sem aditivos (MR), com 85% dieta MR + 15% de trigo moído sem aditivos (TR), dieta a base de milho e farelo de soja + 100 ppm de doxiciclina + 50 ppm de colistina + 2500 ppm de óxido de Zn (MA) e dieta com 85% MR + 15% de trigo moído + 100 ppm de doxiciclina + 50 ppm de colistina + 2500 ppm de óxido de Zn (TA).....	80
Tabela 11 - Concentração letal LC <sub>20</sub> e LC <sub>50</sub> calculada para o teste de letalidade com <i>Folsomia candida</i> em Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) contaminados com doses crescentes de dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos). .....	86

Tabela 12 - Comparação dos valores de LC <sub>20</sub> e LC <sub>50</sub> calculados para <i>Folsomia candida</i> no teste de letalidade em Latossolo Vermelho Distrófico contaminados com dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos).....	87
Tabela 13 - Comparação dos valores de LC <sub>20</sub> e LC <sub>50</sub> calculados para <i>Folsomia candida</i> no teste de letalidade em Neossolo Quartzarênico Órtico Típico contaminados com dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos). .....	88
Tabela 14 - Concentração efetiva EC <sub>20</sub> e EC <sub>50</sub> calculadas para o teste de reprodução de <i>Folsomia candida</i> em Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) com adição de doses crescentes de dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos). .....	91
Tabela 15 - Comparação dos valores de EC <sub>20</sub> e EC <sub>50</sub> calculados para <i>Folsomia candida</i> no teste de reprodução em Latossolo Vermelho Distrófico contaminados com dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos)....	92
Tabela 16 - Comparação dos valores de EC <sub>20</sub> e EC <sub>50</sub> calculados para <i>Folsomia candida</i> no teste de reprodução em Neossolo Quartzarênico Órtico Típico contaminados com dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos). .....	93

## FIGURAS

Figura 1 - Vista com detalhes desde a coleta até o modo de preparo dos dejetos de suínos utilizados para os testes ecotoxicológicos. A – Gaiola metabólica. B – Funil para coleta de urina. C – Bandeja para coleta de fezes. D – Pré-secagem dos dejetos nas bandejas. E – Dejetos após três dias de secagem. F – Dejetos após cinco dias de secagem. G – Homogeneização dos dejetos para montagem dos ensaios. ..... 48

Figura 2 - Média de Indivíduos (Ind.) vivos de *Eisenia andrei* em Latossolo Vermelho Distrófico contaminado com doses crescentes de dejetos de suínos. A - Dieta milho e farelo de soja (MR); B - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo (TR); C - Dieta milho e farelo de soja + aditivos (MA); D - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos (TA)..... 53

Figura 3 - Vista do interior do recipiente na dose de  $25\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$  aplicados no Neossolo Quartzarênico Órtico Típico. .. 54

Figura 4 - Média de Indivíduos (Ind.) Juvenis de *Eisenia andrei* em Latossolo Vermelho Distrófico contaminado com doses crescentes de dejetos de suínos (A - Dieta milho e farelo de soja (MR); B – 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo (TR); C - Dieta milho e farelo+ aditivos (MA); D - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos o (TA). \* Diferença estatística significativa (  $p \leq 0,05$  ) pelo teste de Dunnet. (T) Desvio padrão ..... 57

Figura 5 - Média de Indivíduos (Ind.) Juvenis de *Eisenia andrei* em Neossolo Quartzarênico Órtico Típico contaminado com doses crescentes de dejetos de suínos A - Dieta milho e farelo de soja (MR); B – 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo (TR); C - Dieta milho e farelo de soja + aditivos (MA); D - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos (TA). \* Diferença estatística significativa,  $p \leq 0,05$  pelo teste de Dunnet. (T) Desvio padrão..... 58

Figura 6 - Vista com detalhes desde a coleta até o modo de preparo dos dejetos de suínos utilizados para os testes ecotoxicológicos. A – Gaiola metabólica. B – Funil para

coleta de urina. C – Bandeja para coleta de fezes. D – Pré-secagem dos dejetos nas bandejas. E – Dejetos após três dias de secagem. F – Dejetos após cinco dias de secagem. G – Homogeneização dos dejetos para montagem dos ensaios. ....	79
Figura 7 - Média de Indivíduos (Ind.) vivos de <i>Folsomia candida</i> em Latossolo Vermelho Distrófico contaminado com doses crescentes de dejetos de suínos A - Dieta milho e farelo de soja (MR); B – 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo (TR); C - Dieta milho e farelo de soja + aditivos (MA); D - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos (TA).....	84
Figura 8 - Média de Indivíduos (Ind.) vivos de <i>Folsomia candida</i> em Neossolo Quartzarênico Órtico Típico contaminado com doses crescentes de dejetos de suínos A - Dieta milho e farelo de soja (MR); B – 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo (TR); C - Dieta milho e farelo de soja + aditivos (MA); D - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos (TA).....	85
Figura 9 - Média de Indivíduos (Ind.) de <i>Folsomia candida</i> em Latossolo Vermelho Distrófico contaminado com doses crescentes de dejetos de suínos A - Dieta milho e farelo de soja (MR); B – 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo (TR); C - Dieta milho e farelo de soja + antibiótico (MA); D - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + antibiótico (TA). * Diferença estatística significativa, $p \leq 0,05$ pelo teste de Dunnet. (T) Desvio padrão.....	89
Figura 10 - Média de Indivíduos (Ind.) de <i>Folsomia candida</i> em Neossolo Quartzarênico Órtico Típico contaminado com doses crescentes de dejetos de suínos A - Dieta milho e farelo de soja (MR); B – 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo (TR); C - Dieta milho e farelo de soja + antibiótico (MA); D - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + antibiótico (TA). * Diferença estatística significativa, $p \leq 0,05$ pelo teste de Dunnet. (T) Desvio padrão .....	90

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	23
1.1 HIPOTESES.....	25
1.2 OBJETIVOS .....	25
1.2.1 Objetivo geral.....	25
1.2.2 Objetivos específicos.....	26
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	27
2.1. PANORAMA DA SUINOCULTURA BRASILEIRA .....	27
2.2. SUINOCULTURA EM SANTA CATARINA .....	28
2.3. SUINOCULTURA, MEIO AMBIENTE E LEGISLAÇÃO ...	29
2.4. COMPOSIÇÃO DOS DEJETOS DE SUÍNOS .....	32
2.5. UTILIZAÇÃO DO TRIGO EM RAÇÕES PARA SUÍNOS ..	34
2.6. USO DE ANTIBIÓTICOS NA PRODUÇÃO ANIMAL .....	36
2.7. ECOTOXICOLOGIA TERRESTRE .....	38
<b>3. CAPITULO 1 – AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DO USO DE DEJETOS DE SUÍNOS NA SOBREVIVÊNCIA E REPRODUÇÃO DE <i>Eisenia andrei</i> EM SOLOS DE SANTA CATARINA.....</b>	40
RESUMO .....	40
3.1. INTRODUÇÃO .....	42
3.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	44
3.2.1 Solos.....	44
3.2.2 Dejetos de suínos.....	46
3.2.3 Tratamentos .....	49
3.2.4 Ensaios ecotoxicológicos .....	50
3.2.4.1 Ensaio de toxicidade aguda – Letalidade .....	51
3.2.4.2 Ensaio de toxicidade crônica – Reprodução.....	51
3.2.5 Análise estatística.....	51
3.3. RESULTADOS.....	52
3.3.1 Validação dos ensaios .....	52
3.3.2 Toxicidade aguda – Letalidade.....	52
3.3.3 Toxicidade crônica - Reprodução.....	57
3.4 DISCUSSÃO .....	61
3.4.1 Letalidade .....	61
3.4.2 Reprodução .....	64

3.4.3 Efeito das dietas nos parâmetros químicos e na toxicidade dos dejetos de suínos .....	67
3.4.4 Avaliação da toxicidade dos resíduos .....	69
3.5. CONCLUSÕES .....	70
<b>4. CAPITULO 2 - AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DE DEJETOS DE SUÍNOS NA SOBREVIVÊNCIA E REPRODUÇÃO DE <i>Folsomia candida</i> EM SOLOS DE SANTA CATARINA .....</b>	<b>71</b>
RESUMO .....	71
4.1. INTRODUÇÃO .....	73
4.2. MATERIAL E MÉTODOS .....	75
4.2.1 Solos .....	75
4.2.2 Dejetos de suínos .....	77
4.2.3 Tratamentos .....	80
4.2.4 Ensaios Ecotoxicológicos .....	81
4.2.4.1 Teste de toxicidade aguda – Letalidade .....	81
4.2.4.2 Teste de toxicidade crônica – Reprodução .....	82
4.2.3 Analise estatística dos dados .....	82
4.3. RESULTADOS .....	83
4.3.1 Validação dos testes .....	83
4.3.2 Teste de letalidade .....	83
4.3.3 Teste de reprodução .....	88
4.4. DISCUSSÃO .....	93
4.4.1 Letalidade .....	93
4.4.2 Reprodução .....	95
4.4.3 Efeito das dietas nas variaveis químicas e na toxicidade dos dejetos de suínos .....	98
4.4.4 Avaliação da toxicidade dos resíduos .....	100
4.5. CONCLUSÕES .....	102
<b>5. CONCLUSÕES GERAIS .....</b>	<b>103</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>104</b>
<b>APÊNDICES .....</b>	<b>126</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A suinocultura é um dos setores da pecuária brasileira que mais se desenvolveu nas últimas décadas. A cadeia produtiva de carne suína no país apresenta um dos melhores desempenhos econômicos no cenário nacional e internacional, sendo esse crescimento notado quando são analisados os vários indicadores socioeconômicos, tais como volume de produção e exportação, número de empregos gerados pela atividade, entre outros (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA ABIPECS, 2012).

O estado de Santa Catarina é conhecido por possuir um dos maiores complexos industriais voltados à cadeia produtiva de suínos. A intensificação da produção suinícola levou o estado a ocupar uma posição de destaque no cenário nacional, com o maior rebanho do país (ABIPECS, 2012).

Na região oeste do estado de Santa Catarina, onde se concentra grande parte da produção de suínos, a suinocultura é uma atividade presente predominantemente em pequenas e médias propriedades rurais (SCHERER *et al.*, 2010), tendo como característica a concentração de animais em pequenas áreas (RACHED, 2009), com produção de alta quantidade de dejetos animais em pequenas áreas territoriais (SCHERER *et al.*, 2013).

Uma alternativa frequentemente utilizada pelos agricultores para descarte desses resíduos produzidos na propriedade é sua aplicação no solo como fertilizante em áreas cultivadas com culturas de grãos e/ou pastagens (BASSO *et al.*, 2012). A utilização de resíduos orgânicos como fonte de matéria orgânica e nutrientes para as culturas (BERTOL *et al.*, 2010) é uma prática comum para melhorar as propriedades físicas e químicas do solo, reduzindo por sua vez a necessidade de fertilizantes inorgânicos (VIELMO *et al.*, 2011). Entretanto, a pequena área das propriedades e o relevo acidentado da região oeste de Santa Catarina fazem com que haja insuficiência de áreas agrícolas para a aplicação agronômica de todo o resíduo gerado pela atividade suinícola, nessas propriedades (BERTO, 2004; CAMPOS, 2010) ou em áreas próximas.

Nesse cenário, muitas vezes a área disponível para descarte dos dejetos gerados nas unidades de produção é insuficiente, grande parte dos produtores, encontram dificuldades em cumprir a legislação vigente, desrespeitando o período de armazenamento, volume pré-estabelecido

pela legislação e a recomendação de adubação indicada pelo extencionista e baseada na análise de solo. Fato que tem ocasionado problemas de poluição dos solos e das águas, decorrentes principalmente, do manejo inadequado dos dejetos, do elevado volume aplicado e/ou pelas sucessivas aplicações que extrapolam a capacidade suporte do solo (SCHERER *et al.*, 2010).

A carência de informação sobre a biota do solo em áreas com excessivo uso de dejetos de animais é uma preocupação, pois o descarte sem os critérios adequados pode modificar as propriedades do solo, especialmente a atividade e a diversidade da fauna edáfica (BARETTA *et al.*, 2003; ALVES *et al.*, 2008). Devido à grande importância da comunidade biológica do solo em manter e sustentar o funcionamento do sistema, o monitoramento de práticas antrópicas, tais como a adição de resíduos orgânicos ao solo, também deve considerar os parâmetros biológicos como um indicador fundamental (SEGAT, 2012; MATOS-MOREIRA *et al.*, 2012).

Nesse contexto, vários aspectos precisam de estudos, para se utilizar esse material sem prejudicar o ambiente. Para o melhor uso no campo da adubação com dejetos de suínos faz-se necessário pesquisas para esclarecer quais as doses mais apropriadas para cada solo, impacto no ambiente e o efeito residual, auxiliando desse modo na elaboração de normas relacionadas ao uso agrícola desse material.

A magnitude que o uso de dejetos suínos pode afetar beneficamente ou não o solo, as plantas e a biota do solo, pode ser medida por meio da ecotoxicologia terrestre, que permite avaliar como as substâncias nele presentes serão absorvidas e quanto tempo permanecerão no ambiente antes mesmo de serem biodegradadas (STÜTZER; GUIMARÃES, 2003).

Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito da aplicação de doses crescentes de dejetos de suínos sobre a sobrevivência e reprodução de minhocas (*Eisenia andrei*) e colêmbolos (*Folsomia candida*) em solos naturais do estado de Santa Catarina (Latossolo Vermelho Distrófico e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico) utilizando metodologias padronizadas internacionalmente (ISO) para testes de ecotoxicologia terrestre. Além disso, avaliou-se também a influência da dieta e presença de aditivos (doxiciclina, colistina e óxido de zinco) na composição dos dejetos suínos sobre as respostas ecotoxicológicas dessas espécies.

Este estudo faz parte do projeto temático intitulado “Indicadores de sustentabilidade e biodiversidade edáfica em sistemas de produção (vegetal/animal) na região Oeste Catarinense” aprovado pelo Edital MCT/CNPq/MEC/CAPES/CT AGRO/CT HIDRO/FAPS/EMBRAPA N° 22/2010 – Redes Nacionais de Pesquisa em Agrobiodiversidade e Sustentabilidade Agropecuária – REPENSA (Processo CNPq 562650/2010-5). O objetivo geral é estudar a sustentabilidade dos sistemas de produção na região oeste catarinense, bem como o desempenho vegetal e de animais sob rações produzidas com grãos obtidos nos sistemas convencionais e agroecológicos na dieta e na produção de dejetos suínos, além do potencial da utilização dos resíduos animais na produção e sobre a qualidade do solo.

## 1.1 HIPÓTESES

1º - A aplicação de elevadas quantidades de dejetos de suínos causa alteração nos bioindicadores de qualidade do solo e pode afetar a sobrevivência e a reprodução de organismos testes (colêmbolos e minhocas).

2º - Cada solo possui um comportamento ecotoxicológico diferenciado. O solo argiloso (Latossolo Vermelho Distrófico) possui maior capacidade de suporte de doses de dejetos de suínos do que o solo arenoso (Neossolo Quartzarênico Órtico Típico).

3º - A composição nutricional da dieta altera os parâmetros químicos dos dejetos ocasionando efeitos toxicológicos distintos sobre a sobrevivência e reprodução de colêmbolos e minhocas.

4º - A adição de aditivos tais como antibióticos e óxido de zinco (Zn) em dietas para suínos em na fase de creche modificam as características químicas e a toxicidade dos dejetos.

## 1.2 OBJETIVOS

### 1.2.1 Objetivo geral

Avaliar o impacto ambiental da aplicação de doses e composições de dejetos de suínos provenientes de dietas com e sem a inclusão de aditivos sobre a sobrevivência e reprodução de colêmbolos e minhocas em solos do Estado de Santa Catarina.

### **1.2.2 Objetivos específicos**

1º - Estudar o efeito da aplicação de diferentes doses de dejetos de suínos na sobrevivência e reprodução da fauna edáfica por meio de ensaios ecotoxicológicos padronizados ISO, utilizando como organismos teste colêmbolos (*F. candida*) e minhocas (*E. andrei*);

2º - Avaliar a influência da composição dos resíduos orgânicos nas respostas ecotoxicológicas de *F. candida* e *E. andrei*;

3º - Contribuir para o estabelecimento de valores limite de doses de dejetos de suínos sob diferentes classes de solos do Estado de Santa Catarina, contribuindo para uma gestão sustentável desse resíduo.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 PANORAMA DA SUINOCULTURA BRASILEIRA

O sistema agroindustrial brasileiro tem crescido muito nos últimos anos, destacando-se na produção e exportação de carnes. Segundo a OECD (2012) o Brasil é visto com um enorme potencial a ser explorado e deve se tornar o grande supridor mundial de carnes no futuro.

A suinocultura é um dos segmentos da agropecuária brasileira que mais se desenvolveu nas últimas décadas. A cadeia produtiva de carne suína no Brasil apresenta um dos melhores desempenhos econômicos no cenário internacional, com aumento de sua participação de mercado apesar das barreiras internacionais e do acirramento da concorrência (MIELE *et al.*, 2009). Esse crescimento é notado quando são analisados os vários indicadores socioeconômicos, tais como, volume de produção e exportação, número de empregos diretos e indiretos, entre outros (ABIPECS, 2012).

No ano de 2012 o Brasil foi o quarto maior produtor de carne suína do mundo com 3,22 milhões de toneladas, superado apenas pela China com 49,5 milhões toneladas, seguido pela União Europeia e Estados Unidos com 22,53 e 10,27 milhões de toneladas, respectivamente (ABIPECS, 2012). Com relação às exportações, o país ocupa a quarta posição em relação aos exportadores de carne suína, no ano de 2013 foram exportados 517,3 mil toneladas de carne suína, como principais destinos Hong Kong, Ucrânia e Rússia (ABIPECS, 2014).

A suinocultura do tipo industrial concentra-se, principalmente, na região sul do país (cerca de 61,4% dos estabelecimentos brasileiros com criação de suínos). O Estado de Santa Catarina destaca-se no cenário brasileiro como o maior produtor com 782,1 mil toneladas, aproximadamente 25% do total nacional, e exportador com 194 mil toneladas de carne suína (IBGE, 2012), possui um rebanho médio de 7.968.166 de suínos, concentrados principalmente na região oeste do estado (76%) (BRASIL, 2011).

## 2.2 SUINOCULTURA EM SANTA CATARINA

A intensificação da produção suinícola levou o Estado de Santa Catarina a ocupar uma posição de destaque no cenário nacional, com o maior rebanho do país (ABIPECS, 2012).

Na região Oeste do Estado de Santa Catarina, onde se concentra grande parte da produção, a suinocultura é uma atividade presente predominantemente em pequenas e médias propriedades rurais (SCHERER *et al.*, 2010) e essa característica leva a região a produzir quantidade considerável de dejetos animais (RACHED, 2009).

A alternativa de menor custo frequentemente utilizada pelos agricultores para descarte desses resíduos produzidos na propriedade é a sua aplicação no solo como fertilizante, em áreas cultivadas com culturas de grãos e/ou pastagens (BASSO *et al.* 2012). A utilização de resíduos orgânicos como fonte de matéria orgânica e nutrientes para as culturas (BERTOL *et al.*, 2010) é uma prática comum para melhorar as propriedades físicas e químicas do solo, reduzindo por sua vez a necessidade de fertilizantes inorgânicos (VIELMO *et al.*, 2011).

Entretanto, a pequena área das propriedades e o relevo acidentado da região, aliados ao aumento da produção por unidade de área, torna insuficiente às áreas agrícolas para a aplicação agronômica do resíduo gerado pela suinocultura (BERTO, 2004; SEIDEL *et al.*, 2010).

Nesse cenário, no qual muitas vezes a área disponível para descarte dos dejetos gerados nas unidades de produção é insuficiente, grande parte dos produtores, especialmente na região oeste catarinense, apresentam dificuldades em cumprir a legislação vigente, que preconiza 120 dias de retenção e aplicação de volume de  $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (FATMA, 2006) e as recomendações de adubação indicadas em laudo técnico e baseadas em análises de solo (COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – CQFS RS/SC, 2004). Fato que tem ocasionado sérios problemas de poluição dos solos e das águas decorrentes, principalmente, do manejo inadequado dos dejetos, do elevado volume aplicado e/ou pelas sucessivas aplicações que extrapolam a capacidade suporte do solo (SCHERER *et al.*, 2010; SEGAT, 2012).

Os problemas ambientais decorrentes da atividade suinícola causam grande preocupação, e precisam ser abordados com atenção, pois apesar de seu potencial poluidor, a suinocultura constitui uma das

bases da economia na região oeste de Santa Catarina, empregando de forma direta em torno de 65 mil e, indiretamente, mais de 140 mil pessoas (SILVA; BASSI, 2012).

### 2.3 SUINOCULTURA, MEIO AMBIENTE E LEGISLAÇÃO

Atualmente, a suinocultura brasileira é caracterizada por sistemas intensivos de produção, que se justificam pelo aumento da demanda mundial de alimentos e pela necessidade de reduzir os custos associados à sua produção (BORTOLI, 2010; TAVARES, 2012). A principal característica desse sistema é a alta concentração de animais em pequenas áreas geográficas, o que origina o principal problema da atividade, o elevado volume de dejetos e a concentração excessiva de nutrientes presentes em pequenas extensões de terra (RACHED, 2009; KUNZ *et al.*, 2009; BORTOLI, 2010).

O aumento da produção por unidade de área acarretou acúmulo de resíduos nas propriedades na maioria das vezes além da capacidade suporte das áreas próximas em receber esse material, o que causa preocupação por parte dos órgãos ambientais, visto que, quando a capacidade suporte do solo é atingida, esse resíduo pode ocasionar poluição dos recursos naturais (SEIDEL *et al.*, 2010).

Segundo Miranda (2005), a inexistência de área disponível para a aplicação do dejetos de suínos provoca desequilíbrios ambientais graves, afetando a sustentabilidade da suinocultura, com possível contaminação física, química e biológica do meio receptor natural – solo e água.

O manejo e tratamento dos dejetos de suínos, até a década de 70, não se constituíam um fator preocupante, pois a concentração de animais era pequena e o solo das propriedades tinha capacidade de absorvê-los como fertilizante orgânico (OLIVEIRA, 2006). No Brasil, mais especificamente na região oeste de Santa Catarina, somente a partir dos anos 80 a poluição ocasionada pelos dejetos passou a ter um caráter mais grave devido à intensificação dos sistemas de produção (GUVANTT & MIRANDA, 2004). O desenvolvimento da suinocultura intensiva com a concentração de animais nas propriedades trouxe a produção de grandes quantidades de dejetos que são lançados ao solo, na maioria das vezes sem critérios e sem tratamento prévio, transformando-se em uma fonte de elevado potencial poluidor (OLIVEIRA, 2006).

De acordo com Segnfredo (2004), a utilização prolongada e/ou excessiva dos dejetos poderá resultar em desequilíbrios químicos, físicos e biológicos do solo, sendo que vários desses impactos já foram comprovados tanto no sul, quanto em outras regiões do Brasil (BARETTA *et al.*, 2003; ALVES *et al.*, 2008; SCHERER *et al.*, 2010).

Alves *et al.* (2008), verificaram que a utilização inadequada destes dejetos como forma de adubação em solos da região oeste de Santa Catarina pode afetar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, especialmente na camada superficial do solo (0 – 10 cm), que pode comprometer de forma significativa o desenvolvimento das culturas e a contaminação do lençol freático, especialmente por nitratos. Os mesmos autores relatam que o efeito do uso de diferentes formas de dejetos pode levar a resultados benéficos ou maléficos à macrofauna edáfica, variando conforme a composição do dejetos.

Ao contrário dos fertilizantes químicos formulados para as condições específicas de cada cultura e solo, os dejetos de suínos podem apresentar, simultaneamente, vários nutrientes em quantidades desproporcionais em relação à capacidade de extração das culturas nos diferentes tipos de solos. Dessa forma, adubações em excesso e/ou continuadas com dejetos de suínos poderão ocasionar impactos ambientais indesejáveis. Entre esses, destacam-se os desequilíbrios químicos, físicos e biológicos no solo, poluição das águas superficiais e subterrâneas, perdas de produtividade e redução da diversidade de plantas e organismos no solo (BARETTA *et al.*, 2003; CAMPOS, 2010; SCHERER, *et al.*, 2013).

Os impactos oriundos da intensificação e dos processos de produção exigem a fixação de normas severas por parte dos órgãos de fiscalização como no caso da União Europeia e os Estados Unidos os quais se deparam com dificuldades para manter os seus atuais rebanhos em razão do elevado volume de dejetos, da saturação das áreas para a disposição agronômica, da contaminação dos recursos naturais e dos elevados investimentos para o tratamento dos efluentes (SERPA FILHO *et al.*, 2013).

Na União Europeia, de modo a mitigar muitos dos impactos ambientais provenientes da atividade suinícola, alguns países como a França, Holanda e Dinamarca, modificaram a sua legislação ambiental. A mudança visou aumentar a proteção ambiental e impedir o avanço da contaminação do meio ambiente, reduzir o volume de dejetos ou o

número de animais produzidos por hectare (JONGBLOED; LENIS, 1998).

No que se refere às legislações ambientais relacionadas à suinocultura, o Brasil apresenta uma história recente se comparado a outros países que possuem um histórico mais antigo e que apresentam instrumentos legais testados e aprovados (PALHARES, 2009). No Brasil a partir de 1991 começou a se dar uma maior importância a este assunto, passando o Ministério Público a cobrar o cumprimento da legislação, aplicando advertências, multas e mesmo o fechamento de unidades produtoras (DIESEL *et al.*, 2002). Assim, o lançamento de resíduos da suinocultura que outrora era feito livremente no meio ambiente, é atualmente controlado pelos órgãos fiscalizadores.

No estado de Santa Catarina a Fundação do Meio Ambiente (FATMA) é o órgão responsável pela emissão de licenciamentos ambientais para as atividades consideradas potencialmente causadoras de degradação ambiental, entre elas a suinocultura em sistema confinado. A instrução normativa nº 11 – (Suinocultura) recomenda a aplicação de dejetos de suínos no solo de  $50\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}\text{ ano}^{-1}$  (FATMA, 2000). Entretanto, cabe ressaltar que, essa legislação que regulamenta a aplicação de dejetos líquidos de suínos em áreas agrícolas, não leva em consideração, para definir a taxa máxima anual de aplicação, o tipo de solo, principalmente o teor de argila e óxidos de ferro e alumínio, pH, matéria orgânica, profundidade, bem como o tipo de cultura, variedades e produtividade esperada (CORRÊA *et al.*, 2011) da mesma forma, não considera a composição química dos dejetos. Além disso, na maioria das regulamentações dos limites de aplicação de resíduos orgânicos no solo estudos de caráter ecotoxicológico são negligenciados (MATOS-MOREIRA *et al.*, 2011).

Sendo assim, a utilização do volume como critério para minimizar os impactos ambientais resultante da aplicação de dejetos de suínos pode não ser a forma mais adequada, tanto do ponto vista ambiental como econômico.

Nesse contexto, vários aspectos precisam de estudos, para utilizar esse material sem prejudicar o ambiente. Para o melhor uso no campo da adubação com dejetos de suínos se faz necessário realizar pesquisas para esclarecer quais as doses mais apropriadas para cada textura de solo, impacto no ambiente e o efeito residual, auxiliando desse modo na elaboração de normas relacionadas ao uso agrícola desse material.

## 2.4 COMPOSIÇÃO DOS DEJETOS DE SUÍNOS

Os dejetos de suínos são constituídos por fezes, urina, água desperdiçada dos bebedouros, água de limpeza das instalações, águas das chuvas que podem entrar nas calhas, resíduos de ração, cerdas, poeira e outros materiais decorrentes do processo de criação (KONZEN, 1983; DIESEL *et al.*, 2002; HENN, 2005; GONÇALVES JUNIOR 2008).

O volume de dejetos produzido diariamente por suíno e o teor de umidade é muito variável e está diretamente relacionado com a alimentação, consumo de água, volume de água incorporado ao dejetos através da higienização das baías e estação do ano (OLIVEIRA, 1993). Os dados da produção média diária de dejetos de acordo com as diferentes categorias dos suínos são apresentados na Tabela 1. Entretanto, essas quantidades podem variar conforme o manejo e tipo de instalação (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS CRIADORES DE SUÍNOS - ABCS, 2011).

**Tabela 1 - Produção diária de dejetos suínos nas diferentes fases de desenvolvimento.**

Categoria animal	Dejetos líquidos (litros dia <sup>-1</sup> )	Produção (m <sup>3</sup> animal <sup>-1</sup> mês <sup>-1</sup> )
Suínos 25 a 100 kg	7,0	0,25
Porcas em gestação	16,0	0,48
Porca em lactação + leitegada	27,0	0,81
Cachaço	9,0	0,28
Leitões na creche	1,40	0,05

Fonte: Adaptado de Brustolini & Mendonça (2009).

Dependendo do sistema de manejo e alimentação adotados, os dejetos podem apresentar grandes variações em seus componentes, principalmente na quantidade de água e nutrientes (DIESEL *et al.*, 2002; LEITE *et al.*, 2009). A composição das dietas alimentares ocupa um papel de destaque na determinação das características dos dejetos suínos, pois alterações na digestibilidade e biodisponibilidade dos constituintes da ração afetam diretamente a composição da excreta

(HENRY; DOURMAND, 1992). Assim, por apresentar uma composição química variável, decorrente da alimentação e do manejo diferente, o volume de dejetos suínos possui um impacto ao meio ambiente diferente (MELLER, 2007).

Os parâmetros físico-químicos dos dejetos de suínos produzidos no Brasil foram estudados por diversos autores (KONZEN, 1983; MEDRI, 1997; CAZARRÉ, 2001; HENN, 2005; MONTEIRO, 2005; ALVES, 2007), que verificaram uma grande variabilidade nas características dos dejetos, fato que dificulta a comparação destes dados. Estas diferenças se devem possivelmente as diferentes condições experimentais dos estudos, visto que, na maioria dos casos não são descritas as condições do experimento (tipo de alimentação, desperdício dos comedouros e bebedouros, forma de coleta e armazenamento do material antes das análises, volume de água incorporado ao dejetos em função do sistema de produção empregado, clima, dados pluviométricos, entre outros) (SILVA, 1996). A vantagem da presente dissertação é que foi controlado e obtidas todas as informações quanto ao tipo de alimentação, controle da quantidade consumida diária, produção de dejetos e urina, entre outras informações que podem ser obtidas no material e métodos (Item 3.2.2).

De acordo com Dortzbach (2009) além do problema relacionado ao excesso de aplicações de dejetos, a composição das rações utilizadas na alimentação contribui para a contaminação ambiental, visto que, certos elementos como o cobre (Cu) e Zn são adicionados em grandes quantidades nas dietas animais para garantir uma mínima absorção. Estes micronutrientes são usados como promotores de crescimento na alimentação animal (GRÄBER *et al.*, 2005). O Zn é utilizado na dieta dos animais em concentrações próximas a 2.400 mg kg<sup>-1</sup> com objetivo de minimizar distúrbios gastrointestinais ocasionados pelo desmame (CRISTANI, 1997). Já o Cu é fornecido na alimentação, em doses até 250 mg kg<sup>-1</sup>, como promotor de crescimento (CORRÊA *et al.*, 2011).

Muniz (2007) relata que quando são utilizados altos níveis de minerais nas rações, esses acabam não sendo totalmente absorvidos pelo organismo animal e assim, excretado em grandes quantidades, tendo um grande potencial poluidor do meio ambiente.

De acordo com Carlson *et al.* (2004) leitões alimentados com dietas que contenham altos níveis de Zn acabam excretando cerca de 80% do Zn suplementado nas fezes, dessa forma, a utilização de níveis

maiores do que 500 ppm na dieta gera um excesso de Zn excretado nas fezes. Adeola *et al.* (1995) encontraram valores de relação excretado/ingerido equivalentes a 77,3 e 69,8% para Cu e Zn, respectivamente.

De acordo com Mattias (2006), resíduos orgânicos como estercos, dejetos, biossólidos e outros compostos podem conter altas concentrações de metais pesados, maiores as vezes que solos agrícolas e o uso contínuo destes resíduos pode aumentar as quantidades totais de Cu, Zn, Pb, Cd, Fe e Mn nos solos. Girotto *et al.* (2010), relataram que aplicações sucessivas de dejetos líquido de suínos no solo ocasionam acúmulo de Cu e Zn em camadas superficiais, onde, com a aplicação de 20, 40 e 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos foram encontrados acúmulos significativos de Cu até a camada de 0-12 cm e de Zn até a camada de 0-10 cm.

Scherer *et al.* (2010), avaliando o efeito do uso prolongado de dejetos de suínos sobre os atributos químicos em solos da região oeste de Santa Catarina, verificaram que, a utilização contínua de dejetos em áreas com culturas anuais proporciona maior acúmulo dos nutrientes P, K, Cu e Zn, especialmente na camada mais superficial de 0-5 cm. Os mesmos autores relatam que, em solos argilosos, o Cu e Zn se acumulam principalmente na camada superficial do solo, especialmente quando o teor de matéria orgânica for elevado.

## 2.5. UTILIZAÇÃO DO TRIGO EM RAÇÕES PARA SUÍNOS

A alimentação é o componente de maior participação no custo da produção de suínos, representando cerca de 65 a 76% do valor total (DUARTE *et al.*, 2010; POROLNIK *et al.*, 2012). Os grãos cereais (milho e soja) constituem os principais ingredientes das dietas empregadas à suinocultura brasileira, assim, a lucratividade dos sistemas de produção suinícola está diretamente relacionado com os preços destes dois ingredientes principalmente o milho que representa cerca de 75% do volume das rações e responde por cerca de 50% dos custos de alimentação (SILVA *et al.*, 2005). Fatores como quebras de safra, aumento das exportações de grãos e mesmo a concorrência de outras atividades por esses componentes, determinam aumento considerável nos custos de produção (ABCS, 2011). Uma alternativa para minimizar esse problema seria a utilização de alimentos alternativos com perfis nutricionais semelhantes ao do milho e que não comprometam o

desempenho animal e ainda que possam ser cultivados em épocas alternativas ao cultivo do milho.

A busca por alimentos alternativos, substitutos ao milho e ao farelo de soja representa uma das maiores preocupações dos suinocultores em períodos de crise no setor. No entanto, a baixa disponibilidade desses alimentos e o pouco conhecimento dos seus reais potenciais produtivos entravam sua produção e comercialização (ABREU, 2013).

Diversas pesquisas têm demonstrado que o milho pode ser substituído parcialmente (BASTOS *et al.*, 2004; MARQUES *et al.*, 2007; PARRA *et al.*, 2008; ABREU 2013) e, em alguns casos, totalmente (BASTOS *et al.*, 2002; PINHEIRO *et al.*, 2003; BASTOS *et al.*, 2005; KIEFER & QUADROS, 2006) nas dietas de suínos em crescimento e terminação. Dentre os substitutos do milho, tem-se trigo, gramínea anual cujos grãos constituem importante fonte de proteínas e energia em dietas de suínos. Na época de entressafra do milho, período em que este grão atinge altos preços no mercado é justamente o momento em que o trigo está disponível para a comercialização (VARGAS *et al.*, 2001).

A utilização de trigo em dietas de suínos é um recurso que se enquadra relativamente bem, sendo uma visão estratégica e sustentável para a agricultura familiar. Em termos nutricionais o trigo assemelha-se ao milho (NANTES, 2013). E do ponto de vista do desempenho dos animais, o trigo pode substituir totalmente o milho nas rações sem causar prejuízos na produção (BRUM *et al.*, 1998), em dieta de suínos em crescimento e terminação.

Embora seu uso na alimentação animal no Brasil ainda seja pequeno devido a aspectos relacionados à estabilidade na oferta de grãos e também pela disponibilidade de outros alimentos para emprego em dietas animais, o trigo apresenta boa qualidade nutricional e é produzido na época de entressafra do milho e soja, o que demonstra seu grande potencial de uso em rações de aves e suínos.

A cultivar de trigo utilizada no presente estudo, BRS Tarumã, é resultante do cruzamento entre as cultivares Century e BR 35. Pertence ao grupo de trigos denominados como de duplo-propósito, o qual é apropriado à integração lavoura-pecuária (NANTES, 2013). O trigo cultivado com dupla finalidade é importante, uma vez que, permite a utilização de sistemas integrados de produção, e também uma maior flexibilidade para o produtor, porque ele pode optar de acordo com o

ano e os preços agrícolas, otimizar a produção grãos em vez da produção animal e vice-versa (BORTOLLI, 2010).

## 2.6. USO DE ANTIBIÓTICOS NA PRODUÇÃO ANIMAL

Atualmente, a produção animal brasileira é caracterizada por sistemas intensivos de produção que se justificam pelo aumento da demanda mundial de alimentos e pela necessidade de reduzir os custos associados à sua produção (BORTOLI, 2010). A principal característica desse sistema é a alta concentração de animais em pequenas áreas geográficas (RACHED, 2009), fato que predispõe uma maior ocorrência e disseminação de determinadas doenças. A fim de assegurar a produtividade e a competitividade do setor, a utilização de medicamentos com fins terapêuticos e de profilaxia é uma prática bastante comum (LEAL, 2012).

No sistema confinado de produção de suínos, o desmame e a creche são consideradas as fases mais críticas para os animais (OLIVEIRA, 2012). Durante a fase pós-desmame, os leitões são submetidos a diversos fatores estressantes, que causam redução no crescimento, dentre eles: separação da matriz suína, dificuldade de adaptação ao novo ambiente e o reagrupamento dos animais, associados à imaturidade do trato digestório e a mudança brusca da dieta líquida para uma dieta sólida. Esses fatores podem acarretar alterações histológicas e fisiológicas no sistema digestório e, consequentemente, reduzir a capacidade de digerir alimentos e absorver nutrientes da dieta (TUCCI *et al.*, 2011).

Uma estratégia de alimentação utilizada na fase pós-desmame é a inclusão de agentes antimicrobianos na dieta, com o intuito de aumentar a taxa de crescimento e a eficiência alimentar dos animais (ANDRADE, 2013). Os antimicrobianos são compostos utilizados para inibir o crescimento de determinados microrganismos, podendo ser utilizados na produção animal com fins terapêuticos para tratar de enfermidades ou então com fins profiláticos na prevenção de doenças causadas pela presença de microrganismos patogênicos e melhorar a taxa de crescimento animal, ou seja, como promotores de crescimento (SANTOS, 2009).

Entretanto, apesar da comprovada capacidade de melhorar o desempenho de suínos, muitos desses compostos fornecidos aos animais via alimentação não são totalmente metabolizados no organismo, sendo

excretados na urina e nas fezes, tanto na forma do composto original ou já parcialmente metabolizado (HALLING-SØRENSEN *et al.* 1998; SARMAH *et al.* 2006; KEMPER 2008; REGITANO & LEAL 2010; LEAL 2012). A quantidade de compostos eliminada é variável, e depende de fatores tais como, tipo de substância e dosagem administrada, espécie e idade do animal, entre outros (KEMPER, 2008).

Quando no ambiente, os medicamentos veterinários podem ser adsorvidos, transportados, bioacumulados ou ainda sofrer transformações como degradação ou reativação (HALLING-SØRENSEN *et al.*, 2002), lixiviação ou ainda podem ser transportados via escoamento superficial para os recursos hídricos (DIAS-CRUZ *et al.*, 2003).

A presença desses compostos no ambiente pode causar efeitos adversos nos organismos locais, além de exercer possível influência no aumento da resistência de microrganismos aos antibióticos (KEMPER, 2008). Efetivamente pouco se sabe sobre os efeitos ecotoxicológicos derivados da exposição a curto e a longo prazo e a altas e baixas dosagens desses compostos (BOXAL, 2006; SARMAH *et al.* 2006), assim como se desconhecem os impactos causados pelos metabólitos oriundos dos produtos de degradação desses antibióticos, que podem ser indiretamente disseminados ao ambiente pela aplicação de resíduos de animais no solo (THIELE-BRUIHN, 2003).

Como os organismos do solo podem estar expostos a esses compostos é importante conhecer os efeitos sobre a biodiversidade de organismos não alvos. Até o momento, muito pouco se sabe sobre os efeitos secundários dos antibióticos para a fauna do solo e para as plantas (BAGUER *et al.*, 2000).

De acordo com Regitano; Leal (2010); Leal (2012), apesar da importância econômica da produção animal para o agronegócio brasileiro, o país carece de pesquisas na área de fármacos e contaminação ambiental, não dispondo, de estudos sobre a ocorrência de resíduos dos principais aditivos zootécnicos nos diversos compartimentos ambientais, seus possíveis efeitos sobre os ecossistemas e organismos não alvos e/ou, tampouco qualquer estudo a respeito da dinâmica dessas substâncias nas diferentes classes de solos.

Embora, nas últimas décadas, tenha aumentado de forma considerável o número de pesquisas envolvendo a utilização de antibióticos promotores de crescimento em dietas animais, em função do crescente interesse na compreensão dos possíveis impactos que esses

compostos causam na seleção de bactérias resistentes, estudos de caráter ecotoxicológico são incipientes, o que justifica o desenvolvimento de estudos nesse âmbito.

## 2.7 ECOTOXICOLOGIA TERRESTRE

A ecotoxicologia pode ser definida como a ciência que estuda os efeitos adversos de substâncias naturais ou sintéticas sobre os organismos vivos populações ou comunidades (animais ou vegetais), nos ambientes terrestres e aquáticos (ZAGATO; BERTOLETI 2006; BIANCHINI *et al.*, 2009). Suas ferramentas de análise permitem responder preditivamente a toxicidade de substâncias e compostos, indicar os potenciais ecotoxicológicos e seus mecanismos de ação em organismos vivos (MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

Os testes de toxicidade são ensaios laboratoriais realizados sob condições experimentais específicas e controladas, utilizados para estimar a toxicidade de substâncias, compostos, efluentes industriais, amostras ambientais (água ou sedimentos) entre outros (COSTA *et al.*, 2008). Esses ensaios são realizados expondo-se os organismos testes a uma matriz (água, sedimento ou solo), contaminada, com o objetivo de avaliar se a contaminação é alta o suficiente para causar algum efeito adverso sobre a taxa de sobrevivência, crescimento, desempenho reprodutivo e mudanças comportamentais (LIMA, 2009).

Para realização dos ensaios são utilizados organismos indicadores, que em função de suas características, apresentam um limite de tolerância ecológica muito pequena, assim, quando expostos a determinados contaminantes são capazes de apresentar alguma alteração fisiológica, morfológica e/ou comportamental (MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008). Como não existe um único organismo representativo para um ecossistema, a literatura descreve o uso de várias espécies e grupos de organismos para poder avaliar impactos ambientais. Nos testes ecotoxicológicos terrestres comumente são utilizados organismos, tais como, colêmbolos, minhocas, ácaros, isópodes, diplópodes, entre outros (BARETTA *et al.*, 2014). Isso devido ao fato de tais organismos atenderem critérios tais como, representar importante papel ecológico no solo, permanecerem constantemente em contato com o substrato, terem ampla distribuição geográfica, serem de fácil manutenção em laboratório e possuir alta taxa reprodutiva em curto

espaço de tempo (FOUNTAIN; HOPKIN, 2005) e serem sensíveis a uma ampla diversidade de compostos (CARVALHO *et al.*, 2009).

Os testes ecotoxicológicos vêm sendo utilizados para avaliar o impacto ambiental de diversas fontes poluidoras, tais como, efluentes agrícolas, domésticos e industriais, sedimentos, medicamentos, produtos químicos em geral (RÖRIG, 2005), agrotóxicos, lodos de esgotos (NATAL-DA-LUZ *et al.*, 2011), resíduos e rejeitos da mineração (OLIVEIRA FILHO, 2013), resíduos da indústria de papel e celulose, de cervejaria, poluentes orgânicos, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (LOMBARDI, 2004; MAGALHÃES; FERRÃO-FILHO, 2008) e dejetos de animais (DOMENE *et al.*, 2007; SEGAT, 2012), auxiliando no estabelecimento de limites máximos para lançamentos de descarte de contaminantes (NASCIMENTO *et al.*, 2008).

No entanto, estudos de caráter ecotoxicológico em ambientes terrestres ainda são relativamente incipientes, cujo maior desenvolvimento científico tem ocorrido nas últimas décadas e se concentrado principalmente em países Europeus, EUA e Canadá, com uma gama de questionamentos sobre as possíveis situações de impactos sobre o solo em países tropicais (ROMBKE *et al.*, 2006), principalmente no que se refere a gestão e descarte de resíduos orgânicos.

### **3. CAPITULO 1 – AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DO USO DE DEJETOS DE SUÍNOS NA SOBREVIVÊNCIA E REPRODUÇÃO DE *Eisenia andrei* EM SOLOS DE SANTA CATARINA**

#### **RESUMO**

A aplicação de dejetos de suínos no solo é uma alternativa para disponibilizar nutrientes às plantas e uma forma de descarte deste resíduo em áreas agrícolas. Entretanto, quando esses dejetos são aplicados de maneira contínua nas mesmas áreas e em quantidades que excedem a capacidade suporte dos solos, podem ser transformados em uma grande fonte poluidora do solo e mananciais, além de afetar a biodiversidade da fauna edáfica. O presente estudo objetivou avaliar, por meio de testes ecotoxicológicos padronizados (ISO), o efeito de doses crescentes de dejetos de suínos, provenientes de diferentes dietas, aplicadas em solos do Estado de Santa Catarina [Latossolo Vermelho Distrófico e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico], sobre a sobrevivência e reprodução de minhocas da espécie *Eisenia andrei*. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado. Foi realizado um teste prévio de letalidade com o objetivo de avaliar a taxa de sobrevivência das minhocas quando expostas aos solos contaminados com doses crescentes de dejetos de suínos (0, 25, 50, 75 e 100 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>). Baseado na resposta deste teste, doses menores foram estabelecidas (0; 5; 10; 20; 30; 40 e 65 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> e 0, 0,1; 0,5; 1; 2,5; 5; 10 e 25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos de suínos) para o Latossolo e Neossolo, respectivamente e testadas para avaliar os efeitos crônicos (ensaio de reprodução). Os resultados obtidos nos testes de toxicidade com *E. andrei* indicaram que o aumento da aplicação de dejetos de suínos afetou negativamente as minhocas tanto em curto prazo, quanto em longo prazo, reduzindo a taxa de sobrevivência e reprodução dos indivíduos. A taxa de sobrevivência das minhocas *E. andrei* e no Latossolo foi afetada apenas na maior dose de dejetos de suínos testada (100 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>), independente do dejetado avaliado. No Neossolo a toxicidade do dejetado causou mortalidade de 100% dos indivíduos na menor dose de dejetado aplicada (25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>), independente do tratamento de dieta avaliado. Os dados obtidos nos testes de reprodução mostraram que no Latossolo as doses de 20 e 30 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> causaram efeitos negativos sobre o potencial reprodutivo das minhocas *E. andrei*. No Neossolo as doses de 10 e 25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> dejetos de

suínos ocasionaram impactos negativos sobre a reprodução de *E. andrei*. A inclusão do trigo nas dietas para suínos na fase de creche em substituição ao milho, não promoveu alterações na composição dos dejetos a ponto de ocasionar impactos negativos sobre a taxa de sobrevivência e a reprodução das minhocas *E. andrei*. As concentrações de aditivos promotores de crescimento, adicionadas às dietas dos suínos, não apresentaram potencial tóxico para os organismos em estudo. Todavia, são necessários mais estudos incluindo outras classes de solo e a utilização de outros organismos testes, para avaliar os efeitos da aplicação de dejetos de animais sobre a fauna edáfica.

Palavras chaves: Ecotoxicologia terrestre. Biologia do solo. Macrofauna edáfica. Resíduos orgânicos.

## ABSTRACT

The application of swine manure into the soil is an alternative to provide nutrients for plants and a way to dispose of this waste in agricultural areas. However, when these wastes are applied continuously in the same areas and in quantities that exceed the carrying capacity of the soil can be transformed into a major source of pollution of soil and water sources, besides affecting the biodiversity of soil fauna. The present study aimed to evaluate, by means of standardized ecotoxicological tests (ISO) the effect of increasing doses of swine manure from different diets, applied in soils of the State of Santa Catarina [Oxisol and Entisol] on the survival and reproduction of the earthworm species *Eisenia andrei*. The experimental design was completely randomized with three replications. Initially, a preliminary test of lethality to evaluate the survival rate of earthworms when exposed to infected with increasing doses of swine manure (0, 25, 50, 75 and 100  $m^3 ha^{-1}$ ) soils was conducted. Based on the response of this test were set smaller doses (0; 5; 10; 20; 30; 40 and 65  $m^3 ha^{-1}$  and 0; 0,1; 0,5; 1; 2,5; 5; 10 and 25  $m^3 ha^{-1}$  of pig slurry for the Oxisol and Entisol, respectively) and tested to assess the chronic effects (test reproduction). The results of toxicity tests with the *E. andrei* showed that the increase in the application of pig slurry adversely affected the worms studied both in short-term (mortality), and in the long term (reproduction), reducing the rate of survival and reproduction of individuals, and the magnitude of this effect depends on the soil type. The survival rate of earthworms *E.*

*andrei* and the Oxisol was affected only at the highest dose tested for swine manure ( $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), regardless of the reported waste. The Entisol the toxicity of waste caused 100% mortality of individuals in the lowest dose of applied manure ( $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), independent of reported waste. The data obtained in reproduction tests showed that the Oxisol doses of 20 and  $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  caused negative effects on the reproductive potential of earthworms *E. andrei*. Entisol in doses of 10 and  $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  pig slurry caused negative impacts on reproduction of *E. andrei*. The inclusion of wheat in pig diets on growth phase in replacing corn, did not change the composition of the waste to the point of causing negative impacts on the survival and reproduction of earthworms *E. andrei*. Furthermore, the concentrations of growth promoting additives, when added to the diets of pigs showed no toxic to the organisms under study potential. However, more studies are needed including other soil classes and the use of other test organisms to evaluate the effects of application of animal manure on soil fauna.

### 3.1. INTRODUÇÃO

A aplicação dos dejetos de animais oriundos das explorações pecuárias como fertilizante em áreas agrícolas, é uma prática comum, em regiões de produção intensiva de animais (BASSO *et al.* 2012), por ser uma alternativa de baixo custo benefício para descarte desses resíduos produzidos na propriedade (SEGAT, 2012; MONDARDO, 2009).

A disposição dos dejetos de suínos no sistema solo-planta, quando realizada de maneira apropriada pode trazer benefícios, tais como, fonte de nutrientes para as plantas, incremento de matéria orgânica para o solo (BERTOL *et al.*, 2010), melhoria das propriedades químicas e físicas do solo e redução do uso de fertilizantes químicos (VIELMO *et al.*, 2011). Por outro lado, quando feita sem critérios agronômicos e ambientais, pode causar desequilíbrios químicos, físicos e biológicos no solo, poluição das águas superficiais e subterrâneas, perdas de produtividade e redução da diversidade de plantas e organismos do solo (CAMPOS, 2010).

Na região oeste do Estado de Santa Catarina, onde se concentra grande parte da produção de suínos do Brasil a expansão e a intensificação crescente dessa atividade agropecuária, tem resultado na produção de um grande volume de dejetos animais, usualmente

aplicados em áreas agrícolas. Entretanto, na maioria das propriedades, a quantidade de dejetos produzidos é maior do que as áreas aptas a recebê-lo (BERTO, 2004; SEIDEL *et al.*, 2010), conforme as recomendações agronômicas (CQFS RS/SC, 2004) e legislação ambiental vigente (FATMA, 2000). Fato este que vem ocasionando sérios problemas de poluição dos solos e das águas, decorrentes principalmente, do manejo inadequado dos dejetos, do elevado volume aplicado e/ou pelas sucessivas aplicações que extrapolam a capacidade suporte do solo (SCHERER *et al.*, 2010).

Aliado a isso, o uso de aditivos na alimentação animal, os quais podem não ser plenamente metabolizados no organismo e excretados na urina e nas fezes, tanto na forma de composto original ou parcialmente metabolizados (HALLING-SØRENSEN *et al.*, 1998; SARMAH *et al.*, 2006; KEMPER, 2008; REGITANO; LEAL, 2010 e LEAL, 2012), e transferidos ao solo pela aplicação de dejetos animais nas áreas agrícolas (BLACKWELL, *et al.*, 2007; THIELE-BRUHN, 2003), podem levar ao acúmulo de resíduos destes compostos no solo, com prejuízos para a biodiversidade da fauna edáfica (ALVES *et al.*, 2008).

Como os organismos do solo potencialmente podem estar expostos a esses contaminantes é importante conhecer os efeitos possíveis sobre os organismos não alvos (BAGUER *et al.*, 2000). Até o momento, são poucos os trabalhos sobre os efeitos ecotoxicológicos derivados da exposição em curto e em longo prazo e a altas e baixas dosagens desses compostos (BOXAL, 2006; SARMAH *et al.*, 2006).

A carência de informação sobre a biota do solo em regiões com elevada produção animal é uma grande preocupação, pois o descarte indevido de grandes quantidades de dejetos animais modifica as propriedades do solo e isso pode alterar a estrutura e a atividade da fauna edáfica (BARETTA *et al.*, 2003; ALVES *et al.*, 2008), com reflexos negativos na ciclagem de nutrientes e na qualidade do solo (SEGAT, 2012).

Por causa da grande importância da comunidade biológica do solo em manter e sustentar o funcionamento do ecossistema, o monitoramento de práticas antrópicas, tais como a adição de resíduos orgânicos ao solo, também deve considerar os parâmetros biológicos como um indicador fundamental (MATOS-MOREIRA *et al.*, 2012). Dentro os organismos edáficos com potencial para indicar alterações ambientais, estão as oligoquetas, que representam um elo importante da cadeia trófica terrestre (NAHMANI *et al.*, 2007; CESAR *et al.*, 2010),

além disso, são sensíveis e reagem a mudanças induzidas por atividades antrópicas (BROWN & DOMINGUES, 2010).

Para o melhor uso no campo da adubação com dejetos de suínos se faz necessário realizar pesquisas visando esclarecer quais as doses mais apropriadas para cada solo, impacto no ambiente e o efeito residual, o que pode auxiliar na elaboração de normas relacionadas ao uso agrícola desse material. Além disso, faz-se necessário, obter mais informações sobre as principais classes de aditivos atualmente empregados no país, para diferentes situações, a persistência desses resíduos no ambiente, bem como, os efeitos potenciais associados a estes contaminantes aos organismos não alvos.

Dessa forma, o presente trabalho foi conduzido para avaliar, por meio de testes ecotoxicológicos padronizados o efeito da aplicação de doses crescentes de dejetos de suínos em solos naturais de Santa Catarina (Latossolo Vermelho Distrófico e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico) sobre a sobrevivência e reprodução de minhocas da espécie *Eisenia andrei*. Além disso, avaliar a influência da composição dos resíduos orgânicos nas respostas ecotoxicológicas dessa espécie.

### 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.2.1 Solos

Os dois solos utilizados para os testes ecotoxicológicos foram coletados em áreas de mata sem histórico de uso agrícola e aplicação de dejetos de suínos. O Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) foi coletado na Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI) no município de Chapecó, SC [27°05'274" S e 052°38'085" W] e o Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) no município de Araranguá, SC [29°00'19.98" S e 49°31'02,84" W]. Esses solos representam um gradiente de classe textural (Tabela 2), sendo representativos das regiões do Estado com maior produção de suínos (Oeste e Sul). Ambos os solos foram coletados na camada de 0-0,20 m, secos a 65 °C em estufa e tamisados em peneiras de 2 mm, para separação de fragmentos vegetais e outros resíduos. Parâmetros físicos e químicos dos solos estão apresentados na Tabela 2.

**Tabela 2 - Parâmetros químicos e físicos do Latossolo Vermelho Distrófico\*  
(Latossolo) e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico\*  
(Neossolo) avaliados na profundidade de 0-0,20 m.**

	Latossolo	Neossolo
MO <sup>1</sup> (%)	2,7	0,9
CTC <sup>2</sup>	15,6	4,92
pH (H <sub>2</sub> O)	4,6	5,8
P (mg dm <sup>-3</sup> )	1,9	6,7
K (mg dm <sup>-3</sup> )	88	34
Ca (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	2,69	2,00
Mg (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	1,8	0,83
Al (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,83	0,00
H + Al (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	10,9	2,00
Cu (mg dm <sup>-3</sup> )	1,4	1,5
Zn (mg dm <sup>-3</sup> )	0,8	1,0
Fe (mg dm <sup>-3</sup> )	79,7	72,5
Mn (mg dm <sup>-3</sup> )	5,4	2,1
Areia (%)	12	37
Silte (%)	39	59
Argila (%)	49	4

\*Segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2006).

<sup>1</sup>MO – Matéria Orgânica.

<sup>2</sup>CTC – Capacidade de Troca Catiônica em pH 7,0.

O substrato utilizado como solo padrão nos testes ecotoxicológicos é uma mistura de 70% de areia industrial (fina), 20% de argila caulinítica e 10% de turfa (moída e seca) (OECD, 1984). Neste estudo a turfa foi substituída por fibra de coco (seca e peineirada), mantendo-se as proporções indicadas pela OECD. Essa

mistura é conhecida como solo artificial tropical (SAT) (GARCIA, 2004; KUPERMAN *et al.*, 2009; OLIVEIRA FILHO, 2013), que no presente estudo foi usada apenas como controle para validação dos testes.

Para todos os testes conduzidos o pH do SAT e dos solos naturais foram corrigidos para  $6,0 \pm 0,5$  com adição de  $\text{CaCO}_3$  e a umidade corrigida para 60% da máxima capacidade de retenção de água (CRA). A correção do pH dos solos naturais teve por objetivo representar uma condição semelhante a de campo, uma vez que, esses resíduos geralmente são aplicados em áreas de lavoura e pastagem onde é realizada a prática da calagem do solo. Cabe ressaltar que, no ensaio de letalidade os valores de pH e CRA foram corrigidos com base nos valores obtidos apenas para o solo sem considerar a adição do dejeto. Já no ensaio de toxicidade aguda (reprodução), foram realizadas medidas de pH e CRA para cada uma das misturas (solo + dose de dejeto), e a correção para cada mistura foi realizada separadamente.

### **3.2.2 Dejetos de suínos**

Os dejetos de suínos foram coletados durante a fase de creche (8 a 25 kg de peso corporal aproximadamente). A fase de criação escolhida para a coleta de dejetos de suínos se caracteriza por ser uma fase na qual é realizado o fornecimento de promotores de crescimento na dieta dos animais é mais comum e também é quando ocorre à incidência de distúrbios gastrointestinais, provocados pela mudança de dieta, o que favorece a perda de nutrientes da alimentação por meio das excretas. Para tanto, foi conduzido um experimento para avaliar o efeito da utilização de milho e trigo moído e os efeitos da inclusão ou não de aditivos promotores de crescimento (doxiciclina, colistina e óxido de Zn) em dietas comerciais para leitões na fase de creche.

Foram utilizados 14 suínos, machos castrados, híbridos comerciais de alto desempenho com peso vivo médio inicial de 15,3 kg. Os animais foram alojados em gaiolas experimentais tipo Pekas, divididos em quatro grupos experimentais, com quatro dietas, sendo: T1 - Dieta à base de milho e farelo de soja específica para a fase (MR); T2 - 85% dieta MR + 15% de trigo moído (TR); T3 - Dieta a base de milho e farelo de soja + 100 ppm de doxiciclina + 50 ppm de colistina + 2500 ppm de óxido de Zn (MA); T4 - 85% dieta MR + 15% de trigo moído + 100 ppm de doxiciclina + 50 ppm de colistina + 2500 ppm de óxido de

Zn (TA). As dietas foram formuladas de modo a atender as exigências mínimas dos animais, conforme recomendado por ROSTAGNO *et al.* (2011). A composição química e energética do trigo foi calculada em ensaios preliminares.

A alimentação foi fornecida *ad libitum* em quatro refeições diárias (8:30h, 11:00h, 13:30h e 16:00h) e os animais receberam água *ad libitum* de modo a simular condições de campo. O período experimental constitui-se de sete dias de adaptação seguidos de cinco dias de coleta total de fezes e urina. As fezes e a urina foram coletadas duas vezes ao dia (10h e 17h), pesadas, acondicionadas em sacos plásticos e conservadas em congelador a -10 °C. Ao final do experimento foram pesadas, homogeneizadas e amostradas para análises posteriores.

Após a mistura dos dejetos, o material foi submetido a um período de pré-secagem no laboratório por cinco dias em temperatura ambiente (22 °C) com o intuito de reduzir o teor de água presente no material. Os dejetos foram acondicionados em bandejas plásticas com dimensões de 25 x 40 cm de área e sete cm de altura, em lâminas padronizadas de aproximadamente 1,5 cm de altura de modo a permitir uma secagem homogênea (Figura 1). Ao final dos cinco dias, foram coletadas amostras do resíduo para determinação do teor de umidade e determinados conforme TEDESCO *et al.* (1995). Para a realização dos testes, os teores de umidade dos materiais foram padronizados para todos os tratamentos, sendo a umidade corrigida com adição de água destilada, de acordo com o tratamento que manteve o teor de umidade mais elevado (Tabela 3).

**Figura 1 -** Vista com detalhes desde a coleta até o modo de preparo dos dejetos de suínos utilizados para os testes ecotoxicológicos. A – Gaiola metabólica. B – Funil para coleta de urina. C – Bandeja para coleta de fezes. D – Pré-secagem dos dejetos nas bandejas. E – Dejetos após três dias de secagem. F – Dejetos após cinco dias de secagem. G – Homogeneização dos dejetos para montagem dos ensaios.



Fonte: Próprio autor (2014)

**Tabela 3 – Parâmetros químicos de cada dejeto da fase de creche proveniente de dietas a base de milho e farelo de soja sem aditivos (MR), com 85% dieta MR + 15% de trigo moído sem aditivos (TR), dieta a base de milho e farelo de soja + 100 ppm de doxiciclina + 50 ppm de colistina + 2500 ppm de óxido de Zn (MA) e dieta com 85% MR + 15% de trigo moído + 100 ppm de doxiciclina + 50 ppm de colistina + 2500 ppm de óxido de Zn (TA).**

Dejeto	pH	Umidade (H <sub>2</sub> O)	N total (%)	C total (%)	Relação C/N total	P	K	Mn	Cu	Fe	Zn
MR	7,5	49,48	2,58	43,53	16,9:1	3,39	3,12	0,021	0,072	0,437	0,038
TR	7,1	54,33	3,25	54,15	16,7:1	2,26	2,1	0,019	0,051	0,342	0,03
MA	6,9	51,77	3,07	51,48	16,8:1	2,48	2,52	0,02	0,06	0,394	0,084
TA	6,9	56,63	2,65	38,38	14,5:1	2,43	2,4	0,017	0,044	0,307	0,073

C= Carbono e N= Nitrogênio (Analisisados pelo Analisador Elementar CHNS)

Fonte: Próprio autor (2014)

As doses de dejeto de suínos testadas nos ensaios de letalidade foram calculadas baseadas nas recomendações da IN - 11 para uso de dejeto como fertilizante agrícola no Estado de Santa Catarina, que recomenda a aplicação máxima de 50 m<sup>3</sup> de dejeto de suíno ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (FATMA, 2000). A partir dessa recomendação foram estabelecidas as doses de 0, 25, 50, 75 e 100 m<sup>3</sup> de dejeto de suíno ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Os valores correspondentes Kg dejeto/ha<sup>-1</sup> encontram-se apresentados no anexo L.

Baseado na resposta obtida nesse teste, doses menores foram estabelecidas e testadas para avaliação da toxicidade crônica (reprodução).

Os dejetos de suínos utilizados para este estudo, não foram submetidos a processos de estabilização e/ou compostagem de forma a se obter o pior cenário, ou seja, não se considerou que determinados compostos podem sofrer metabolização, nem que haja degradação dos mesmos durante o período de armazenamento em lagoas.

### 3.2.3 Tratamentos

Os tratamentos consistiram em combinações de dejetos oriundos de quatro dietas, adicionados doses crescentes a dois solos representativos de Santa Catarina. Os ensaios foram conduzidos em

delineamento experimental Inteiramente Casualizado, com três repetições. Dejetos: MR, TR, MA e TA. Solos: Latossolo e Neossolo. Doses: 0, 25, 50, 75 e 100 m<sup>3</sup> de dejetos de suínos ha<sup>-1</sup>.

Foi realizado um ensaio prévio com o objetivo de avaliar a taxa de letalidade dos organismos quando expostos aos solos com doses crescentes de dejetos de suínos. Baseado na resposta obtida nesse ensaio, doses menores foram estabelecidas para ambos os solos e testadas para avaliar os efeitos crônicos (ensaio de reprodução), sendo estas: 0; 5; 10; 20; 30; 40 e 65 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos de suínos e 0, 0,1; 0,5; 1; 2,5; 5; 10 e 25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> para o Latossolo e o Neossolo, respectivamente. Os valores correspondentes Kg dejetos/ha<sup>-1</sup> encontram-se apresentados nos anexos M e N.

É importante ressaltar que a adição de cada dose incorporada retrata uma situação hipotética de contaminação. Caso os dejetos fossem aplicados somente na superfície do solo os resultados poderiam apresentar falso-negativos, especialmente se os organismos ficassesem abaixo da superfície sem ter contato com o resíduo (OLIVEIRA FILHO, 2013).

### 3.2.4 Ensaios ecotoxicológicos

Os ensaios foram conduzidos no Laboratório de Solos e Sustentabilidade da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC/CEO), no Campus de Chapecó, SC. As minhocas utilizadas nos testes foram obtidas de um criatório comercial “Minhobox” (<http://www.minhobox.com.br/>). Precedente a montagem dos ensaios foi realizado uma amostragem representativa dos organismos e encaminhado para taxonomistas para obter a certificação da espécie. Após a confirmação os indivíduos foram acondicionados e mantidos de acordo com diretrizes estabelecidas pela ISO 11268-2 (1998), com adaptações para a espécie *E. andrei* até a montagem dos ensaios.

Os organismos utilizados nos ensaios atendiam os critérios determinados pela ISO 11268-2 (1998), a qual prevê o uso de indivíduos adultos (clitelados) com peso corporal entre 250 e 600 mg e idade entre dois meses e um ano. Os ensaios foram mantidos em sala climatizada, com temperatura de 20 °C ± 2 e fotoperíodo de 12h, atendendo as exigências da ISO 11268-2 (1998).

### 3.2.4.1 Ensaio de toxicidade aguda – Letalidade

A avaliação de letalidade de *E. andrei* seguiu as recomendações da OECD 207 (OECD, 1984). Para tanto, em cada recipiente plástico foram adicionados 500 g de solo com pH e umidade corrigidos e adicionadas as doses de dejetos de suínos. Cada uma das unidades experimentais recebeu 10 indivíduos clitelados. Esses indivíduos ficaram 14 dias nesse ambiente e após esse período foi avaliado o número de organismos que sobreviveram.

### 3.2.4.2 Ensaio de toxicidade crônica – Reprodução

O ensaio de reprodução com *E. andrei* foi realizado de acordo com o protocolo ISO 11268-2 (1998), com duração de 56 dias. Cada réplica consistiu de um pote plástico (diâmetro: 11,5 cm; altura: 9 cm), preenchido com 500 g (peso seco) de cada solo testado, com 10 minhocas cliteladas (peso médio  $407,82 \pm 34,32$  mg). As minhocas foram alimentadas no início do teste e a cada semana com 5 g de esterco úmido de cavalo desfaunado por meio de ciclos de congelação e descongelamento, conforme descrito por SEGAT (2012) e com histórico de não utilização de antibiótico durante a vida do animal. Após 28 dias, as minhocas adultas foram removidas, deixando os casulos incubados por mais 28 dias para eclosão. Ao final do teste, os potes plásticos foram colocados em banho-maria a 60 °C por 40-50 minutos para forçar a migração dos juvenis a superfície do solo para facilitar a contagem.

## 3.2.5 Análise estatística

Valores de  $LC_{20}$  e  $LC_{50}$  (concentração letal a 20 e 50% dos indivíduos) foram estimados utilizando o Software PriProbit® 1.63 (SAKUMA, 1998). Para o teste de reprodução, foi realizada uma análise de regressão não-linear, com o Software Statistica 7.0 (STATSOFT, 2004), usando o modelo que mais se ajustava aos dados para determinar os valores de  $EC_{20}$  e  $EC_{50}$  (concentração efetiva que causa efeitos a 20 e 50% dos indivíduos). As médias obtidas no teste de reprodução e letalidade foram comparadas, sempre em comparação a dose controle ( $m^3 ha^{-1}$ ), pelo teste de Dunnett por meio do programa Software Statistica 7.0 (STATSOFT, 2004).

Para verificar se as diferenças de composições das dietas apresentam efeitos toxicológicos distintos, foi realizado o teste de significância de Behrens-Fisher ( $p \leq 0,05$ ) conforme sugerido por NATAL-DA-LUZ *et al.*, (2011).

### 3.3. RESULTADOS

#### 3.3.1 Validação dos ensaios

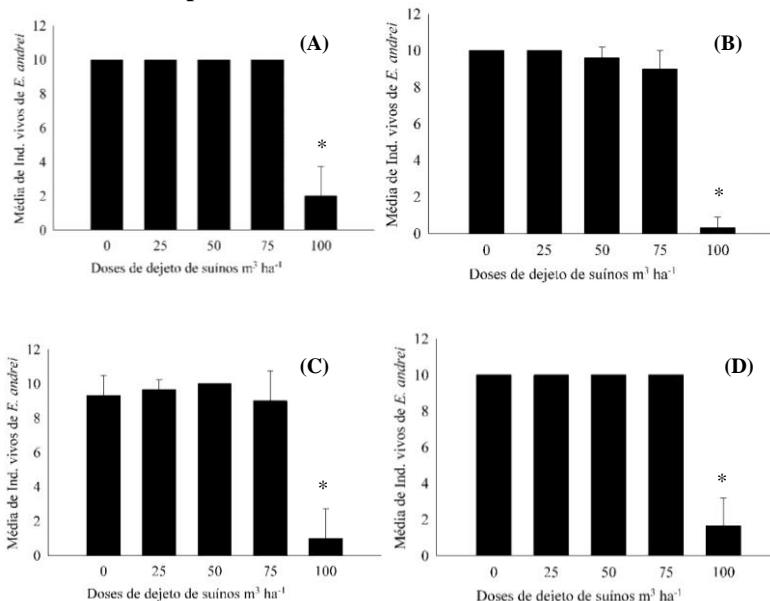
Os ensaios de toxicidade aguda (letalidade) e crônica (reprodução) cumpriram os critérios de validação de acordo com as respectivas diretrizes OECD 207 (OECD, 1984) e ISO 11268-2 (ISO, 1998). No teste de letalidade (toxicidade aguda) a taxa de letalidade das minhocas adultas não excedeu 10% do total de indivíduos nos controles (média de 97% sobrevivência). No teste de reprodução (toxicidade crônica) a sobrevivência de adultos foi  $\geq 90\%$  (média de 97%), o número de juvenis no controle foi maior que 30 por recipiente (média de 67 juvenis) e o coeficiente de variação (CV) dos testes foi  $\leq 30\%$  (CV=17,30%).

#### 3.3.2 Toxicidade aguda – Letalidade

A taxa de sobrevivência de *E. andrei* obtida no Latossolo sem aplicação de dejetos de suínos ( $0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) foi de 100% para os tratamentos MR, TR e TA e 93% para o tratamento MA. Nos solos com aplicação de 25, 50 e  $75 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos de suínos não foi observado letalidade significativa dos organismos em todos os tratamentos testados (MR, TR, MA e TA). A taxa de sobrevivência obtida nessas doses foi  $\geq 90\%$  (Figura 2).

Os resultados obtidos para o Latossolo evidenciaram efeitos mais expressivos na letalidade, apenas na maior dose de dejetos de suínos testada ( $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), no qual foi possível verificar um decréscimo na taxa de sobrevivência dos indivíduos adultos. A taxa de sobrevivência com aplicação de  $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  foi de 20%, 3%, 10% e 16% para os tratamentos, MR, TR, MA e TA, respectivamente (Figura 2).

**Figura 2 - Média de Indivíduos (Ind.) vivos de *Eisenia andrei* em Latossolo Vermelho Distrófico contaminado com doses crescentes de dejeto de suínos. A - Dieta milho e farelo de soja (MR); B - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo (TR); C - Dieta milho e farelo de soja + aditivos (MA); D - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos (TA). \* Diferença estatística significativa ( $p \leq 0,05$ ) pelo teste de Dunnett. (T) Desvio padrão.**



Fonte: Próprio autor (2014)

A taxa de sobrevivência dos indivíduos de *E. andrei* no Neossolo sem aplicação do dejetos de suínos ( $0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) foi de 100% em ambos tratamentos testados (MR, TR, MA e TA). Quando adicionado às doses de dejetos de suínos no Neossolo, a toxicidade do dejeto causou letalidade de 100% dos indivíduos na menor dose aplicada ( $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) em todos os tratamentos de dieta testados (MR, TR, MA e TA). Na Figura 3 é possível visualizar os indivíduos de *E. andrei* mortos sobre a superfície do solo.

**Figura 3 - Vista do interior do recipiente na dose de  $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  aplicados no Neossolo Quartzarênico Órtico Típico.**



Fonte: Próprio autor (2014)

A partir dos dados obtidos para o Latossolo e Neossolo estimou-se a concentração letal (LC) para 20% e 50% dos organismos. Os valores de  $\text{LC}_{20}$  e  $\text{LC}_{50}$  estimados e seus respectivos intervalos de confiança encontram-se apresentados na Tabela 4.

**Tabela 4 - Concentração letal LC<sub>20</sub> e LC<sub>50</sub> calculada para o teste de letalidade com *Eisenia andrei* em Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) contaminados com doses crescentes de dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos).**

	MR	TR	MA	TA
Latossolo				
LC <sub>20</sub> (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	95,03 (92,55 – 97,60)	72,60*	65,35*	94,80 (92,29 – 97,41)
LC <sub>50</sub> (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	97,48 (94,93 – 100,13)	82,64*	85,87*	97,18 (94,60 – 99,88)
Neossolo				
LC <sub>20</sub> (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	< 25	< 25	< 25	< 25
LC <sub>50</sub> (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	< 25	< 25	< 25	< 25

\*Intervalo de confiança não calculado.

Fonte: Próprio autor (2014)

Os valores de LC<sub>20</sub> estimados para o Latossolo permaneceram na faixa entre 65,35 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> no tratamento MA e 95,03 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> no tratamento MR. Já, os valores de LC<sub>50</sub> estimados para o Latossolo, variaram na faixa entre 82,64 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> para o tratamento TR e 97,48 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> para o tratamento MR (Tabela 4).

Para o Neossolo não foi possível estimar valores de LC<sub>20</sub> e LC<sub>50</sub> no teste de letalidade. Essa estimativa de dose tem por objetivo encontrar o valor (dose) que cause uma taxa de mortalidade de 20 e 50% dos indivíduos. No entanto, como nesse solo houve 100% de mortalidade dos indivíduos já na menor dose testada, os valores não foram possíveis de serem calculados (Tabela 4).

O efeito da composição dos diferentes tratamentos (dietas) na toxicidade dos dejetos no Latossolo é apresentado na Tabela 5.

**Tabela 5 - Comparação dos valores de LC<sub>20</sub> e LC<sub>50</sub> calculados para *Eisenia andrei* no teste de letalidade em Latossolo Vermelho Distrófico contaminados com dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% % inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos).**

LC <sub>20</sub>				
	TA	TR	MA	MR
TA	-	94,80 > 72,60*	94,80 > 65,35*	94,80 < 95,03*
TR	-	-	72,60 > 65,35*	72,60 < 95,03*
MA	-	-	-	65,35 < 95,03*
MR	-	-	-	-

LC <sub>50</sub>				
	TA	TR	MA	MR
TA	-	97,18 > 82,64*	97,18 > 85,87*	97,18 > 97,48 *
TR	-	-	82,64 < 85,87*	82,64 < 97,48 *
MA	-	-	-	85,87 < 97,48 *
MR	-	-	-	-

\*significativo,  $p \leq 0,05$ ; ns não significativo,  $p > 0,05$ , significância avaliada pelo teste de Behrens-Fisher.

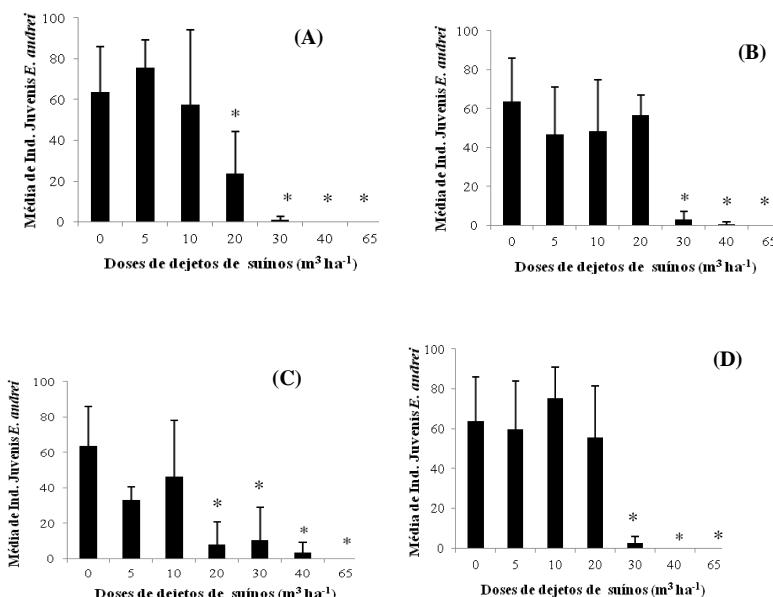
Fonte: Próprio autor (2014)

Verificaram-se diferenças estatísticas significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre os tratamentos de composição da dieta (MR, MA, TR e TA) na toxicidade dos dejetos de suínos sobre a sobrevivência das minhocas *E. andrei*. A taxa de sobrevivência no Latossolo foi mais afetada pelos tratamentos TR ( $LC_{20} = 72,60$  e  $LC_{50} = 82,64 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) e MA ( $LC_{20} = 65,35$  e  $LC_{50} = 85,87 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) e em menor grau, pelos tratamentos MR e TA ( $LC_{20}$  e  $LC_{50} > 94 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ).

### 3.3.3 Toxicidade crônica - Reprodução

A reprodução das minhocas foi afetada ( $p \leq 0,05$ ) pela aplicação de dejetos suíños em todos os tratamentos de dieta estudados no Latossolo (Figura 4). Nas dietas que receberam milho (MR e MA) a aplicação dos dejetos ocasionou redução no número de juvenis a partir da dose de  $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  adicionada ao Latossolo. Por outro lado, nas dietas com adição de trigo (TR e TA) observou-se redução no juvenis a partir da dose de  $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ .

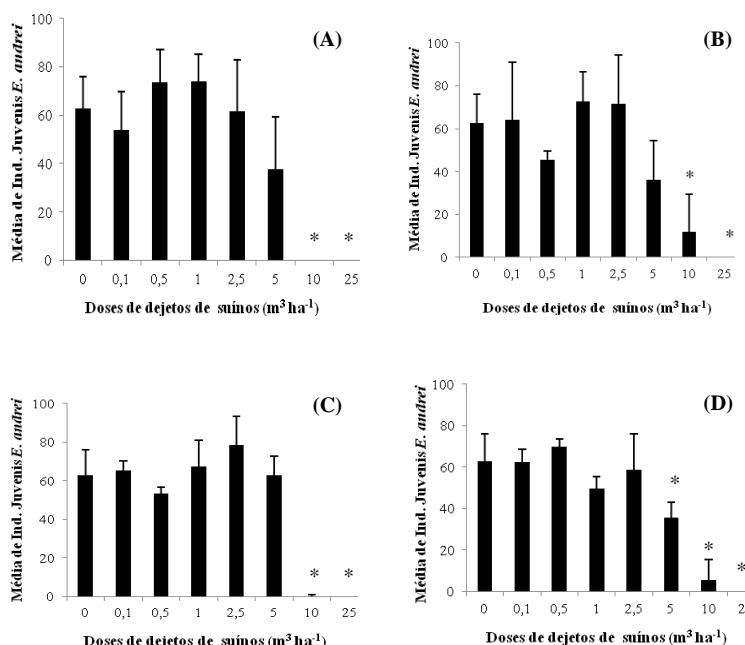
**Figura 4** - Média de Indivíduos (Ind.) Juvenis de *Eisenia andrei* em Latossolo Vermelho Distrófico contaminado com doses crescentes de dejetos de suíños (A - Dieta milho e farelo de soja (MR); B - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo (TR); C - Dieta milho e farelo+ aditivos (MA); D - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos o (TA). \* Diferença estatística significativa ( $p \leq 0,05$ ) pelo teste de Dunnett. (T) Desvio padrão.



Fonte: Próprio autor (2014)

O incremento da dose de dejetos suínos também afetou a reprodução de *E. andrei* no Neossolo (Figura 5). No Neossolo observou-se uma redução no número médio de indivíduos juvenis gerados a partir da dose de  $10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos de suínos para todas as dietas testadas. Na dieta com adição de trigo e aditivos (TA) a redução no número de juvenis foi observada a partir da dose de  $5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos de suínos.

**Figura 5 - Média de Indivíduos (Ind.) Juvenis de *Eisenia andrei* em Neossolo Quartzarênico Órtico Típico contaminado com doses crescentes de dejetos de suínos A - Dieta milho e farelo de soja (MR); B - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo (TR); C - Dieta milho e farelo de soja + aditivos (MA); D - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos (TA). \* Diferença estatística significativa,  $p \leq 0,05$  pelo teste de Dunnett. (—) Desvio padrão.**



Fonte: Próprio autor (2014)

Com base nos resultados obtidos para o Latossolo e Neossolo estimou-se a concentração efetiva para  $EC_{20}$  e  $EC_{50}$  dos organismos, com seus respectivos intervalos de confiança (Tabela 6). Os valores de  $EC_{20}$  estimados para o Latossolo variaram entre  $9,99\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$  (MA) e  $20,67\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$  no TA, enquanto os valores de  $EC_{50}$  variaram entre  $15,53\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$  no MR e  $26,53\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$  para o TR (Tabela 6). Já no Neossolo os valores de  $EC_{20}$  ficaram entre  $3,62\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$  no MR e  $5,30\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$  para (MA), enquanto os valores de  $EC_{50}$  em MR e TR variaram entre  $5,09\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$  e  $5,76\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ , respectivamente (Tabela 6).

**Tabela 6 - Concentração efetiva  $EC_{20}$  e  $EC_{50}$  calculadas para o teste de reprodução de *Eisenia andrei* em Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) com adição de doses crescentes de dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos).**

	MR	TR	MA	TA
Latossolo				
$EC_{20} (\text{m}^3\text{ ha}^{-1})$	11,52 (6,82 - 16,21) <sup>1</sup>	10,61 (7,81 - 13,40) <sup>2</sup>	9,99 (6,96 - 13,02) <sup>3</sup>	20,67 (17,89 - 23,46) <sup>1</sup>
$EC_{50} (\text{m}^3\text{ ha}^{-1})$	15,53 (10,16 - 20,89) <sup>1</sup>	26,53 (19,53 - 33,52) <sup>2</sup>	24,99 (17,41 - 32, 57) <sup>3</sup>	22,63 (16,84 - 28,42) <sup>1</sup>
Neossolo				
$EC_{20} (\text{m}^3\text{ ha}^{-1})$	3,62 (2,52 - 4,7) <sup>1</sup>	4,34 (2,85 - 5,84) <sup>1</sup>	5,30 (-1,86 - 12,47) <sup>1</sup>	3,73 (2,35 - 5,11) <sup>4</sup>
$EC_{50} (\text{m}^3\text{ ha}^{-1})$	5,09 (3,60 - 6,58) <sup>1</sup>	5,76 (3,92 - 7,6) <sup>1</sup>	5,68 (-12,68 - 24,06) <sup>1</sup>	5,44 (4,25 - 6,63) <sup>4</sup>

<sup>1</sup>Modelo Hormesis; <sup>2</sup>Modelo Linear; <sup>3</sup>Modelo Exponencial; <sup>4</sup>Modelo Logístico.  
Fonte: Próprio autor (2014)

O efeito da composição dos diferentes tratamentos (dietas) na toxicidade dos dejetos no Latossolo e Neossolo encontram-se apresentados nas Tabelas 7 e 8.

Quando comparados os valores de  $EC_{20}$ , o tratamento TA ( $EC_{20} = 20,67\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ ) afetando em menor grau a reprodução dos indivíduos diferiu ( $p \leq 0,05$ ) dos demais tratamentos (MR, TR e MA). Para as

demais comparações de  $EC_{20}$  não foram encontradas diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos (Tabela 7).

Quando comparados os valores de  $EC_{50}$ , é possível verificar diferença estatística significativa ( $p \leq 0,05$ ) entre a dieta de milho sem inclusão de aditivos e a dieta de trigo sem a inclusão de aditivos (MR X TR), no qual o tratamento MR ( $EC_{50} = 15,53 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) apresentou maior toxicidade quando comparado ao tratamento TR ( $EC_{50} = 26,53 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ). Os demais valores de  $EC_{50}$  calculados para o teste de reprodução não se diferem entre os tratamentos testados (Tabela 7).

**Tabela 7 - Comparação dos valores de  $EC_{20}$  e  $EC_{50}$  calculados para *Eisenia andrei* no teste de reprodução em Latossolo Vermelho Distrófico contaminados com dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos).**

EC <sub>20</sub>				
	TA	TR	MA	MR
TA	-	20,67 x 10,61 *	20,67 x 9,99 *	20,67 x 11,52 *
TR	-	-	10,61 x 9,99 ns	10,61 x 11,52 ns
MA	-	-	-	9,99 x 11,52 ns
MR	-	-	-	-
EC <sub>50</sub>				
	TA	TR	MA	MR
TA	-	22,63 x 26,53 ns	22,63 x 24,99 ns	22,63 x 15,53 ns
TR	-	-	26,53 x 24,99 ns	26,53 x 15,53 *
MA	-	-	-	24,99 x 15,53 ns
MR	-	-	-	-

\*significativo,  $p \leq 0,05$ ; ns não significativo,  $p > 0,05$ , significância avaliada pelo teste de Behrens-Fisher.

Fonte: Próprio autor (2014)

Os valores de  $EC_{20}$  e  $EC_{50}$  encontrados para o Neossolo não diferiram estatisticamente entre os tratamentos comparados, indicando

que a composição dos tratamentos não influenciou a reprodução de minhocas (Tabela 8).

**Tabela 8 - Comparação dos valores de EC<sub>20</sub> e EC<sub>50</sub> calculados para *Eisenia andrei* no teste de reprodução em Neossolo Quartzarênico Órtico Típico contaminados com dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos).**

EC <sub>20</sub>				
	TA	TR	MA	MR
TA	-	3,73 x 4,34 ns	3,73 x 5,30 ns	3,73 x 3,62 ns
TR	-	-	4,34 x 5,30 ns	4,34 x 3,62 ns
MA	-	-	-	5,30 x 3,62 ns
MR	-	-	-	-
EC <sub>50</sub>				
	TA	TR	MA	MR
TA	-	5,44 x 5,76 ns	5,44 x 5,68 ns	5,44 x 5,09 ns
TR	-	-	5,76 x 5,68 ns	5,76 x 5,09 ns
MA	-	-	-	5,68 x 5,09 ns
MR	-	-	-	-

\*significativo,  $p \leq 0,05$ ; ns não significativo,  $p > 0,05$ , significância avaliada pelo teste de Behrens-Fisher.

Fonte: Próprio autor (2014)

### 3.4 DISCUSSÃO

#### 3.4.1 Letalidade

Os resultados de toxicidade aguda em *E. andrei* observados no Latossolo demonstraram que os dejetos estudados não afetaram a sobrevivência dos organismos até a dose de  $75 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos de suínos. Segat (2012) também não observou letalidade nos indivíduos de *E. andrei* quando da aplicação de doses de dejetos líquido de suínos de até  $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  em dois solos naturais (Argissolo Vermelho Eutrófico e

Latossolo Vermelho Distrófico) utilizando dejetos de suíno da fase de crescimento com umidade natural (74,7 % de umidade).

A elevada taxa de mortalidade dos organismos observada no Latossolo para a maior dose aplicada ( $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) pode estar relacionada, pelo menos em parte, às condições do teste, especialmente o teor de umidade do solo e não a toxicidade em si dos resíduos testados. Nesse teste preliminar a umidade dos tratamentos foi corrigida para 60% da CRA do solo, o que pode ter resultado diferenças nos teores de umidade após a adição das diferentes doses de dejetos de suínos.

Para Domene *et al.* (2007) o conteúdo de água é o parâmetro mais problemático em testes para avaliação de resíduos, uma vez que, as propriedades de retenção de água dos resíduos são geralmente mais elevadas do que a do solo. Dessa forma, a adição de resíduos orgânicos no solo pode modificar as propriedades físico-químicas e a capacidade de retenção de água das misturas de resíduos com o solo, em concentrações crescentes, por consequência, afetar a um certo ponto o desempenho do organismo de teste (Domene *et al.*, 2008). Assim, para a condução do teste de toxicidade crônica (reprodução) a correção de umidade no presente estudo foi realizada com base na CRA obtida para cada mistura (solo + dose de dejetos), respectivamente, o que elimina a influência problemática da água sobre os resultados aqui obtidos.

Os resultados encontrados pelo teste de toxicidade aguda no Neossolo demonstraram maior risco ambiental em comparação com o Latossolo para uso de doses crescentes de dejetos, sendo a sobrevivência das minhocas *E. andrei*, reduzida em 100% na dose de  $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , independente do tipo de dejetos utilizado. A elevada taxa de mortalidade observada no Neossolo pode estar associada a algumas propriedades desse solo (pH, matéria orgânica, textura) (Tabela 2). Os valores de pH mais elevados após a aplicação do dejetos no solo ( $\text{pH} > 7$ ) (Apêndice B) e o baixo teor de matéria orgânica do solo (0,9%) (Tabela 2) podem ter influenciado na sobrevivência dos indivíduos nesse solo. De acordo com Chelinho *et al.* (2011), os resultados de ensaios ecotoxicológicos com *E. andrei* realizados em solos extremamente arenosos precisam ser interpretados com cautela, uma vez que as características pedológicas do solo podem influenciar nos resultados obtidos. Assim, torna-se fundamental conhecer as características do solo, uma vez que as mesmas podem ocasionar algum fator de estresse aos organismos, que não

aqueles relacionados ao contaminante, confundindo ou influenciando a resposta do teste (BARETTA *et al.*, 2014).

Minhocas da espécie *E. andrei*, são tolerantes a uma gama de ambientes e podem suportar uma faixa de pH entre 4 e 9, mas preferem condições de pH neutro a levemente ácidos entre 5 e 7 e solos com teores de matéria orgânica elevados (JÄNSCH *et al.*, 2005). Natal-da-Luz *et al.*, (2008), em um estudo com diferentes composições de solo artificial OECD com variações nos teores de matéria orgânica verificaram que as minhocas *E. andrei* apresentam uma forte tendência a evitar solos com baixo conteúdo de matéria orgânica (< 2%). Resultados similares foram encontrados por Chelinho *et al.* (2011) avaliando 12 combinações de solos naturais do mediterrâneo e solo artificial (OECD) encontraram fuga das minhocas *E. andrei* nos solos com menores teores de matéria orgânica.

De acordo com Natal-da-luz *et al.* (2008) os atributos físicos e químicos do solo podem afetar de forma direta os organismos, como também influenciar uma maior ou menor disponibilidade de contaminantes nos solos. Assim, a maior biodisponibilidade dos micronutrientes adicionados via dejetos nesse solo, pode ser outro fator que ocasiona letalidade significativa dos organismos. Esse fator já foi relacionado em um estudo realizado por Segat (2012), que avaliando a toxicidade de dejetos de suínos sobre a taxa de sobrevivência de *E. andrei* em Neossolo Quartzarênico, encontrou letalidade dos indivíduos com a aplicação de 60 e 75  $m^3 ha^{-1}$  e associou os resultados encontrados a maior disponibilidade e concentração de Cu e Zn, que as respectivas doses proporcionaram. A autora encontrou mortalidade dos indivíduos em concentrações de 12 e 15  $mg kg^{-1}$  de Cu e 26 e 34  $mg kg^{-1}$  de Zn nas doses de 60 e 75  $m^3 ha^{-1}$  de dejetos de suínos, respectivamente.

Dominguez-Crespo *et al.* (2012), avaliando a toxicidade de resíduos de depuração de dejetos de bovinos sobre a taxa de sobrevivência de *E. fetida* encontraram letalidade de 100% dos indivíduos no tratamento em que o resíduo apresentava concentrações de 84,12  $mg kg^{-1}$  de Zn e 323,11  $mg kg^{-1}$  de Cu.

No presente estudo, as concentrações de Cu e Zn encontradas na dose com efeito letal ( $25 m^3 ha^{-1}$ ) estiveram muito acima dos valores encontrados pelos respectivos autores. Os valores estimados foram de 603, 699, 822 e 987  $mg kg^{-1}$  de Cu e 1001, 411, 1152 e 521  $mg kg^{-1}$  de Zn, para os tratamentos TA, TR, MA e MR, respectivamente, fato que pode explicar a taxa de mortalidade encontrada nesse solo (Apêndice

G). Cabe ressaltar que, as maiores concentrações de Cu e Zn estimadas para a dose de  $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  nesse estudo, quando comparadas às concentrações encontradas por Segat (2012), pode estar associada ao maior teor de matéria seca dos dejetos e, por consequência, a maior concentração dos micronutrientes nos resíduos testados.

### 3.4.2 Reprodução

Os resultados obtidos no Latossolo sugerem que o aumento da dose de dejetos de suínos afetou negativamente a reprodução das minhocas em todos os dejetos avaliados, sendo este parâmetro mais sensível que a letalidade (Figura 4).

A reprodução dos indivíduos foi afetada ( $p \leq 0,05$ ) nos solos contaminados com doses acima de  $20$  e  $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos de suínos em todos os tratamentos avaliados, nos quais o número médio de indivíduos (23,67; 8; 3 e 2,67 juvenis para os tratamentos MR, MA, TR e TA, respectivamente) gerados esteve bem abaixo do solo sem aplicação de dejetos  $0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  (média 63,67 juvenis) e em alguns casos não ocorrendo a reprodução desses organismos com o aumento da dose de dejetos de suíno aplicada ( $40$  e  $65 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) (Figura 4).

De acordo com Magalhães; Ferrão-Filho (2008), nos testes crônicos, de maneira geral, são observados efeitos sub-letais, que permitem a sobrevivência dos indivíduos, mas afetam uma ou mais funções biológicas, tais como, inibição do crescimento, alterações na taxa reprodutiva e modificações morfológicas. Žaltauskaitė; Sodienė (2010), relatam que o teste de reprodução de minhocas, geralmente é considerado um parâmetro mais sensível do que o teste de toxicidade aguda, uma vez que, permite avaliar os efeitos de concentrações subletais, abaixo de uma dada concentração letal (LC) para os organismos. Além disso, o teste de reprodução de minhocas é amplamente considerado como sendo o de maior relevância para a previsão dos impactos sobre os ecossistemas do solo, uma vez que influencia a dinâmica da população ao longo do tempo.

Assim, os resultados obtidos no presente estudo, demonstram que em longo prazo a aplicação de dejetos de suínos com tais características, pode ocasionar impactos negativos sobre a densidade populacional de minhocas e a estrutura da comunidade edáfica, afetando diretamente a ciclagem de nutrientes e a decomposição do material

orgânico, com reflexos na qualidade do solo e a magnitude deste efeito varia com o tipo e textura do solo.

No Neossolo foram observados efeitos mais significativos na reprodução, nas doses de 10 e 25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, onde o número médio de indivíduos juvenis gerados esteve abaixo do solo controle e em alguns tratamentos não ocorreu reprodução desses organismos (Figura 5).

Chelinho *et al.* (2011) em um estudo com diferentes solos naturais encontraram maior sensibilidade de *E. andrei* para as propriedades do solo (pH, matéria orgânica, textura - areia grossa, areia fina, silte, argila, entre outras). Van Gestel *et al.* (1992) estudando a reprodução de *E. andrei* em solo artificial encontraram redução no número de juvenis em valores de pH de 4, 6,5, 7,5 e 8 e uma produção ótima de casulos em condições de pH entre 5 e 6. Os valores de pH nesse estudo estiveram acima dos valores encontrados por VAN GESTEL *et al.* (1992) (Apêndice D).

A reprodução das minhocas no Neossolo pode ter sido influenciada pela maior disponibilidade de alguns metais adicionados via dejetos. De acordo com Waalewijn-kool *et al.* (2013) a biodisponibilidade de metais para os organismos do solo, em geral, encontra-se associada as propriedades químicas (pH, teor de matéria orgânica e capacidade de troca catiônica), físicas e mineralógicas (granulometria) (CESAR *et al.*, 2008), juntamente com os elementos fisiológicos e comportamentais da biota estudada (LANNO *et al.*, 2003).

Sherer *et al.* (2010) avaliando a disponibilidade e mobilidade de elementos em solos catarinenses com aplicação de dejetos de suínos verificaram maior disponibilidade e mobilidade de Cu e Zn em Neossolo quando esse foi comparado ao Latossolo.

Segat (2012), avaliando a toxicidade de dejetos de suínos sobre a reprodução de *E. andrei* em Neossolo Quartzarênico, observou redução no número de juvenis com a aplicação de 30, 45 e 60 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> e associou os resultados encontrados a maior disponibilidade do resíduo nesse solo e aos possíveis efeitos do pH na disponibilidade de metais.

Dominguez-Crespo *et al.* (2012), avaliando a toxicidade de resíduos de depuração de dejetos de bovinos sobre a reprodução de *E. fetida* verificaram que o aumento das concentrações de Cu e Zn promoveu redução no número de casulos. Van Gestel *et al.* (1993), estudando *E. andrei* em solo artificial, encontraram um EC<sub>50</sub> de 512 mg Zn kg<sup>-1</sup> para efeitos sobre a produção de casulos. Kuperman *et al.* (2004) estudando a toxicidade de Mn em um solo arenoso, encontraram valores

de  $EC_{20}$  e  $EC_{50}$  de 629 e 927 mg Kg<sup>-1</sup> de Mn, respectivamente, para efeitos na produção de casulos de *E. fetida*.

No presente estudo, as concentrações de Cu, Zn e Mn encontradas na dose com efeito letal (10 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) estiveram abaixo dos valores encontrados pelos respectivos autores (VAN GESTEL *et al.*, 1994; KUPERMAN *et al.*, 2004; DOMINGUES-CRESPO *et al.*, 2012). Os valores estimados no presente estudo foram de 243, 282, 331 e 397 mg kg<sup>-1</sup> de Cu, 403, 166, 464 e 209 mg kg<sup>-1</sup> de Zn e 94, 105, 110, 116 mg kg<sup>-1</sup> de Mn para os tratamentos TA, TR, MA e MR, respectivamente (Apêndice I).

De acordo com Domene *et al.* (2010), os poluentes podem apresentar toxicidades diferenciadas dependendo das propriedades do solo, as quais determinam a biodisponibilidade de contaminantes. Os resultados obtidos no presente estudo corroboram com essa afirmação, uma vez que, os valores LC e EC estimados para o Latossolo e Neossolo foram diferentes para o mesmo tratamento (Tabelas 4 e 6).

Para os resultados de desempenho reprodutivo das minhocas os valores de  $EC_{50}$  calculados e seus respectivos intervalos de confiança para o Latossolo, foram: 15,53 (10,16 – 20,89), 26,53 (19,53 – 33,52), 24,99 (17,41 – 32,57) e 22,63 (16,84 – 28,42) m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos de suínos, para os tratamentos MR, TR, MA e TA, respectivamente (Tabela 6). Para o Neossolo os valores de  $EC_{50}$  calculados e seus respectivos intervalos de confiança foram: 5,09 (3,60 – 6,58), 5,76 (3,92 – 7,6), 5,68 (-12,68 – 24,06), 5,44 (4,25 – 6,63) m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> para os tratamentos MR, TR, MA e TA, respectivamente (Tabela 6).

É importante destacar que os valores de  $EC_{50}$  encontrados na presente dissertação encontram-se abaixo do limite máximo permitido para aplicação agronômica desse resíduo no Estado de Santa Catarina (50 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos) (FATMA, 2000). Esses resultados indicam que, a utilização do volume como critério para minimizar os impactos ambientais resultante da aplicação de dejetos de suínos pode não ser a forma mais adequada, tanto do ponto vista ambiental como econômico.

Entretanto, cabe ressaltar que, a legislação vigente que regulamenta a aplicação de dejetos líquidos de suínos em áreas agrícolas em SC, não leva em consideração, para definir a taxa máxima anual de aplicação, o tipo de solo, principalmente o teor de argila, óxidos de ferro e alumínio, pH, matéria orgânica, profundidade, entre outros (CORRÊA *et al.*, 2011), o que é um erro, pois conforme demonstrado a textura e tipo de solo influencia na sua capacidade de suporte de dejetos de

suínos, especialmente quanto a influência sobre a macrofauna (Capítulo 1, minhocas) e mesofauna do solo (Ver Capítulo 2, colêmbolos).

Outro aspecto que deve ser levado em consideração para aplicação de dejetos de suínos no solo diz respeito a sua composição química variável, sendo esta influenciada por fatores, tais como raça, idade, composição das dietas alimentares, eventuais tratamentos dos animais (CORRÊA *et al.*, 2011), teores de matéria seca dos resíduos e às especificidades encontradas em cada ambiente, tais como sistema de criação, instalações, fase de produção e sistemas de armazenamento e/ou tratamento de dejetos encontrados na região.

### **3.4.3 Efeito das dietas nos parâmetros químicos e na toxicidade dos dejetos de suínos**

A composição das dietas alimentares e a fase do animal ocupa um papel de destaque na determinação das características dos dejetos suínos, pois alterações na digestibilidade e biodisponibilidade dos constituintes da ração afetam diretamente a composição da excreta (HENRY; DOURMAND, 1992). Assim, por apresentar uma composição química variável, decorrente da alimentação e do manejo diferenciado, o volume de dejetos suínos aplicado ao solo, pode apresentar um impacto distinto ao meio ambiente (MELLER, 2007).

Na Tabela 3 são apresentadas as concentrações médias dos micronutrientes presentes nos dejetos de suínos estudados. Nota-se que os dejetos dos animais que receberam as dietas com a inclusão dos aditivos (MA e TA) a análise descritiva sugere maiores concentrações médias de Zn quando comparados com as dietas sem inclusão desses aditivos (MR e TR). Além disso, os dejetos obtidos das dietas a base de milho (MR e MA) apresentaram maiores concentrações médias de Cu quando comparados aos dejetos com a inclusão de 15% de trigo (TR e TA).

De acordo com Alves *et al.* (2008) o efeito do uso de diferentes formas de dejetos pode levar a resultados benéficos ou prejudiciais à macrofauna edáfica, variando conforme a composição do dejeto. Entretanto, no Brasil, são escassas as informações a respeito da influência da nutrição sobre a questão ambiental dos dejetos suínos (NONES *et al.*, 2002), principalmente no que se refere aos impactos da aplicação desse resíduo sobre os parâmetros biológicos do solo.

A carência de informação sobre a fauna edáfica em regiões com elevada produção animal é uma grande preocupação, pois o descarte indevido de grandes quantidades de dejetos animais modifica as propriedades do solo e isso pode alterar a estrutura, a atividade e a diversidade da fauna edáfica (BARETTA *et al.*, 2003; ALVES *et al.*, 2008), com reflexos negativos na ciclagem de nutrientes e na qualidade do solo.

No presente estudo, a inclusão de trigo nas dietas para suínos na fase de creche em substituição ao milho, não promoveu alterações nas propriedades dos dejetos a ponto de ocasionar impactos ecotoxicológicos distintos na letalidade e reprodução de minhocas em função da composição da dieta. Assim como, as concentrações de aditivos, adicionadas às dietas dos animais (dose profilática recomendada), não apresentaram potencial tóxico para as minhocas, visto que todos os resíduos testados afetaram em maior ou menor grau um dos parâmetros avaliados (letalidade ou reprodução).

O impacto dos aditivos antimicrobianos administrados aos animais, nos diferentes compartimentos ambientais depende de muitas variáveis, tais como, a quantidade de produtos utilizados, o tipo de administração, práticas de manejo, metabolismo animal, manipulação dos dejetos, período de armazenamento e taxas de degradação dos compostos (KEMPER, 2008), propriedades físico-químicas das substâncias e as características do meio receptor (incluindo tipo de solo e condições climáticas) (BOXAL, 2008). De acordo com Christian, *et al.* (2003); Regitano; Leal, (2010), o grupo das tetraciclínas apresentam forte sorção às partículas orgânicas e/ou minerais do solo/sedimento. Além disso, apresentam elevada taxa de fotodegradação, com valores de meia-vida de apenas algumas horas (WEBB, 2004).

Estudos desenvolvidos para avaliar a toxicidade de compostos veterinários sobre organismos não alvos mostram que as concentrações de efeitos para a fauna do solo são maiores do que as normalmente encontradas no meio ambiente. Oliveira (2008), avaliando a toxicidade de dois compostos de uso veterinário (nicarbazina e monensina) utilizados na indústria avícola, em *E. andrei* e *F. candida* não encontraram efeitos a exposição a nicarbazina para ambos os organismos testados. Para a monensina encontraram efeito dose-resposta, no entanto, em concentrações muito acima das encontradas no ambiente. Baguer *et al.* (2000) avaliando os efeitos da tilosina e oxitetraciclina, em três grupos da fauna do solo (minhocas, colêmbolos

e enquitreídeos) também verificaram baixa toxicidade desses compostos para a fauna edáfica. Os autores concluem que com base nos resultados obtidos, é pouco provável que os antibióticos presentes nos dejetos representem qualquer risco direto para a fauna edáfica.

### 3.4.4 Avaliação da toxicidade dos resíduos

Quando avaliados os efeitos de toxicidade dos diferentes dejetos sobre a letalidade de minhocas *E. andrei* no Latossolo, os tratamentos TR ( $LC_{20} = 72,60$  e  $LC_{50} = 82,64 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) e MA ( $LC_{20} = 65,35$  e  $LC_{50} = 85,87 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) apresentaram maior toxicidade, quando comparados aos tratamentos MR e TA ( $LC_{20}$  e  $LC_{50} > 94 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) (Tabela 4).

Na Tabela 3, estão apresentados os teores médios de nitrogênio (N) total dos dejetos avaliados. Observa-se que os tratamentos que se mostraram mais tóxicos apresentaram maiores valores de N total, os valores obtidos foram de 3,25 e 3,07 % de N total para os tratamentos TR e MA, respectivamente e 2,65 e 2,58 % para os tratamentos TA e MR, respectivamente.

Em se tratando biologia do solo, a aplicação de altas doses de dejetos de suínos pode ser tóxica a alguns organismos (LINDBERG, 2003), como por exemplo, a elevada adição de nitrogênio do dejetos que pode ser tóxico a algumas espécies de minhocas (Oligochaeta) (EDWARDS & LOFTY, 1982; BARETTA *et al.*, 2003), causando prejuízos à ecologia edáfica (BARETTA *et al.*, 2003; ALVES, 2007).

De acordo com Dominguez; Edwards, (2011), as minhocas são muito sensíveis à amônia e podem não sobreviver em resíduos orgânicos contendo altas concentrações desse gás. Inúmeros trabalhos encontrados na literatura apontam a toxicidade da amônia para as minhocas (CURRY, 2004; HANSEN & ENGELSTAD 1999; KLADIVKO & TIMMENGA 1990; EDWARDS & FLETCHER, 1988).

Contudo, os resultados obtidos no presente estudo carecem de uma interpretação mais aprofundada, uma vez que, estudos conduzidos para avaliar a toxicidade de resíduos orgânicos sobre a fauna edáfica, principalmente envolvendo doses crescentes de dejetos de suínos, ainda são escassos na literatura. Além disso, os dados disponíveis para outros tipos de resíduos animais apresentam uma variação considerável, diferindo-se principalmente na sua composição, teor de umidade, tipos de solos (naturais ou artificiais), espécie e parâmetro avaliado (reprodução, sobrevivência, fuga, crescimento), entre outros.

De maneira geral, a caracterização dos parâmetros químicos e microbiológicos dos solos nas amostras correspondentes aos vários tratamentos avaliados no presente estudo, bem como a determinação efetiva dos micronutrientes potencialmente biodisponíveis (Cu, Zn, Mn, entre outros) em cada dose e tipo de solo juntamente com os resultados das análises de persistência ou não dos antibióticos nos dejetos, poderiam dar um suporte fundamental para uma interpretação mais rigorosa dos resultados obtidos. No entanto, a presente dissertação desperta para novas hipóteses e estudos utilizando outros tipos de solos e organismos teste representativos da fauna do solo, bem como outros tipos de dejetos, no sentido de fundamentar e ajudar a esclarecer essa lacuna existente.

### 3.5. CONCLUSÕES

Doses crescentes de dejetos de suínos adicionadas no Latossolo e Neossolo afetaram negativamente a taxa de sobrevivência e o potencial reprodutivo de minhocas da espécie *E. andrei*, sendo a magnitude deste efeito dependente do tipo de solo.

As doses de 10 e 25  $m^3 ha^{-1}$  de dejetos de suínos aplicados em Neossolo em uma única aplicação, causaram efeitos negativos sobre a taxa de reprodução e sobrevivência de minhocas da espécie *E. andrei*.

A partir de 20 e 30  $m^3 ha^{-1}$  de dejetos de suínos no Latossolo, causaram efeitos negativos sobre o parâmetro reprodutivo de minhocas da espécie *E. andrei*, para dietas de milho e trigo, respectivamente.

A inclusão do trigo nas dietas para suínos na fase de creche em substituição ao milho, não promoveu alterações nas propriedades dos dejetos a ponto de ocasionar impactos ecotoxicológicos distintos sobre a sobrevivência e reprodução de *E. andrei*.

As concentrações de aditivos promotores de crescimento (doxiciclina, colistina e óxido de Zn), adicionadas às dietas dos animais na dose profilática recomendada, não apresentaram potencial tóxico para as minhocas *E. andrei*.

## 4 CAPITULO 2 - AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DE DEJETOS DE SUÍNOS NA SOBREVIVÊNCIA E REPRODUÇÃO DE *Folsomia candida* EM SOLOS DE SANTA CATARINA

### RESUMO

A aplicação dos dejetos de animais oriundos das explorações pecuárias como fertilizante orgânico em áreas agrícolas é uma prática comum, em regiões de produção intensiva de animais. Entretanto, quando esses resíduos são aplicados sem critérios agronômicos e em quantidades que excedem a capacidade suporte dos corpos receptores, podem afetar a biodiversidade da mesofauna edáfica e comprometer a qualidade do solo. O presente estudo objetivou avaliar, por meio de testes ecotoxicológicos padronizados (ISO), o efeito de doses crescentes de dejetos de suínos, provenientes de diferentes dietas, aplicadas em solos do Estado de Santa Catarina [Latossolo Vermelho Distrófico e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico], sobre a sobrevivência e reprodução de colêmbolos da espécie *Folsomia candida*. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com quatro repetições. Foi realizado um teste prévio de letalidade com o objetivo de avaliar a taxa de sobrevivência dos colêmbolos quando expostos aos solos com doses crescentes de dejetos de suínos (0, 25, 50, 75 e 100  $m^3 ha^{-1}$ ). Baseado na resposta deste teste, doses menores foram estabelecidas (0; 5; 7; 10; 20; 30; 40, 65 e 100  $m^3 ha^{-1}$  e 0, 0,1; 0,25; 0,5; 1; 2,5; 5; 10 e 25  $m^3 ha^{-1}$  de dejetos de suínos) para o Latossolo e Neossolo, respectivamente e testadas para avaliar os efeitos crônicos (ensaio de reprodução). Os resultados dos testes de toxicidade com *F. candida* sugerem que o aumento da dose de dejetos de suínos aplicada no Latossolo e Neossolo afetou negativamente a taxa de sobrevivência e o potencial reprodutivo de colêmbolos. A taxa de sobrevivência dos indivíduos no Latossolo foi afetada apenas na maior dose de dejetos de suínos testada (100  $m^3 ha^{-1}$ ), independente do tipo de dejetos avaliado. Os resultados obtidos nos testes de letalidade no Neossolo sugerem que a toxicidade do dejetos causou mortalidade significativa dos colêmbolos na menor dose aplicada (25  $m^3 ha^{-1}$ ) em todos os dejetos testados. Nos testes de reprodução, os resultados obtidos para o Latossolo mostraram que apenas as doses de 65 e 100  $m^3 ha^{-1}$  causaram efeitos negativos sobre o potencial reprodutivo da espécie *F. candida* nos tratamentos MR, TR e TA. Já no tratamento MA, os resultados não seguiram um padrão, ocorrendo uma

redução no número de indivíduos juvenis gerados nas doses de 7, 20, 65 e 100 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. No Neossolo, a aplicação de doses menores do que a recomendada pela legislação de Santa Catarina ocasionaram impactos negativos sobre a reprodução dos colêmbolos, sendo a magnitude desse efeito dependente do tipo de dejeto avaliado. A substituição parcial do milho pelo trigo nas dietas para suínos na fase de creche, não alterou a composição dos dejetos, a taxa de sobrevivência e a reprodução de *F. candida*. As doses de aditivos promotores de crescimento, adicionadas às dietas dos suínos, não apresentaram potencial tóxico para os colêmbolos. Entretanto, sugere-se novos estudos incluindo a utilização de outros organismos testes, classes de solos e tipos de resíduos, para avaliar a toxicidade dos dejetos de suínos sobre a fauna edáfica.

**Palavras chaves:** Ecotoxicologia terrestre, Biologia do solo, Mesofauna edáfica, Resíduos orgânicos.

## ABSTRACT

The application of manure from animals from the farms as organic fertilizer in agricultural areas is a common practice in regions with intensive livestock production. However, when these residues are applied without agronomic criteria and in quantities that exceed the carrying capacity of the receiving water bodies, can affect the biodiversity of soil mesofauna, compromising the quality of the soil. The present study aimed to evaluate, by means of standardized ecotoxicological tests (ISO) the effect of increasing doses of swine manure from different diets, applied in soils of the State of Santa Catarina [Oxisol and Entisol] on the survival and reproduction of the springtail species *Folsomia candida*. The experimental design was completely randomized with four replications. Initially, a preliminary test of lethality to evaluate the survival rate of springtails was performed when exposed to infected with increasing doses of swine manure (0, 25, 50, 75 and 100 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) soils. Based on the response of this test were set smaller doses (0; 5; 7; 10; 20; 30; 40; 65 and 100 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> and 0; 0,1; 0,25; 0,5; 1; 2,5; 5, 10 and 25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> of pig slurry for the Oxisol and Entisol, respectively) and tested to assess the chronic effects (test reproduction). The results of the toxicity tests with *F. candida* showed that increasing the dose of swine manure applied Oxisol and Entisol negatively affected the survival and reproductive potential of springtails *F. candida*. The

survival rate of individuals in the Oxisol was affected only at the highest dose tested for swine manure ( $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), regardless of the reported waste. The results obtained in the Entisol lethality tests showed that the toxicity of the waste caused significant mortality springtails already in the lowest dose applied ( $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) in all tested waste. In reproduction tests, the results obtained for the Oxisol showed that doses of 65 and  $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  caused negative effects on the reproductive potential of the species *F. candida* diets in MR, TR and TA treatments. Since the MA treatment to reduce the number of generated juveniles were observed at doses of 7, 20, 65 and  $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ . The Entisol, applying smaller than that recommended by the laws of the State of Santa Catarina doses caused negative impacts on reproduction of springtails, with the magnitude of this type dependent effect evaluated manure. The partial substitution of corn for grain in swine diets in the growing phase did not alter the composition of the waste to the point of causing negative impacts on the survival and reproduction of the springtail *F. candida*. Furthermore, the dose of growth promoting additives, when added to the diets of pigs showed no toxic to the organisms under study potential. However, it is suggested the development of further studies including the use of other test organisms, soil classes and types of waste, to assess the toxicity of pig manure on the soil fauna.

#### 4.1 INTRODUÇÃO

Na região sul do Brasil, especialmente no Estado de Santa Catarina (SC), a suinocultura é uma atividade tipicamente desenvolvida em pequenas e médias propriedades rurais (SCHERER *et al.*, 2010), onde o dejetos líquido de suíno gerado é utilizado como fertilizante em áreas cultivadas com culturas anuais de grãos e/ou pastagens (BASSO *et al.*, 2012), diminuindo assim os gastos com fertilizantes químicos (VIELMO *et al.*, 2011) e sendo a principal alternativa para o descarte dos mesmos (SCHERER *et al.*, 2013).

No entanto, a partir da década de 80, a intensificação da produção nessa região com a concentração de animais em pequenas unidades de produção tem gerado grande volume de dejetos e esse deixa de ser visto apenas como uma fonte de nutrientes e passa a ser encarado como um resíduo potencialmente poluidor dos recursos naturais. Uma vez que, na maioria dessas propriedades com produção intensiva, os dejetos geralmente são aplicados continuamente nas mesmas áreas, e

frequentemente em volumes que excedem a capacidade suporte do solo (SCHERER *et al.*, 2010).

A aplicação de altas doses no solo pode ser tóxico às plantas e à fauna edáfica, pelo acúmulo de alguns nutrientes e/ou metais pesados (ALVES *et al.*, 2008) já que o solo tem uma capacidade limitada de suporte (BASSO *et al.*, 2012). Estudos conduzidos em laboratório utilizando a fauna do solo para avaliar a toxicidade de resíduos orgânicos, alertam para os riscos potenciais em curto e em longo prazo, do uso excessivo e/ou continuado de dejetos em áreas agrícolas (DOMENE *et al.*, 2007; MARTIN & STANISLAV, 2010; SEGAT, 2012).

Aliado a isso, o uso de aditivos na alimentação animal, os quais não são plenamente metabolizados no organismo, sendo excretados na urina e nas fezes, tanto na forma de composto original ou parcialmente metabolizado (HALLING-SØRENSEN *et al.*, 1998; SARMAH *et al.*, 2006; KEMPER, 2008; REGITANO; LEAL, 2010; LEAL, 2012), e transferidos ao solo pela aplicação de dejetos animais (THIELE-BRUHN, 2003), podem levar a presença de resíduos destes compostos em vários compartimentos ambientais. Sabendo que, os organismos do solo podem estar expostos a esses compostos, é importante conhecer os possíveis efeitos desses contaminantes sobre esses organismos não alvos (BAGUER *et al.*, 2000).

A carência de informação sobre a biota do solo em regiões com elevada produção animal é uma preocupação, pois o descarte indevido de grandes quantidades de dejetos animais pode modificar as propriedades do solo e assim alterar a estrutura e a atividade da fauna edáfica (BARETTA *et al.*, 2003; ALVES *et al.*, 2008), com reflexos negativos na ciclagem de nutrientes e na qualidade do solo (SEGAT, 2012).

Devido a grande importância da comunidade biológica do solo em manter e sustentar o funcionamento do sistema, o monitoramento de práticas antrópicas, tais como a adição de resíduos orgânicos ao solo, também deve considerar os parâmetros biológicos como um indicador fundamental (MATOS-MOREIRA *et al.*, 2012). Dentre os organismos edáficos sensíveis a alterações ambientais e com potencial para serem utilizados como bioindicadores em testes com resíduos, destacam-se os colêmbolos, devido à sua cultura, fácil manipulação e sensibilidade a poluentes (GREENSLADE; VAUGHAN 2003). Além disso, porque é uma espécie de representação da mesofauna do solo e um grupo que

executa funções-chave nos ecossistemas (FOUNTAIN; HOPKIN, 2005), com um papel importante na mineralização da matéria orgânica do solo e nos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes (HOPKIN, 1997).

Dessa forma, o presente trabalho foi conduzido para avaliar o efeito de doses crescentes de dejetos de suínos, aplicados em solos naturais do Estado de Santa Catarina (Latossolo Vermelho Distrófico e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico) sobre a sobrevivência e reprodução de colêmbolos da espécie *F. candida*. Além disso, avaliar a influência da composição destes dejetos provenientes de diferentes dietas de suínos nas respostas ecotoxicológicas dessa espécie.

## 4.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.2.1 Solos

Os solos utilizados para os testes ecotoxicológicos foram coletados em áreas de mata sem histórico de uso agrícola e aplicação de dejetos de suínos, sendo: Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo), coletado na Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI) no município de Chapecó, SC [27°05'274" S e 052°38'085" W] e o Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) coletado no município de Araranguá, SC [29°00'19.98" S e 49°31'02,84" W]. Esses solos representam um gradiente de classe textural (Tabela 9), sendo representativos das regiões do Estado com maior produção de suínos (oeste e sul). Ambos os solos foram coletados na camada de 0-0,20 m, secos a 65 °C em estufa e tamisados em peneiras de 2 mm, para separação de fragmentos vegetais e outros resíduos. Parâmetros físicos e químicos dos solos estão apresentados na Tabela 9.

**Tabela 9 - Parâmetros químicos e físicos do Latossolo Vermelho Distrófico\*  
(Latossolo) e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico\*  
(Neossolo) avaliados na profundidade de 0-0,20 m.**

	Latossolo	Neossolo
MO <sup>1</sup> (%)	2,7	0,9
CTC <sup>2</sup>	15,6	4,92
pH (H <sub>2</sub> O)	4,6	5,8
P (mg dm <sup>-3</sup> )	1,9	6,7
K (mg dm <sup>-3</sup> )	88	34
Ca (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	2,69	2,00
Mg (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	1,8	0,83
Al (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,83	0,00
H + Al (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	10,9	2,00
Cu (mg dm <sup>-3</sup> )	1,4	1,5
Zn (mg dm <sup>-3</sup> )	0,8	1,0
Fe (mg dm <sup>-3</sup> )	79,7	72,5
Mn (mg dm <sup>-3</sup> )	5,4	2,1
Areia (%)	12	37
Silte (%)	39	59
Argila (%)	49	4

\*Segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2006).

<sup>1</sup>MO – Matéria Orgânica.

<sup>2</sup>CTC – Capacidade de Troca Catiônica em pH 7,0.

Fonte: Próprio autor (2014)

O substrato utilizado como solo padrão nos testes ecotoxicológicos é uma mistura de 70% de areia industrial (fina), 20% de argila caulinítica e 10% de turfa (moída e seca) (OECD, 1984). Neste estudo a turfa foi substituída por fibra de coco (seca e peineirada), mantendo-se as proporções indicadas pela OECD. Essa mistura é conhecida como solo artificial tropical (SAT) (GARCIA,

2004; KUPERMAN *et al.*, 2009; OLIVEIRA FILHO, 2013), que no presente estudo foi usada apenas como controle para validação dos testes.

Para todos os testes conduzidos o pH do SAT e dos solos naturais foram corrigidos para  $6,0 \pm 0,5$  com adição de  $\text{CaCO}_3$  e a umidade corrigida para 60% da máxima capacidade de retenção de água (CRA). A correção do pH dos solos naturais teve por objetivo representar uma condição semelhante a de campo, uma vez que, esses resíduos geralmente são aplicados em áreas de lavoura e pastagem onde é realizada a prática da calagem do solo. Cabe ressaltar que, no ensaio de letalidade os valores de pH e CRA foram corrigidos com base nos valores obtidos apenas para o solo sem considerar a adição do dejeto. Já no ensaio de toxicidade aguda (reprodução), foram realizadas medidas de pH e CRA para cada uma das misturas (solo + dose de dejeto), e a correção para cada mistura foi realizada separadamente.

Em paralelo aos ensaios ecotoxicológicos, foi montado um ensaio a parte com apenas uma réplica de cada tratamento, onde no início (dia zero) e ao final de 14 e 28 dias foram avaliados o pH, como forma de obter um controle maior sobre este parâmetro, além daqueles medidos ao final de cada teste. Este ensaio foi conduzido da mesma forma que os ensaios ecotoxicológicos (temperatura, umidade e fotoperíodo controlados), exceto por não conterem organismos.

#### **4.2.2 Dejetos de suínos**

Os dejetos de suínos foram coletados durante a fase de creche (8 a 25 kg de peso corporal aproximadamente). A fase de criação escolhida para a coleta de dejetos de suínos se caracteriza por ser uma fase na qual é realizado o fornecimento de promotores de crescimento na dieta dos animais é mais comum e também é quando ocorre à incidência de distúrbios gastrointestinais, provocados pela mudança de dieta, o que favorece a perda de nutrientes da alimentação por meio das excretas. Para tanto, foi conduzido um experimento para avaliar o efeito da utilização de milho e trigo moído e os efeitos da inclusão ou não de aditivos promotores de crescimento (doxiciclina, colistina e óxido de Zn) em dietas comerciais para leitões na fase creche.

Foram utilizados 14 suínos, machos castrados, híbridos comerciais de alto desempenho com peso vivo médio inicial de 15,3 kg. Os animais foram alojados em gaiolas experimentais tipo Pekas,

divididos em quatro grupos experimentais, com quatro dietas, sendo: T1 - Dieta à base de milho e farelo de soja específica para a fase (MR); T2 - 85% dieta MR + 15% de trigo moído (TR); T3 - Dieta a base de milho e farelo de soja + 100 ppm de doxiciclina + 50 ppm de colistina + 2500 ppm de óxido de Zn (MA); T4 - 85% dieta MR + 15% de trigo moído + 100 ppm de doxiciclina + 50 ppm de colistina + 2500 ppm de óxido de Zn (TA). As dietas foram formuladas de modo a atender as exigências mínimas dos animais, conforme recomendado por ROSTAGNO *et al.* (2011). A composição química e energética do trigo foi calculada em ensaios preliminares.

A alimentação foi fornecida *ad libitum* em quatro refeições diárias (8:30h, 11:00h, 13:30h e 16:00h) e os animais receberam água *ad libitum* de modo a simular condições de campo. O período experimental constitui-se de sete dias de adaptação seguidos de cinco dias de coleta total de fezes e urina. As fezes e a urina foram coletadas duas vezes ao dia (10h e 17h), pesadas, acondicionadas em sacos plásticos e conservadas em congelador a -10 °C. Ao final do experimento foram pesadas, homogeneizadas e amostradas para análises posteriores.

Após a mistura dos dejetos, o material foi submetido a um período de pré-secagem no laboratório por cinco dias em temperatura ambiente (22 °C) com o intuito de reduzir o teor de água presente no material. Os dejetos foram acondicionados em bandejas plásticas com dimensões de 25 x 40 cm de área e sete cm de altura, em lâminas padronizadas de aproximadamente 1,5 cm de altura de modo a permitir uma secagem homogênea (Figura 6). Ao final dos cinco dias, foram coletadas amostras do resíduo para determinação do teor de umidade e determinados conforme TEDESCO *et al.* (1995). Para a realização dos testes, os teores de umidade dos materiais foram padronizados para todos os tratamentos, sendo a umidade corrigida com adição de água destilada, de acordo com o tratamento que manteve o teor de umidade mais elevado (Tabela 10).

**Figura 6** - Vista com detalhes desde a coleta até o modo de preparo dos dejetos de suínos utilizados para os testes ecotoxicológicos. A – Gaiola metabólica. B – Funil para coleta de urina. C – Bandeja para coleta de fezes. D – Pré-secagem dos dejetos nas bandejas. E – Dejetos após três dias de secagem. F – Dejetos após cinco dias de secagem. G – Homogeneização dos dejetos para montagem dos ensaios.



Fonte: Próprio autor (2014)

**Tabela 10 - Parâmetros químicos de cada dejetos da fase de creche proveniente de dietas a base de milho e farelo de soja sem aditivos (MR), com 85% dieta MR + 15% de trigo moído sem aditivos (TR), dieta a base de milho e farelo de soja + 100 ppm de doxiciclina + 50 ppm de colistina + 2500 ppm de óxido de Zn (MA) e dieta com 85% MR + 15% de trigo moído + 100 ppm de doxiciclina + 50 ppm de colistina + 2500 ppm de óxido de Zn (TA).**

Dejeto	pH	Umidade (H <sub>2</sub> O)	N total (%)	C total (%)	Relação C/N total	P	K	Mn	Cu	Fe	Zn
MR	7,5	49,48	2,58	43,53	16,9:1	3,39	3,12	0,021	0,072	0,437	0,038
TR	7,1	54,33	3,25	54,15	16,7:1	2,26	2,1	0,019	0,051	0,342	0,03
MA	6,9	51,77	3,07	51,48	16,8:1	2,48	2,52	0,02	0,06	0,394	0,084
TA	6,9	56,63	2,65	38,38	14,5:1	2,43	2,4	0,017	0,044	0,307	0,073

C= Carbono e N= Nitrogênio (Analisisado pelo Analisador Elementar CHNS).

Fonte: Próprio autor (2014)

As doses de dejetos de suínos testadas nos ensaios de letalidade foram calculadas baseadas nas recomendações da IN - 11 para uso de dejetos como fertilizante agrícola no Estado de Santa Catarina, que recomenda a aplicação máxima de 50 m<sup>3</sup> de dejetos de suíno ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (FATMA, 2000). A partir dessa recomendação foram estabelecidas as doses de 0, 25, 50, 75 e 100 m<sup>3</sup> de dejetos de suíno ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Os valores correspondentes Kg dejetos/ha<sup>-1</sup> encontram-se apresentados no anexo L. Baseado na resposta obtida nesse teste, doses menores foram estabelecidas e testadas para avaliação da toxicidade crônica (reprodução).

#### 4.2.3 Tratamentos

Os ensaios ecotoxicológicos consistiram sempre em combinações de dejetos oriundos de quatro dietas, adicionados doses crescentes a dois solos representativos de Santa Catarina. Os ensaios foram conduzidos em delineamento experimental inteiramente casualizado, com quatro repetições. Dejetos: MR, TR, MA e TA. Solos: Latossolo e Neossolo. Doses: 0, 25, 50, 75 e 100 m<sup>3</sup> de dejetos de suínos ha<sup>-1</sup>.

Foi realizado um ensaio prévio de letalidade com o objetivo de avaliar a taxa de sobrevivência dos organismos quando expostos aos solos com doses crescentes de dejetos de suínos, e determinaram-se as doses a serem utilizadas no ensaio para avaliação da toxicidade crônica (reprodução). Baseado na resposta obtida nesse ensaio, doses menores foram estabelecidas para ambos os solos e testadas para avaliar os efeitos crônicos (ensaio de reprodução), sendo estas: 0; 5; 7; 10; 20; 30; 40; 65 e 100 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos de suínos e 0, 0,1; 0,25; 0,5; 1; 2,5; 5; 10 e 25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> para o Latossolo e o Neossolo, respectivamente. Os valores correspondentes Kg dejeto/ha<sup>-1</sup> encontram-se apresentados nos anexos M e N.

É importante ressaltar que a adição de cada dose incorporada retrata uma situação hipotética de contaminação. Caso os dejetos fossem aplicados somente na superfície do solo os resultados poderiam apresentar falso-negativos, especialmente se os organismos ficassem abaixo da superfície sem ter contato com o resíduo (OLIVEIRA FILHO, 2013).

#### **4.2.4 Ensaios Ecotoxicológicos**

Os testes foram conduzidos no Laboratório de Solos e Sustentabilidade da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC/CEO), no Campus de Chapecó, SC. Os exemplares de *F. candida* utilizados nos testes foram obtidos de criação já estabelecida, em laboratório, sendo mantidos de acordo com diretrizes estabelecidas pela ISO 11268-2 (1998). Para os experimentos foram utilizados indivíduos adultos, com idade sincronizada entre 10 – 12 dias de vida. Os testes foram mantidos em sala climatizada, com temperatura de 20 °C ± 2 e fotoperíodo de 12 h.

##### **4.2.4.1 Teste de toxicidade aguda – Letalidade**

A avaliação de letalidade de *F. candida* seguiu as recomendações da ISO 11267 (1999). Em recipientes de plástico com altura de 11,5 cm e diâmetro de 3,5 cm foram adicionados 30 g de solo com umidade corrigida para 60% da capacidade máxima de retenção de água (ISO) e pH corrigido para 6,0 ± 0,5 e adicionadas as doses de dejetos de suínos.

Cada unidade experimental recebeu 10 indivíduos. Após 14 dias foi feita a avaliação da letalidade de indivíduos. Para tanto, o solo juntamente com os colêmbolos foram transferidos para outro recipiente, no qual foram adicionadas água e tinta esferográfica preta, desta forma os organismos sobreviventes flutuaram e o contraste de cor com a tinta de caneta permitiu a contagem destes indivíduos.

#### 4.2.4.2 Teste de toxicidade crônica – Reprodução

O teste de reprodução com *F. candida* foi baseado no protocolo ISO 11267 (1999), com duração de 28 dias. Cada réplica consiste de um recipiente de plástico (diâmetro: 6,5 cm; altura: 5,5 cm), preenchido com 30 g (peso fresco) de cada solo testado, com 10 colêmbolos (10-12 dias de idade). Os colêmbolos foram alimentados no início do teste e aos 7, 14 e 21 dias com 2 mg de fermento biológico granulado da marca *Fleischmann* e os frascos abertos duas vezes na semana para aeração. Ao final do teste, o conteúdo do frasco foi esvaziado para outro recipiente e adicionado água, e quando necessário foram adicionadas algumas gotas de tinta azul para facilitar a contagem. Após agitar o conteúdo do recipiente, foram tomadas fotos digitais e o número de adultos e juvenis que apareceram na superfície foram contados duas vezes e extraída a média.

#### 4.2.3 Análise estatística dos dados

Valores de LC<sub>20</sub> e LC<sub>50</sub> (Concentração letal a 20 e 50% dos indivíduos) foram feitos utilizando o Software PriProbit® 1.63 (SAKUMA, 1998). Para o teste de reprodução, foi realizada uma análise de regressão não-linear, com o Software Statistica 7.0 (STATSOFT, 2004), usando o Modelo de Gompertz para determinar os valores de EC<sub>20</sub> e EC<sub>50</sub> (concentração efetiva que causa efeitos a 20 e 50% dos indivíduos). As médias obtidas no teste de reprodução e letalidade foram comparadas sempre em comparação a dose controle (0 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>), pelo teste de Dunnett por meio do programa Software Statistica 7.0 (STATSOFT, 2004).

Para verificar se as diferenças de composições das dietas apresentam efeitos toxicológicos distintos, foi realizado o teste de significância de Behrens-Fisher ( $p \leq 0,05$ ), conforme sugerido por NATAL-DA-LUZ *et al.* (2011).

## 4.3 RESULTADOS

### 4.3.1 Validação dos testes

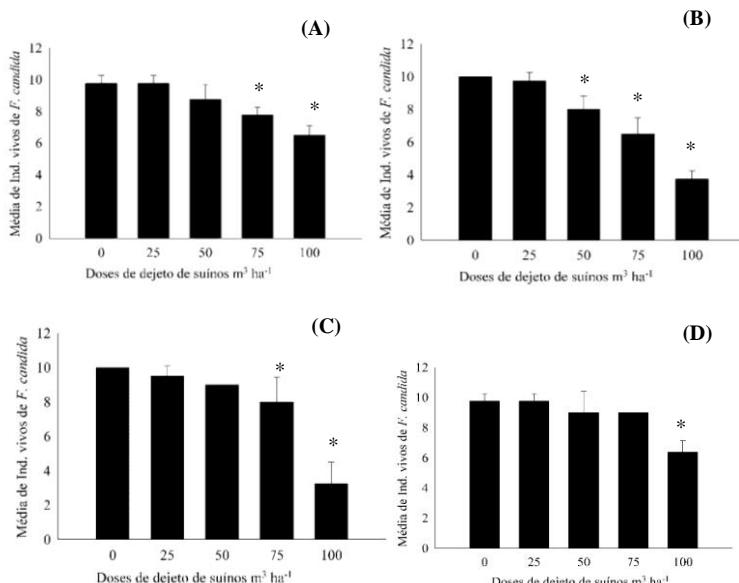
Ambos os testes cumpriram os critérios de validação de acordo com as respectivas normas da ISO 11267 (ISO, 1999). No teste toxicidade aguda a taxa de letalidade dos colêmbolos adultos não excedeu 20% do total de indivíduos nos controles (média de 93% de sobrevivência). No teste de reprodução em solos naturais a sobrevivência de adultos foi  $\geq 80\%$  (média de 83%), o número de juvenis no controle foi maior que 100 por recipiente (média de 129) e o coeficiente de variação (CV) do teste foi  $\leq 30\%$  (CV= 19,8%).

### 4.3.2 Teste de letalidade

A taxa de sobrevivência de *F. candida* obtida aos 14 dias para o Latossolo sem aplicação do dejeto foi de 97,5% para os tratamentos MR e TA e 100% para os tratamentos TR e MA (Figura 7).

Nos solos contaminados com dejetos de suínos foi possível verificar um decréscimo na taxa de sobrevivência dos indivíduos adultos com o aumento da dose de dejetos de suínos aplicada nos tratamentos MR, TR e MA (Figura 7). No tratamento TA a taxa de sobrevivência dos indivíduos não foi afetada pela aplicação de 25, 50 e 75  $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$  sendo afetada apenas na maior dose testada ( $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ).

**Figura 7 - Média de Indivíduos (Ind.) vivos de *Folsomia candida* em Latossolo Vermelho Distrófico contaminado com doses crescentes de dejeto de suínos A - Dieta milho e farelo de soja (MR); B - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo (TR); C - Dieta milho e farelo de soja + aditivos (MA); D - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos (TA). \* Diferença estatística significativa ( $p \leq 0,05$ ) pelo teste de Dunnett. (—) Desvio padrão.**



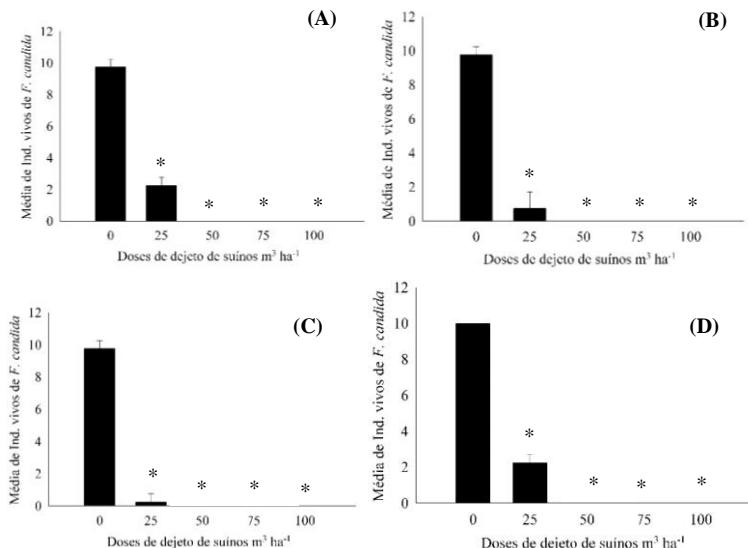
Fonte: Próprio autor (2014)

A taxa de sobrevivência de *F. candida* obtida para o Neossolo sem aplicação do dejeto ( $0 m^3 ha^{-1}$ ) foi de 97,5 % para os tratamentos MR, TR e MA e 100% para o tratamento TA (Figura 8).

Os resultados obtidos nos testes de letalidade com *F. candida* nos solos contaminados com dejetos (25, 50, 75 e  $100 m^3 ha^{-1}$ ), mostraram que no Neossolo a toxicidade do dejeto causou mortalidade dos indivíduos já na menor dose aplicada ( $25 m^3 ha^{-1}$ ) em todos os tratamentos testados (MR, TR, MA e TA) e ocasionou 100% de mortalidade nas demais doses testadas (50, 75 e  $100 m^3 ha^{-1}$ ). A média de sobrevivência dos indivíduos nos solos contaminados com  $25 m^3 ha^{-1}$

dejetos de suínos foram: 22,5, 7,5, 2,5 e 22,5% para os tratamentos MR, TR, MA e TA, respectivamente (Figura 8).

**Figura 8 - Média de Indivíduos (Ind.) vivos de *Folsomia candida* em Neossolo Quartzarênico Órtico Típico contaminado com doses crescentes de dejetos de suínos A - Dieta milho e farelo de soja (MR); B - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo (TR); C - Dieta milho e farelo de soja + aditivos (MA); D - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos (TA). \* Diferença estatística significativa ( $p \leq 0,05$ ) pelo teste de Dunnett. (T) Desvio padrão.**



Fonte: Próprio autor (2014)

A partir dos dados obtidos para o Latossolo e Neossolo estimou-se a concentração letal (LC) para 20% e 50% dos organismos. Os valores de LC<sub>20</sub> e LC<sub>50</sub> estimados e seus respectivos intervalos de confiança encontram-se apresentados na Tabela 11.

No Latossolo os valores de LC<sub>20</sub> e LC<sub>50</sub> para alguns tratamentos não foram possíveis de serem calculados, pois excediam a maior dose testada ( $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), indicando uma menor toxicidade desses resíduos.

A taxa de sobrevivência no Latossolo foi mais afetada no tratamento TR ( $LC_{20} = 51,57$  e  $LC_{50} = 87,01 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), seguido pelo tratamento MA ( $LC_{20} = 56,99$  e  $LC_{50} = 95,49 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) e em menor grau, pelos tratamentos MR e TA. Enquanto que no Neossolo a taxa de sobrevivência dos indivíduos foi mais afetada no tratamento MA ( $LC_{20} = 15,50$  e  $LC_{50} = 17,89 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), seguido pelo tratamento TR ( $LC_{20} = 17,77$  e  $LC_{50} = 20,15 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) e em menor grau, pelos tratamentos MR e TA.

**Tabela 11 - Concentração letal  $LC_{20}$  e  $LC_{50}$  calculada para o teste de letalidade com *Folsomia candida* em Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) contaminados com doses crescentes de dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos).**

Dietas	MR	TR	MA	TA
<b>Latossolo</b>				
$LC_{20} (\text{m}^3 \text{ ha}^{-1})$	67,39*	51,57 (19, 82 - 68,46)	56,99 (25,09 - 76, 67)	> 100
$LC_{50} (\text{m}^3 \text{ ha}^{-1})$	> 100	87,01*	95,49 (71,50 - 278,01)	> 100
<b>Neossolo</b>				
$LC_{20} (\text{m}^3 \text{ ha}^{-1})$	20,25 (18,18 - 22,65)	17,77 (15,16 - 21,00)	15,50 (12,10 - 20,33)	20,25 (18,18 - 22,65)
$LC_{50} (\text{m}^3 \text{ ha}^{-1})$	22,63 (20,28 - 25,37)	20,15 (17,15 - 23,92)	17,89 (13,89 - 23,66)	22,63 (20,28 - 25,37)

\*Intervalo de confiança não calculado.

Fonte: Próprio autor (2014)

Os resultados obtidos no teste de significância para avaliar o efeito da composição dos tratamentos (dietas) na toxicidade dos resíduos encontram-se apresentados nas Tabelas 12 e 13.

E possível verificar que houve diferença estatística significativa ( $p \leq 0,05$ ) da composição das dietas, na toxicidade dos dejetos de suínos, quando avaliados os efeitos sobre a letalidade dos colêmbolos *F. candida*.

Para o Latossolo o TR foi o tratamento que apresentou maior toxicidade ( $LC_{20} = 51,57$  e  $LC_{50} = 87,01 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), seguido pelo tratamento MA ( $LC_{20} = 56,99$  e  $LC_{50} = 95,49 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) quando comparado aos demais tratamentos (Tabela 12).

**Tabela 12 - Comparação dos valores de LC<sub>20</sub> e LC<sub>50</sub> calculados para *Folsomia candida* no teste de letalidade em Latossolo Vermelho Distrófico contaminados com dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos).**

LC <sub>20</sub>				
	TA	TR	MA	MR
TA	-	-	-	-
TR	-	-	51,57 > 56,99*	51,57 > 67,39*
MA	-	-	-	56,99 > 67,39*
MR	-	-	-	-
LC <sub>50</sub>				
	TA	TR	MA	MR
TA	-	-	-	-
TR	-	-	87,01 > 95,49*	-
MA	-	-	-	-
MR	-	-	-	-

\*significativo,  $p \leq 0,05$ ; ns não significativo,  $p > 0,05$ , significância avaliada pelo teste de Behrens-Fisher.

Fonte: Próprio autor (2014)

Considerando os valores de LC<sub>20</sub> e LC<sub>50</sub> encontrados para o Neossolo o tratamento MA foi o que apresentou maior toxicidade (LC<sub>20</sub> = 15,50 e LC<sub>50</sub> = 17,89 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>), seguido pelo tratamento TR (LC<sub>20</sub> = 17,77 e LC<sub>50</sub> = 20,15 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) (Tabela 13).

**Tabela 13 - Comparação dos valores de LC<sub>20</sub> e LC<sub>50</sub> calculados para *Folsomia candida* no teste de letalidade em Neossolo Quartzarênico Órtico Típico contaminados com dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos).**

LC <sub>20</sub>				
	TA	TR	MA	MR
TA	-	20,25 < 17,77*	20,25 < 15,5*	20,25 = 20,26
TR	-	-	17,77 < 15,5*	17,77 > 20,25*
MA	-	-	-	15,5 > 20,25*
MR	-	-	-	-

LC <sub>50</sub>				
	TA	TR	MA	MR
TA	-	22,63 < 20,15*	22,63 < 17,89*	22,63 = 22,63
TR	-	-	20,15 < 17,89*	20,15 > 22,63*
MA	-	-	-	17,89 > 22,63*
MR	-	-	-	-

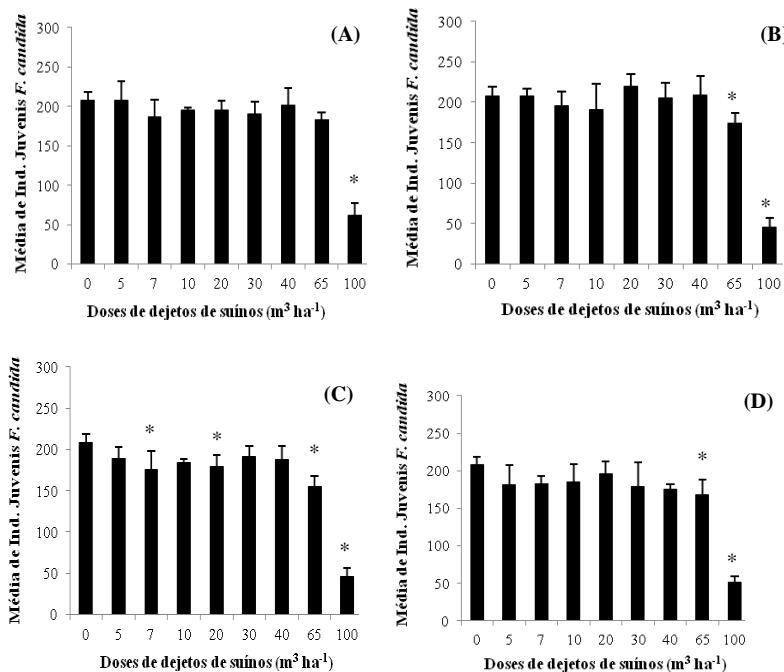
\*significativo,  $p \leq 0,05$ ; ns não significativo,  $p > 0,05$ , significância avaliada pelo teste de Behrens-Fisher.

Fonte: Próprio autor (2014)

#### 4.3.3 Teste de reprodução

Os resultados obtidos para o Latossolo sugerem que nos tratamentos MR, TR e TA a reprodução dos colêmbolos foi afetada ( $p \leq 0,05$ ) apenas nas maiores doses testadas 65 e 100  $m^3 ha^{-1}$  de dejetos de suínos. Houve uma redução no número de indivíduos juvenis de *F. candida*, ficando abaixo dos solos sem aplicação dos dejetos de suínos ( $0 m^3 ha^{-1}$ ) (Figura 9). Já no tratamento MA essa redução significativa ( $p \leq 0,05$ ) no número de indivíduos juvenis gerados foi observada nas doses de 7, 20, 65 e 100  $m^3 ha^{-1}$  (Figura 9).

**Figura 9 - Média de Indivíduos (Ind.) de *Folsomia candida* em Latossolo Vermelho Distrófico contaminado com doses crescentes de dejeto de suínos A - Dieta milho e farelo de soja (MR); B - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo (TR); C - Dieta milho e farelo de soja + antibiótico (MA); D - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + antibiótico (TA). \* Diferença estatística significativa,  $p \leq 0,05$  pelo teste de Dunnett. (T) Desvio padrão ( $n = 4$ ).**

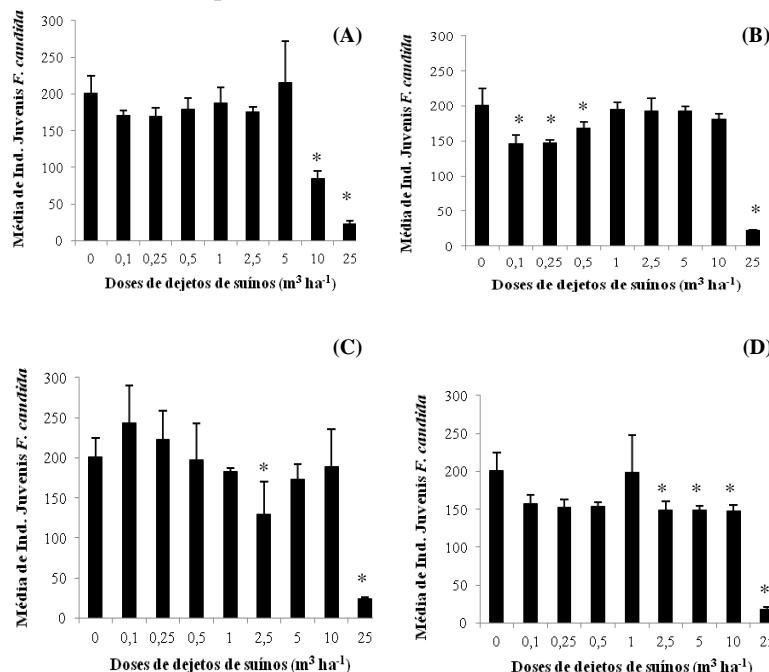


Fonte: Próprio autor (2014)

Os resultados obtidos para o Neossolo mostram que a reprodução dos colêmbolos foi afetada ( $p \leq 0,05$ ) pela aplicação dos dejeto de suínos. Efeitos significativos na reprodução dos organismos foram encontrados nas doses de  $10$  e  $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  para o tratamento MR. No tratamento TR os efeitos significativos foram encontrados nas doses de  $0,1$ ;  $0,25$ ;  $0,5$  e  $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ . Já no tratamento MA a reprodução foi significativamente afetada nas doses de  $2,5$  e  $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ . Enquanto que

no tratamento TA os efeitos foram encontrados nas doses de 2,5; 5; 10 e 25  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ . As respectivas doses apresentaram uma redução no número de juvenis gerados quando comparadas aos solos sem aplicação dos dejetos de suínos ( $0 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ ) (Figura 10).

**Figura 10 - Média de Indivíduos (Ind.) de *Folsomia candida* em Neossolo Quartzarênico Órtico Típico contaminado com doses crescentes de dejetos de suínos A - Dieta milho e farelo de soja (MR); B - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo (TR); C - Dieta milho e farelo de soja + antibiótico (MA); D - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + antibiótico (TA). \* Diferença estatística significativa,  $p \leq 0,05$  pelo teste de Dunnett. (T) Desvio padrão ( $n = 4$ ).**



Fonte: Próprio autor (2014)

Os valores de  $\text{EC}_{20}$  e  $\text{EC}_{50}$  calculados para o Latossolo e Neossolo encontram-se apresentados na Tabela 14.

A reprodução dos organismos no Latossolo foi mais afetada no tratamento TR ( $LC_{20} = 66,15$  e  $LC_{50} = 85,07 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), seguido pelo tratamento MA ( $LC_{20} = 66,49$  e  $LC_{50} = 85,40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) e em menor grau, pelos tratamentos MR e TA. Enquanto que no Neossolo a reprodução dos indivíduos foi mais afetada no tratamento MR ( $LC_{20} = 9,42$  e  $LC_{50} = 9,93 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), seguido pelos tratamentos TA ( $LC_{20} = 10,23$  e  $LC_{50} = 16,00 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) e MA ( $LC_{20} = 14,96$  e  $LC_{50} = 19,39 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ).

**Tabela 14 - Concentração efetiva  $EC_{20}$  e  $EC_{50}$  calculadas para o teste de reprodução de *Folsomia candida* em Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) com adição de doses crescentes de dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos).**

Dietas	MR	TR	MA	TA
Latossolo				
$EC_{20} (\text{m}^3 \text{ ha}^{-1})$	76,40 (67,27 – 85,52)	66,15 (49,41 – 82,89)	66,49 (58,90 – 74,07)	75,57 (53,88 – 97,27)
$EC_{50} (\text{m}^3 \text{ ha}^{-1})$	91,91 (87,44 – 96,38)	85,07 (74,17 – 95,98)	85,40 (80,50 – 90,30)	90,70 (79,41 – 101,98)
Neossolo				
$EC_{20} (\text{m}^3 \text{ ha}^{-1})$	9,42*	21,53*	14,96 (2,83 – 27,08)	10,23 (5,6 – 14,86)
$EC_{50} (\text{m}^3 \text{ ha}^{-1})$	9,93*	23,45*	19,39 (11,12 – 27,66)	16,00 (11,52 – 20,47)

\*Intervalo de confiança não calculado.

Fonte: Próprio autor (2014)

Os resultados obtidos no teste de significância para avaliar o efeito da composição dos tratamentos (dietas) na toxicidade dos resíduos encontram-se apresentados nas Tabelas 15 e 16. Analisando os dados não foi possível encontrar diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) entre os respectivos tratamentos, em ambos os solos testados. Isso pode ser explicado em parte pela maior variabilidade dos dados obtidos para esse teste.

**Tabela 15 - Comparação dos valores de EC<sub>20</sub> e EC<sub>50</sub> calculados para *Folsomia candida* no teste de reprodução em Latossolo Vermelho Distrófico contaminados com dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos).**

EC <sub>20</sub>				
	TA	TR	MA	MR
TA	-	75,57 = 66,15 <sup>ns</sup>	75,57 = 66,49 <sup>ns</sup>	75,57 = 76,4 <sup>ns</sup>
TR	-	-	66,15 = 66,49 <sup>ns</sup>	66,15 = 76,4 <sup>ns</sup>
MA	-	-	-	66,49 = 76,4 <sup>ns</sup>
MR	-	-	-	-

EC <sub>50</sub>				
	TA	TR	MA	MR
TA	-	90,7 = 85,077 <sup>ns</sup>	90,7 = 85,4 <sup>ns</sup>	90,7 = 91,91 <sup>ns</sup>
TR	-	-	85,077 = 85,04 <sup>ns</sup>	85,077 = 91,91 <sup>ns</sup>
MA	-	-	-	85,4 = 91,91 <sup>ns</sup>
MR	-	-	-	-

\*significativo,  $p \leq 0,05$ ; <sup>ns</sup> não significativo,  $p > 0,05$ , significância avaliada pelo teste de Behrens-Fisher.

Fonte: Próprio autor (2014)

**Tabela 16 - Comparação dos valores de EC<sub>20</sub> e EC<sub>50</sub> calculados para *Folsomia candida* no teste de reprodução em Neossolo Quartzarênico Órtico Típico contaminados com dejetos de suínos oriundos de diferentes dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos).**

EC <sub>20</sub>				
	TA	TR	MA	MR
TA	-	10,23 = 21,53 <sup>ns</sup>	10,23 = 14,96 <sup>ns</sup>	10,23 = 9,42 <sup>ns</sup>
TR	-	-	21,53 = 14,96 <sup>ns</sup>	21,53 = 9,42 <sup>ns</sup>
MA	-	-	-	14,96 = 9,42 <sup>ns</sup>
MR	-	-	-	-
EC <sub>50</sub>				
	TA	TR	MA	MR
TA	-	16,00 = 23,45 <sup>ns</sup>	16,00 = 19,39 <sup>ns</sup>	16,00 = 9,93 <sup>ns</sup>
TR	-	-	23,45 = 19,39 <sup>ns</sup>	23,45 = 9,93 <sup>ns</sup>
MA	-	-	-	19,39 = 9,93 <sup>ns</sup>
MR	-	-	-	-

\*significativo,  $p \leq 0,05$ ; <sup>ns</sup> não significativo,  $p > 0,05$ , significância avaliada pelo teste de Behrens-Fisher.

Fonte: Próprio autor (2014)

## 4.4 DISCUSSÃO

### 4.4.1 Letalidade

Os resultados encontrados no teste de toxicidade aguda (letalidade) no Latossolo mostram que houve uma redução no número de indivíduos adultos de *F. candida* com aumento da dose de dejetos de suínos aplicada. Efeitos mais significativos de redução na capacidade de sobrevivência dos organismos foram observados na maior dose avaliada ( $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) (Figura 7). Esses efeitos podem ser atribuídos ao aumento na concentração de micronutrientes (Cu, Zn, Mn) adicionados ao solo com a aplicação das respectivas doses de dejetos (Apêndice G).

De acordo com Alves *et al.* (2008) a aplicação de altas doses de dejetos suíños no solo pode ser tóxicos às plantas e à biota edáfica, pelo acúmulo de alguns nutrientes e/ou metais pesados, já que o solo possui uma capacidade suporte limitada (BASSO *et al.*, 2012).

Segat (2012) avaliando a toxicidade de dejetos de suíños, sobre a sobrevivência de *F. candida*, em dois solos naturais (Latossolo Vermelho Distrófico e Argissolo Vermelho Eutrófico) verificou letalidade significativa dos indivíduos com o aumento da dose de dejetos de suíños aplicada. No referido trabalho os resultados encontrados foram associados à elevação nas concentrações de Zn e Cu promovido pela adição dos dejetos.

Os valores de LC<sub>50</sub> estimados para esses tratamentos foram, 87,01 e 95,49 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> para o TR e MA, respectivamente.

Domene *et al.* (2007) avaliando a toxicidade de sete diferentes tipos de resíduos orgânicos, dentre eles, dejetos de suíños, sobre a sobrevivência de colêmbolos da espécie *F. candida*, verificaram que o dejetos de suíños foi o que apresentou maior efeito negativo sobre a letalidade. Os valores de LC<sub>20</sub> e LC<sub>50</sub> encontrados por eles foram de 18 e 24 g de dejetos de suíños kg<sup>-1</sup> solo, respectivamente.

Os resultados obtidos para o Neossolo mostram que a toxicidade do dejetos causou mortalidade significativa dos indivíduos já na menor dose aplicada (25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) em todos os tratamentos testados e ocasionou 100% de mortalidade nas demais doses testadas (50, 75 e 100 m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup>) (Figura 8), indicando maior sensibilidade dos organismos, aos efeitos da aplicação de dejetos de suíños nesse solo. Os valores de LC<sub>50</sub> encontrados para esse solo foram de 22,63; 20,15; 17,89 e 22,63 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> para os tratamentos MR, TR, MA e TA, respectivamente.

Crouau *et al.* (2002) já relatavam a dificuldade de avaliar a toxicidade de resíduos orgânicos, uma vez que o pH do meio, os teores de matéria orgânica e de água também podem afetar os organismos, assim como, a carga poluente.

De acordo com Jänsch *et al.* (2005), colêmbolos da espécie *F. candida*, são tolerantes a uma gama de ambientes e podem suportar a faixa de pH entre 3,2 e 7,6, mas preferem um pH de 6,0 e solos com teores de matéria orgânica entre 1,0 a 11,5%. Assim, no presente estudo algumas propriedades do solo, apresentaram-se inadequadas e/ou na faixa de limite de tolerância para a espécie em questão [teor de matéria orgânica do solo (0,9 %) (Tabela 9) e os valores de pH ( $\geq 7,5$ )

(Apêndice B), fato que pode ter afetado a taxa de sobrevivência desses indivíduos nesse solo.

Para Domene *et al.* (2011) o uso de solos naturais em testes ecotoxicológicos, precisa atender as exigências biológicas da espécie em estudo, uma vez que, os atributos físicos e químicos do solo podem afetar de forma direta os organismos, como também influenciar uma maior ou menor disponibilidade de contaminantes nos solos (NATAL-DA-LUZ *et al.*, 2008).

Cabe ressaltar que nesse teste, foi realizada a correção do pH do solo para  $6 \pm 0,5$ , e posteriormente feita a adição das respectivas doses de dejetos, o que pode ter promovido a elevação do pH (Apêndice B). Assim, para o ensaio de toxicidade aguda (reprodução), foram realizadas medidas de pH e da capacidade de retenção de água do solo para cada uma das misturas (solo + dose de dejetos), e a correção foi realizada separadamente para cada mistura, assim o pH do solo permaneceu da faixa de preferência dos colêmbolos, de acordo com JÄNSCH *et al.* (2005) conforme apresentado no apêndice F.

#### 4.4.2 Reprodução

No teste de reprodução os resultados demonstram que a aplicação de dejetos de suínos afetou negativamente os colêmbolos em todos os tratamentos avaliados (Figuras 9 e 10), sendo esse parâmetro mais sensível que a sobrevivência dos indivíduos adultos aos 28 dias (dados não apresentados) visto que foi afetada em concentrações inferiores as concentrações letais.

Os resultados obtidos nesse estudo, corroboram com os de Crouau *et al.* (1999); Domene *et al.* (2007) e Martin; Stanislav (2010), que também verificaram maior sensibilidade na reprodução do que na taxa de sobrevivência de *F. candida*. De acordo com Cortet *et al.* (1999) esse parâmetro integra os possíveis efeitos da contaminação a longo prazo e as possíveis mudanças que podem ocorrer na capacidade futura de reprodução das espécies.

Assim, os resultados obtidos no presente trabalho demonstram que em longo prazo a aplicação de dejetos de suínos com tais características, pode ocasionar impactos negativos sobre a densidade populacional de colêmbolos e a estrutura da comunidade edáfica, afetando diretamente a ciclagem de nutrientes e a decomposição do

material orgânico com reflexos negativos, especialmente sobre qualidade biológica do solo.

No Latossolo, a reprodução dos colêmbolos foi significativamente afetada apenas nas maiores doses testadas (65 e 100  $m^3 ha^{-1}$ ) nos tratamentos MR, TR e TA. Houve uma redução no número de indivíduos juvenis de *F. candida*, permanecendo abaixo do solo controle e das demais doses aplicadas (Figura 9). No tratamento MA essa redução significativa ( $p \leq 0,05$ ) no número de indivíduos juvenis gerados foi observada nas doses de 7, 20, 65 e 100  $m^3 ha^{-1}$  (Figura 9).

Os efeitos significativos observados nesse tratamento para as doses de 7 e 20  $m^3 ha^{-1}$  podem estar relacionados, pelo menos em parte, as condições do teste, tais como, a manipulação dos organismos precedente a montagem do ensaio e não a toxicidade em si dos resíduos testados.

Já os efeitos encontrados nesse estudo, para as maiores doses testadas (65 e 100  $m^3 ha^{-1}$ ) podem estar associados ao aumento na concentração de micronutrientes (Cu, Zn) com a aplicação das respectivas doses de dejetos (Apêndice H). De acordo com Antonioli *et al.* (2013) os metais pesados Cu e Zn afetam negativamente a população de colêmbolos no solo. Uma série de estudos foram conduzidos para avaliar a toxicidade de metais, dentre eles Cu e Zn sobre a reprodução, sobrevivência e resposta de fuga da fauna edáfica, entretanto, os dados disponíveis na literatura apresentam uma variação considerável, diferindo-se principalmente pela composição das substâncias testadas, tipos de solos (naturais ou artificiais) e formas de contaminação, pois alguns foram contaminados em laboratório e outros *in situ* por ação antropogênica (SEGAT, 2012; OLIVEIRA FILHO, 2013).

Jensen & Pedersen (2006), avaliando a reprodução de *F. candida* em um solo natural contaminado artificialmente com zinco, encontraram  $EC_{50}$  de 184  $mg kg^{-1}$  de Zn. Smit; Van Gestel (1998) encontraram valores de  $EC_{50}$  de 261  $mg de Zn kg^{-1}$  para o efeito sobre a reprodução de *F. candida*. Xu *et al.* (2009) avaliando o efeito de diferentes concentrações de Cu e Zn sobre a taxa de eclosão de ovos de *F. candida* encontraram redução na taxa de eclosão em concentrações de 400 e 800  $mg Kg^{-1}$  solo seco de Cu e Zn, respectivamente.

No presente estudo, as concentrações de Cu e Zn encontradas nas doses com efeito significativo na reprodução dos colêmbolos (65 e 100  $m^3 ha^{-1}$ ) estiveram acima dos valores encontrados pelos respectivos autores. Os valores estimados foram de 3983,4; 1805,91; 2124,6 e

1558,04 mg kg<sup>-1</sup> de Cu e 2102,16; 1062,3; 2974,44 e 2584,93 mg kg<sup>-1</sup> de Zn para os tratamentos MR, TR, MA e TA, respectivamente. Esses resultados podem estar relacionados ao ajuste no pH do solo ( $6 \pm 0,5$ ), que por consequência diminuiu a biodisponibilidade desses metais no solo (CQFS RS/SC, 2004) e consequentemente sua toxicidade.

Waalewijn-kool *et al.* (2013) avaliando o efeito do pH do solo, na toxicidade do Zn sobre a reprodução de *F. candida* verificaram redução na toxicidade do Zn com aumento do pH do solo. Sandifer; Hopkins (1996) avaliando a influência do pH sobre a toxicidade do Zn [NO<sub>3</sub>]<sub>2</sub> para *F. candida* em solo artificial, encontraram um valor de EC<sub>50</sub> de 900 mg kg<sup>-1</sup> de Zn, quando o pH do solo foi ajustado para pH6.

No Neossolo a reprodução dos organismos foi afetada ( $p \leq 0,05$ ) pela aplicação dos dejetos de suínos em todos os tratamentos avaliados. Efeitos significativos na reprodução dos organismos foram encontrados nas doses de 10 e 25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> para o tratamento MR. No tratamento TR os efeitos significativos foram encontrados nas doses de 0,1; 0,25; 0,5 e 25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. Já no tratamento MA a reprodução foi significativamente afetada nas doses de 2,5 e 25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. Enquanto que no tratamento TA os efeitos significativos foram encontrados nas doses de 2,5; 5; 10 e 25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. As respectivas doses apresentaram uma redução no número de juvenis gerados quando comparadas aos solos sem aplicação dos dejetos de suínos (0 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) (Figura 10).

De acordo com Matos-Moreira *et al.* (2012), a resposta da fauna do solo para a adição de fertilizantes é variável. Baretta *et al.* (2003) relatam que os resíduos orgânicos quando aplicados em sistemas de cultivo podem ter influência na biota do solo, principalmente fornecendo alimento para os organismos, alterando a temperatura e a cobertura do solo. Assim, estudos com resíduos orgânicos são difíceis de serem interpretados, por causa das interações entre nutrientes, solo e bioindicadores (DOMENE *et al.*, 2007). Por um lado, a matéria orgânica dos resíduos pode ter um efeito positivo, servindo como fonte de nutrientes para os organismos, entretanto, por outro lado à carga de poluentes, presente nesse material pode causar efeitos tóxicos aos organismos (ANDRÉ; DOMENES, 2005).

Estudos conduzidos em laboratório utilizando a fauna do solo para avaliar a toxicidade de resíduos orgânicos, alertam para os riscos potenciais em curto e em longo prazo, do uso excessivo e/ou continuado de dejetos em áreas agrícolas. Domene *et al.* (2007) avaliando a toxicidade diferentes resíduos orgânicos, verificaram que o dejetos de

suínos foi o que apresentou maior efeito negativo sobre a reprodução de *F. candida*. Os valores de EC<sub>20</sub> e EC<sub>50</sub> encontrados por eles foram de 18 e 19 g de dejeto de suínos kg<sup>-1</sup> solo, respectivamente.

Resultados semelhantes os obtidos no presente estudo foram encontrados em um estudo realizado por Martin; Stanislav (2010) avaliando os efeitos de diferentes resíduos orgânicos, aplicados em solo artificial (OCDE) verificam que o dejeto de suínos foi o que apresentou maior efeito negativo sobre a reprodução de *F. candida*. Os valores de EC<sub>20</sub> e EC<sub>50</sub> encontrados por eles foram de 28,7 e 35,3 t ha<sup>-1</sup> de dejetos de suínos, respectivamente. Segat (2012) avaliando a toxicidade dos dejetos de suínos aplicados em dois solos naturais (Latossolo Vermelho Distrófico e Argissolo Vermelho Eutrófico) e em solo artificial tropical (SAT) encontrou redução no número de juvenis gerados nos solos com aplicação de dejetos de suínos. Os valores de EC<sub>50</sub> encontrados foram de 11,1; 11,9 e 10,6 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> para o Latossolo Vermelho Distrófico, Argissolo Vermelho Eutrófico e Solo Artificial Tropical (SAT), respectivamente.

Embora, a partir da década de 90, tenha aumentado de forma considerável o número de pesquisas envolvendo a utilização de dejetos de suínos em função do crescente interesse na compreensão dos possíveis impactos ambientais do uso excessivo e/ou continuado como fertilizante do solo, estudos de caráter ecotoxicológico são incipientes, assim, o presente trabalho contribui com informações relevantes para esclarecer essa lacuna existente, bem como, desperta para novas hipóteses sobre os efeitos da aplicação dos dejetos de suínos em diferentes classes de solos.

#### **4.4.3 Efeito das dietas nas variáveis químicas e na toxicidade dos dejetos de suínos**

Os dejetos suínos podem apresentar uma composição química variável, sendo essa influenciada por vários fatores tais como, raça, idade, composição das dietas alimentares e eventuais tratamentos dos animais (CORRÊA *et al.*, 2011). Assim, o efeito do uso de diferentes formas de dejetos pode levar a resultados benéficos ou prejudiciais à fauna edáfica, variando conforme a composição do dejeto (ALVES *et al.*, 2008).

A carência de informação sobre biodiversidade da fauna edáfica em regiões com elevada produção de suínos é uma grande preocupação,

pois o descarte indevido de grandes quantidades de dejetos animais modifica as propriedades do solo e isso pode alterar a estrutura, atividade e diversidade da fauna do solo (BARETTA *et al.*, 2003; ALVES *et al.*, 2008), com impactos negativos na qualidade do solo.

Na Tabela 10 são apresentadas as concentrações médias dos micronutrientes presentes nos dejetos de suínos estudados. A análise descritiva das composições dos dejetos indica que os animais arraçoados com dietas com a inclusão dos aditivos (MA e TA) apresentaram maiores teores médios de Zn, enquanto os dejetos obtidos das dietas a base de milho (MR e MA) apresentaram maiores concentrações médias de Cu quando comparados aos dejetos com a inclusão de 15% de trigo (TR e TA).

No presente estudo, a inclusão do trigo nas dietas para suínos na fase de creche em substituição ao milho, não promoveu alterações nas propriedades dos dejetos a ponto de ocasionar efeito na sobrevivência e reprodução de *F. candida* em função da composição da dieta. Além disso, às concentrações de aditivos promotores de crescimento (dose profilática recomendada), adicionadas às dietas dos animais, não apresentaram potencial tóxico para os organismos em estudo.

De acordo com Kemper, (2008) o impacto dos aditivos antimicrobianos administrados aos animais nos diferentes compartimentos ambientais depende de muitas variáveis, tais como, a quantidade de produtos utilizados, o tipo de administração, práticas de manejo, metabolismo animal, manipulação dos dejetos, período de armazenamento e taxas de degradação dos compostos.

Corroborando com os resultados encontrados nesse estudo, Baguer *et al.* (2000) avaliando os efeitos da tilosina e oxitetraciclina, em três grupos da fauna do solo (minhocas, colêmbolos e enquitreídeos) verificaram baixa toxicidade desses compostos para a fauna edáfica. Os autores concluem que com base nos resultados obtidos, é pouco provável que os antibióticos presentes nos dejetos representem qualquer risco direto para a fauna edáfica. No entanto, como os ecossistemas do solo são constituídos por cadeias alimentares complexas e interligadas, ainda não é possível excluir os efeitos indiretos que podem ocorrer sobre a fauna edáfica em função das alterações que podem ocorrer nas comunidades microbianas do solo.

#### 4.4.4 Avaliação da toxicidade dos resíduos

Quando avaliados os efeitos de toxicidade dos diferentes dejetos sobre a letalidade dos colêmbolos *F. candida* no Latossolo, o tratamento TR foi o que apresentou maior toxicidade ( $LC_{20} = 51,57$  e  $LC_{50} = 87,01\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ ), seguido pelo tratamento MA ( $LC_{20} = 56,99$  e  $LC_{50} = 95,49\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ ), quando comparado aos demais tratamentos (MR e TA) (Tabela 12). Já para o Neossolo o tratamento MA foi o que apresentou maior toxicidade aos organismos ( $LC_{20} = 15,50$  e  $LC_{50} = 17,89\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ ), seguido pelo tratamento TR ( $LC_{20} = 17,77$  e  $LC_{50} = 20,15\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ ) (Tabela 13).

As diferenças de toxicidade encontradas entre os tratamentos (MR, TR, MA e TA) podem estar relacionadas às diferenças nas populações microbianas presentes nos solos com aplicação dos diferentes dejetos. De acordo com Domene *et al.* (2011) populações microbianas são importantes para determinar o comportamento dos colêmbolos no solo, uma vez que, esses organismos se alimentam de microrganismos. Entretanto nesse estudo, os parâmetros microbiológicos dos dejetos e das misturas (solo + dose) não foram avaliados.

A toxicidade mais elevada observada para os tratamentos TR e MA, também pode estar associada às propriedades dos dejetos. É possível observar na Tabela 10 que esses tratamentos que se mostraram mais tóxicos, apresentaram os maiores valores de N total, 3,25 e 3,07 % de N total para TR e MA, respectivamente, enquanto os demais tratamentos TA e MR apresentaram valores de 2,65 e 2,58 % de N total, respectivamente.

Domene *et al.* (2011) estudando diferentes solos naturais encontraram menores desempenhos reprodutivos dos organismos nos solos com a presença de maiores concentrações de N total. Para Domene *et al.* (2007), compostos derivados de N, especialmente amônio, são tóxicos para a espécie *F. candida*. Os mesmos autores ao avaliarem a toxicidade de diferentes tipos de resíduos orgânicos, dentre eles, dejetos de suínos, sobre a sobrevivência de colêmbolos da espécie *F. candida*, associaram os resultados de letalidade encontrados, a baixa estabilidade dos resíduos e a toxicidade do amônio.

Cabe ressaltar que, os dejetos de suínos utilizados para este estudo, não foram submetidos a processos de estabilização e/ou

compostagem de forma a se obter o pior cenário, ou seja, não considerou-se que determinados compostos podem sofrer metabolização, nem que haja degradação dos mesmos durante o período de armazenamento em lagoas.

De acordo com a IN 11 (FATMA, 2000), os dejetos de suínos devem permanecer armazenados por um período de 120 dias, com o objetivo de garantir a transformação dos compostos nitrogenados, a diminuição da carga de microrganismos patogênicos, entre outros, mediante processos microbiológicos.

Os resultados obtidos nesse estudo ressaltam a importância de cumprir a legislação vigente, uma vez que, uma maior ou menor toxicidade dos resíduos orgânicos para a fauna edáfica, pode estar associada, em parte, a estabilidade dos resíduos e a produção de compostos tóxicos.

No teste de reprodução não foram observadas diferenças entre os valores de EC<sub>20</sub> e EC<sub>50</sub> em ambos os tratamentos (Tabelas 15 e 16). Cabe ressaltar que o teste de reprodução apresentou maior variabilidade entre repetições que o teste de letalidade.

Contudo, os resultados obtidos no presente estudo carecem de uma interpretação mais aprofundada, uma vez que, estudos conduzidos para avaliar a toxicidade de resíduos orgânicos sobre a fauna edáfica, principalmente com dejetos de suínos, ainda são escassos na literatura. Além disso, os dados disponíveis para outros tipos de resíduos apresentam uma variação considerável, diferindo-se principalmente pela composição do resíduo utilizado, teor de umidade, tipos de solos (naturais ou artificiais), espécie e parâmetro avaliado (reprodução, sobrevivência, fuga e crescimento), entre outros.

Contudo, a caracterização dos parâmetros químicos e microbiológicos dos solos nas amostras correspondentes aos vários tratamentos, bem como a determinação efetiva dos micronutrientes potencialmente biodisponíveis (Cu, Zn, Mn, entre outros) em cada dose e solo avaliado juntamente com os resultados das análises de persistência ou não dos antibióticos nos dejetos, poderiam dar um suporte fundamental para uma interpretação mais rigorosa dos resultados obtidos. Assim, sugere-se o desenvolvimento de mais estudos utilizando outros tipos de solos e organismos teste representativos da fauna do solo, bem como outros tipos de dejetos, no sentido de fundamentar e ajudar a esclarecer essa lacuna existente.

#### 4.5 CONCLUSÕES

O aumento das doses de dejetos de suínos aplicada no Latossolo e Neossolo afetaram negativamente a taxa de sobrevivência e o potencial reprodutivo de colêmbolos da espécie *F. candida*.

Quando analisado individualmente, o Neossolo em uma única aplicação apresentou maior sensibilidade aos efeitos da aplicação de dejetos de suínos que o Latossolo, quando avaliada a taxa de sobrevivência e a reprodução de indivíduos *F. candida*.

As doses de dejetos de suínos capazes de causar efeitos negativos sobre a taxa de reprodução e sobrevivência dos colêmbolos no Neossolo são 10 e 25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. Estes resultados indicam a necessidade de realizar novos estudos envolvendo outras classes texturais de solo, para avaliar os impactos da utilização dos dejetos de suínos como fertilizantes sobre a mesofauna edáfica.

A substituição parcial do milho pelo trigo, em dietas para suínos na fase de creche, não alterou as propriedades dos dejetos a ponto de ocasionar impactos distintos sobre a taxa de sobrevivência e a reprodução de *F. candida*.

As doses profiláticas recomendadas de aditivos promotores de crescimento (doxiciclina, colistina e óxido de Zn), adicionadas às dietas dos suínos na fase de creche, não apresentaram potencial tóxico para os colêmbolos *F. candida*.

## 5 CONCLUSÕES GERAIS

Os resultados obtidos em testes com *E. andrei* e *F. candida* evidenciaram redução na taxa de sobrevivência e no número de juvenis gerados com aumento da dose de dejetos de suínos aplicada, independente do dejetado avaliado.

Doses de dejetos de suínos menores que as permitidas pela legislação aplicadas em Latossolo 20 e 30 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetado com 43,37% de matéria seca (MS) causaram efeitos negativos sobre o potencial reprodutivo de minhocas da espécie *E. andrei*.

No Neossolo, as doses capazes de causar efeitos negativos sobre taxa de reprodução e sobrevivência de minhocas e colêmbolos 10 e 25 e m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetado com 43,37% de MS são diferentes do que a recomendada pela legislação do Estado de Santa Catarina 50 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano (dejetado com cerca de 3 a 5 % de MS).

No presente estudo, a inclusão do trigo nas dietas para suínos na fase de creche em substituição ao milho, não promoveu alterações nas propriedades dos dejetos a ponto de ocasionar impactos negativos sobre a taxa de sobrevivência e a reprodução de minhocas *E. andrei* e colêmbolos *F. candida*.

As concentrações de aditivos promotores de crescimento na dose profilática recomendada, adicionadas às dietas dos suínos, não apresentaram potencial tóxico para os organismos em estudo, em solos com o pH corrigido para 6 ± 0,5.

A toxicidade dos resíduos em maior ou menor grau se diferiu entre os organismos de acordo com o parâmetro avaliado. A única tendência geral observada foi a maior toxicidade dos tratamentos TR e MA para ambos os organismos (colêmbolos e minhocas) e solos, quando avaliada a sobrevivência dos indivíduos.

Os resultados obtidos nesse estudo indicam a necessidade de realizar outros estudos ecotoxicológicos de forma complementar as análises químicas, para determinar os reais impactos da utilização de dejetos de suínos sobre a qualidade do solo.

Contudo, baseado nos ensaios ecotoxicológicos ora apresentados verifica-se que esse assunto merece a atenção dos órgãos públicos para novos estudos, com vistas à revisão da legislação vigente e normatização da aplicação de dejetos de suínos visando reduzir o impacto ambiental quando da aplicação inadequada em solos do Estado de Santa Catarina.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, R.C. **Milheto em dietas de suínos em crescimento e terminação.** 2013. 48p. Dissertação (Mestrado em Ciência animal) Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE SUÍNOS – ABCS. Manual brasileiro de boas práticas agropecuárias na produção de suínos. 1º ed., 143p., 2011.

ADEOLA, O.; LAWRENCE, B.V.; SUTTON, A.L.; CLING, T.R. Phytase-induced changes in mineral utilization in zinc-supplemented diets for pigs. **Jornal of Animal Science**, v. 73, p.3384-3391.

ALVES, M.V. **Fauna do solo influenciada pelo uso de fertilizantes minerais e dejetos suínos na sucessão aveia milho, sob semeadura direta.** 2007. 59p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade do Estado de Santa Catarina. Lages, 2007.

ALVES, M.V.; SANTOS, J.C.P.; GOIS, D.T.; ALBERTON J.V.; BARETTA D. Macrofauna do solo influenciada pelo uso de fertilizantes químicos e dejetos de suínos no Oeste do Estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32 p. 589-598, 2008.

ALVES, R.G.C.M. **Tratamento e valorização de dejetos da suinocultura através de processo anaeróbio – operação e avaliação de diversos reatores em escala real.** 2007. 149f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

ANDRADE, C. **Nucleotídeos na alimentação de leitões recém-desmamados.** 2013. 81f. Tese (Doutorado em Ciência animal e Pastagem). Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz. Piracicaba, 2013.

ANDRÉS, P., DOMENE, X. Ecotoxicological and fertilizing effects of dewatered, composted and dry sewage sludge on soil mesofauna: a TME experiment. **Ecotoxicology**, v. 14, p. 545–557, 2005.

ANTONIOLLI Z, I.; REDIM, M.; SOUZA, E. L.; POCOJESKI, E. Metais pesados, agrotóxicos e combustíveis: efeito na população de colêmbolos no solo. **Revista Ciência Rural**, v. 43 p. 992 – 998, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA – ABIPECS. Produção mundial de carne suína. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br/pt/estatisticas/mundial/producao-2.html>>. Acesso em: 17 set. 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA. ABIPECS – 2012. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br/news/486/101/Ranking-Mundial---2011.html>>. Acesso em: 15 de out. 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA. ABIPECS – 2014. Disponível em: <<http://www.abipecs.com.br/>>. Acesso em: 5 de fev. 2014.

BAGUER, A.J.; JENSEN, J.; KROGH, P.H. Effects of the antibiotics oxytetracycline and tylosin on soil fauna. **Chemosphere**, v. 40, p. 751-757, 2000.

BARETTA, D.; SANTOS, J.C.P.; MAFRA, A.L.; WILDNER, L. do P.; MIQUELLUTI, D. J. Fauna edáfica avaliada por armadilhas de catação manual afetada pelo manejo do solo na região Oeste Catarinense. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v.2, p.97-106, 2003.

BARETTA, D.; SEGAT, J.C.; OLIVEIRA FILHO, L.C.I.; MACCARI, A.P.; SOUSA, J.P.; RÖMBKE, J. Ecotoxicologia terrestre com ênfase na fauna edáfica. BROWN, G.G.; NIVA, C.C. **Ecotoxicologia Terrestre: Métodos e Aplicações dos Ensaios com Oligoquetas**. Curitiba: EMBRAPA Florestas, prelo, 2014.

BASSO, C.J.; CERETTA, C.A.; FLORES, É.MM.; GIROTTI, E. Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Ciência Rural**, v.42, p.653-659, 2012.

BASTOS, A.O.; FILHO, L.C.L.; PASSIPIERI, M.; BASTOS, J.F.P. Diferentes níveis de grão de milheto (*Pennisetum glaucum* (L.) R. Brown) na alimentação de suínos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.31, p.1753-1760, 2002.

BASTOS, A.O.; MOREIRA, I.; FURLAN, A.C.; FRAGA, A.L.; OLIVEIRA, R.P.; OLIVEIRA, E. Composição química, digestibilidade dos nutrientes e da energia de diferentes milheteros (*Pennisetum glaucum* (L.) R. Brown) em suínos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.34, p.520-528, 2005.

BASTOS, A.O.; MOREIRA, I.; MURAKAMI, A.E.; OLIVEIRA, G.C.; PAIANO, D.; KUTSCHENKO, M. Utilização do milheto (*Pennisetum glaucum* (L.) R. Brown) grão na alimentação de suínos na fase inicial (15-30 kg de peso vivo). **Revista Ciência Rural**, v.34, p.1915-1919, 2004.

BERTOL O. J.; FEY, E.; FAVARETTO, N.; LAVORANTI, O. J.; RIZZI, N.E. Mobilidade de P, Cu e Zn em colunas de solo sob sistema de semeadura direta submetido às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1841-1850, 2010.

BLACKWELL, P.A.; KAY, P. & BOXALL, A.B.A. The dissipation and transport of veterinary antibiotics in a sandy loam soil. **Chemosphere**, v. 67, p. 292-299, 2007.

BERTO, J.L. **Balanço de nutrientes em uma sub-bacia com concentração de suínos e aves como instrumento de gestão ambiental**. 2004. 196f. Tese (Doutorado em Saneamento Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

BERTOLETTI, E.; ZAGATTO, P.A. Aplicação dos Ensaios Ecotoxicológicos e Legislação Pertinente. In: ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. (Eds.). **Ecotoxicologia Aquática: princípios e Aplicações**. São Paulo, SP, Brasil. Editora Rima, 2006. p. 347-382.

BIANCHINI A.; MARTINS S. E.; JORGE M. B. O Modelo do Ligante Biótico e suas Aplicações em Ecotoxicologia. 2009. Disponível em: <<http://www.inct-ta.furg.br/english/difusao/BLMM.pdf>>. Acesso em: 30 dez. 2013.

**BORTOLI, M. Partida, operação e otimização de um sistema de nitrificação/desnitrificação visando à remoção de nitrogênio de efluente de suinocultura pelo processo Ludzak-Ettinger modificado.** 2010. 149p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2010.

**BORTOLLI M.A. Influência de períodos de pastejo em trigo duplo propósito sobre a decomposição e liberação de nutrientes da palhada em sistema de integração lavoura-pecuária.** 2010. 81p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Pato Branco, 2010.

BOXALL, A.B.A.; JOHNSON, P.; SMITH, E.J.; SINCLAIR, C.J.; STUTT, E. & LEVY, L.S. Uptake of veterinary medicines from soils into plants. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 54, p. 2288-2297, 2006.

BOXAL, A.B.A. Fate of Veterinary Medicines Applied to Soils. In: KÜMMERER, K. **Pharmaceuticals in the Environment Sources, Fate, Effects and Risks.** 3 ed. p. 127 – 143, 2008.

BRASIL. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção Pecuária Municipal 2011. 2011. Disponível em: <[ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao\\_Pecuaria/Producao](ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Pecuaria/Producao)>

\_da\_Pecuaria\_Municipal/2011/ppm2011.pdf.>. Acesso em: 15 ago. 2013.

BROWN, G.G.; DOMÍNGUEZ, J. Uso das minhocas como bioindicadoras ambientais: princípios e práticas – o 3º Encontro Latino Americano de Ecologia e Taxonomia de Oligoquetas (ELAETAO3). **Acta Zoológica Mexicana**, v. 26, p. 1-18, (Série Especial), 2010.

BRUM, P.A.R.; LIMA, G.J.M.; MAZZUCO, H.; FIALHO, F.B.; GUARENTI, E.M. Efeito do nível de trigo na dieta, percentual de grãos germinados e a forma física da ração sobre o desempenho de frangos de corte. In: CONFERÊNCIA APINCO 1998 DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA AVÍCOLAS, São Paulo. **Anais...** São Paulo, FACTA, p.10, 1998.

BRUSTOLINI, P.C.; MENDONÇA, P.T. **Criação de suínos**: manejo de reprodutores e matrizes. Viçosa – MG, CPT, 250 p, 2009.

CAMPOS, M.S. **Placas planas a base de cinza de cama sobreposta de suínos e fibra de sisal para piso de escamoteadores com diferentes fontes de aquecimento**. 2010, 157p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia. Universidade de São Paulo. Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos. Pirassununga, 2010.

CHAPMAN, P.M. Integrating toxicology and ecology: putting the “eco” into ecotoxicology. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, p. 7-15, 2002.

CARLSON, M.S.; BOREN, C.A.; WU, C.; HUNTINGTON C.E.; BOLLINGER D.W; VEUM T.L. Evaluation of various inclusion rates of organic zinc either as polysaccharide or proteinate complex on the growth performance, plasma, and excretion of nursery pigs. **Journal of Animal Science**, v.82, p.1359-1366, 2004.

CARVALHO, A.E.F.; LEONEL, L.F.; MATSUBARA, K.G.; SILVA, E.M.F.; SASAKI, T. H.; MONZANE, P.V.G. Avaliação

ecotoxicológica de ecossistemas aquáticos da bacia hidrográfica do rio Itaqueri (Itirapina/ Brotas, SP): uma analise espacial. In: JORNADA CIENTIFICA E TECNOLOGICA DA UFSCAR, 8.; CONGRESSO DE INICIACAO CIENTIFICA, 17.; WORKSHOP DE GRUPOS DE PESQUISA, 4.; CONGRESSO DE MEIO AMBIENTE DA AUGM, 6., 2009. **Anais...** São Carlos: UFSCar, 2009.

**CAZARRÉ, M.** **Otimização de lagoas anaeróbias para o tratamento de dejetos de suínos.** 2001, 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

CESAR, R.G.; EGLER, S.G.; POLIVANOV, H.; CASTILHOS, Z.C.; RODRIGUES, A.P.C.; ARAUJO, P.C. Biodisponibilidade de metilmercúrio, zinco e cobre em distintas frações granulométricas de solo contaminado utilizando oligoquetas da espécie Eisenia andrei. **Anuário do Instituto de Geociências**, v 31, p. 33-41, 2008.

CESAR, R. G; ALVARO, T.; SILVA, M., COLONESE J.; MOREIRA C.; POLIVANOV H.; EGLER, S.; BIDONE E.; CASTILHOS Z. Biodisponibilidade de contaminantes em solos brasileiros tratados com lodo de esgoto: uma abordagem ecotoxicológica utilizando bioensaios com organismos aquáticos e edáficos. **Revista Geochimica Brasiliensis**, v. 24, p. 41-49, 2010.

CHELINHO, S.; DOMENE, X.; CAMPANA, P.; NATAL-DA-LUZ, T.; SCHEFFCZYK, A.; RÖMBKE, J.; ANDRÉS, P. & SOUSA, J.P. Improving Ecological Risk Assessment in the Mediterranean Area: selection of reference soils and evaluating the influence of soil properties on avoidance and reproduction of two Oligochaeta species. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 30, p.1050-1058, 2011.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – CQFS RS/SC. Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande

do Sul e Santa Catarina. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - Núcleo Regional Sul, 2004. 400 p.

CORTET, J., VAUFLERY, A.G.D., POINSOT-BALAGUER, N., GOMOT, L., TEXIER, C.; CLUZEAU, D. The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. **European Journal of Soil Biology**, v. 35, p. 115-134, 1999.

CORRÊA, J.C.; BARILLI, J.; REBELLATTO, A.; VEIGA, M. **Aplicações de dejetos de suínos e as propriedades do solo**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011. p. 1-18.

COSTA C.R.; OLIVI P.; BOTTA C.M.R.; ESPINDOLA E.L.G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, p.1820-1830, 2008.

CHRISTIAN, T.; SCHNEIDER, R.J.; FÄRBER, H.A.; SKUTLAREK, D.; MEYER, M.T. & GOLDBACH, H.E. Determination of antibiotic residues in manure, soil, and surface waters. **Acta Hydrochim. Hydrobiol**, v.31, p. 36-44, 2003.

CRISTANI, J. **Efeito do óxido de zinco (ZnO) no controle da diarréia pós-desmame em leitões experimentalmente desafiados com Escherichia coli**. Pelotas. 1997. 74f. Tese (Mestrado) Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

CROUAU, Y., CHENON, P.; GISCLARD, C. The use of *Folsomia candida* (Collembola, Isotomidae) for the bioassay of xenobiotic substances and soil pollutants. **Applied Soil Ecology**, v. 12, p. 103-111, 1999.

CROUAU, Y.; GISCLARD, C.; PEROTTI, P. The use of *Folsomia candida* (Collembola, Isotomidae) in bioassays of waste. **Applied Soil Ecology**, v.19, p. 65-70, 2002.

CURRY, J. P. Factors affecting the abundance of earthworms in soils. In: EDWARDS, C.A, **Earthworm Ecology**. Boca Raton: CRC Press, p 91-114 , 2004.

DIAZ-CRUZ, M.S.; DEALDA, M. J. L.; BARCELO, D. Environmental behavior and analysis of veterinary and human drugs in soil, sediments and sludge. **Trac-Trends in Analytical Chemistry**, Oxford, v.22, n.6, p. 340-351, 2003.

DIESEL, R.; MIRANDA, C.R.; PERDOMO, C.C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suíños. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves; Emater/RS, 2002. **Boletim informativo de pesquisa e extensão**, 14. 30p, 2002.

DOMENE, X; ALCAÑIZ, J.M; ANDRÉS, P. Ecotoxicological of organic wastes using the soil collembolan *Folsomia candida*. **Applied Soil Ecology**, v. 35, p. 461-472, 2007.

DOMENE, X.; CHELINO, S.; CAMPANA, P.; NATAL-DA-LUZ, T.; ALCAÑIZ, J.M.; ANDRÉS, P.; RÖMBKE, J.; SOUSA, P. Influence of soil properties on the performance of *Folsomia candida*: Implications for its use in soil ecotoxicology testing. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 30, p. 1 – 9, 2011.

DOMENE, X.; RAMIREZ, W.; MATTANA, S.; ALCANIZ, J.M.; ANDRES, P. Ecological risk assessment of organic waste amendments using the species sensitivity distribution from a soil organisms test battery. **Environmental Pollution**, [s.l.], v.155, p. 227-236, 2008.

DOMENE X.; COLÓN J.; URAS M. V.; IZQUIERDO R.; ÀVILA A.; ALCAÑIZ J.M. Role of soil properties in sewage sludge toxicity to soil collembolans. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, p. 1982-1990, 2010.

DOMINGUEZ-CRESPO, M.A.; SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, E.; TORRES-HUERTA, A.M.; NEGRETE-RODRÍGUEZ, M. L.X.; CONDE-BARAJAS, E.; FLORES-VELA, ABELARDO. Effects of the heavy metals Cu, Ni, Cd and Zn on the growth and reproduction of epigeic earthworms (*E. fetida*) during the vermistabilization of municipal sewage sludge. **Water Air and Soil Pollution**, n. 223, p. 915-931, 2012.

DOMINGUEZ, J.; EDWARDS, C.A. Biology and Ecology of Earthworm Species Used for Vermicomposting. 2011. Disponível em: <<http://webs.uvigo.es/jdguez/wp-content/uploads/2012/01/Biology-and-Ecology-of-Earthworm-species-used-for-vermicomposting.pdf>> Acesso em 08 de jan. 2014.

DORTZBACH D. **Dinâmica de atributos físicos e químicos em solos sob plantiu direto adubado com dejetos suínos e uréia**. 2009, f. 146. Florianópolis, SC. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas.

DUARTE, S.C.; PENA, A.; LINO, C.M. A review on ochratoxin an occurrence and effects of processing of cereal and cereal derived food products. **Food Microbiology**, v.27, p.187-198, abr. 2010.

EDWARDS, C.A.; LOFTY, J.R. Nitrogenous fertilizers and earthworms populations in agricultural soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v.14, p.515-521, 1982.

EDWARDS, C.A.; FLETCHER, K.E. Interactions between earthworms and microorganisms in organic matter breakdown. Agriculture, **Ecosystems & Environment**, v. 24, p. 235-247, 1988.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. **Embrapa Produção de Informação**, Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2 ed. 306p. 2006.

FATMA - Fundação do Meio Ambiente. IN nº 11. 2000. Disponível em: <[http://www.fatma.sc.gov.br/download/IN\\_0312/htm/In\\_11\(Suinocultura\).htm](http://www.fatma.sc.gov.br/download/IN_0312/htm/In_11(Suinocultura).htm)> Acesso em 16 abr. 2012.

FOUNTAIN, M.T.; HOPKIN, S. P. *Folsomia candida* (Collembola): A “Standard” Soil Arthropod. **Annual Review of Entomology**, v.50, p.201–22, 2005.

GARCIA, M.V., Effects of pesticides on soil fauna: Development of ecotoxicological test methods for tropical regions. **Ecology and Development Series**. University of Bonn: Germany, 2004. 281 p.

GIROTTTO, E., CERETTA, C.A., BRUNETTO, G., RHEINHEIMER, D.S., SILVA, L.S., LOURENZI, C.R., LORENSINI, F., VIEIRA, R.C.B., SCHMATZ, R.. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejeto líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 34, p. 955-965, 2010.

GONÇALVES JUNIOR, A.C.; LINDINO, C.A.; ROSA, M.F.; BARICCATI, R.; GOMES, G.D. Remoção de metais pesados tóxicos cádmio, chumbo e cromo em biofertilizante suíno utilizando macrófita aquática (*Eichornia crassipes*) como bioindicador. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 30, p. 9-14, 2008.

GRÄBER, I.; HANSEN, J.F.; OLESEN, S.E.; PETERSEN, J.; OSTERGAARD, H.S.; KROGH, L. Accumulation of copper and zinc en Danish agricultural soils in intensive pig production areas. **Danish Journal of Geography**, Copenhagen, n. 105, p. 15-22, 2005.

GREENSLADE, P., VAUGHAN, G.T. A comparison of Collembola species for toxicity testing of Australian soils. **Pedobiologia**, v.47, p. 171–179, 2003.

GUIVANTT, J.S. & MIRANDA, C.M. **Desafios para o desenvolvimento sustentável da suinocultura**. Chapecó. ARGOS. 2004. 131p.

HALLING-SØRENSEN, B., NIELSEN, S.; JENSEN, J. 2002. Environmental assessment of veterinary medicinal products in Denmark. Danish Environmental Protection Agency. Disponível em: <<http://pure.au.dk/portal/en/publications/environmental-assessment-of-veterinary-medicinal-products-in-denmark/49e51ca0-7e9d-11dd-a5a8-000ea68e967b.html>> Acesso em 29 out. 2013.

HALLING-SØRENSEN, B.; NIELSEN, S. N.; LANZKY, P.F.; INGERSLEV, F.; LÜTZHOFT, H.C.H. & JØRGENSEN, S. E. Occurrence, fate and effects of pharmaceuticals in the environment. A review. **Chemosphere**, v. 36, p. 357-393, 1998.

HANSEN S.; ENGELSTAD, F. Earthworm populations in a cool and wet district as affected by tractor traffic and fertilisation. **Applied Soil Ecology**, v. 13, p. 237- 250, 1999.

HENN, A. **Avaliação de dois sistemas de manejo de dejetos em uma pequena propriedade produtora de suínos: condição de partida.** 2005, 157p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2005.

HENRY, Y.; DOURMAND, J.Y. **Protein nutrition and nitrogen pollution.** Feed mix: the international journal on feed, nutrition and technology. v.1, p.25-28, 1992.

HOPKIN, S.P. **Biology of the Springtails** (Insecta: Collembola). Oxford University Press Inc, New York, 1997.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA-IBGE. Indicadores IBGE. Estatística da Produção Pecuária. 35p. Junho, 2012.

ISO (International Organization for Standardization). Soil quality – Inhibition of reproduction of Collembola (*Folsomia candida*) by soil pollutants. ISO 11267. **International Organization for Standardization**, Geneva, 1999.

ISO (International Organization for Standardization). Soil quality – Effects of pollutants on earthworms (*Eienia fetida*) – Part 2: Determination of effects on reproduction. ISO 11268-2. **International Organization for Standardization**, Geneva, 1998.

ISO (International Organization for Standardization). Soil Quality – Guidance on the ecotoxicological characterization of and soil materials. ISO/DIS 15799. Geneve, Switzerland, 2001.

JÄNSCH, S.; AMORIM, M.; RÖMBKE, J. Identification of the ecological requirements of important terrestrial ecotoxicological test species. **Environmental Reviews**, v.13, p.51-83, 2005.

JENSEN, J.; PEDERSEN, M.B. Ecological risk assessment of contaminated soil. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v.186, p.73-105, 2006.

JONGBLOED, A.W.; LENIS, N.P. Environmental concerns about animal manure. **Journal of animal science**, v. 76, p. 2641-2648, 1998.

KAPANEN, A.; ITÄVAARA, M. Ecotoxicity Tests for Compost Applications. **Ecotoxicology Environmental Safety**, v.49, p. 1-16, 2001.

KEMPER, N. Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 8, p. 1-13, 2008.

KIEFER, C.; QUADROS, A.R.B. Avaliação técnico-econômica da substituição do milho pela quirera de arroz em dietas de suínos. **Revista Ceres**, v. 53, p. 31-37, 2006.

KLADIVKO, E.J.; TIMMENGA, H.J. Earthworms and agricultural management. In: BOX, J.E.; HAMMOND, L.C., eds. Rhizosphere dynamics. Madison, **American Society of Agronomy**, 1990. p.192-216. (Selected Symposium, 113).

KONZEN, E. A. Manejo e utilização de dejetos suínos. Concórdia: EMBRAPA - CNPSA, 1983. 32 p. (EMBRAPA - CNPSA. Circular Técnica, 6).

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 5485-5489, 2009.

KUPERMAN, R.G.; CHECKAI, R.T.; GARCIA, M.V.B.; RÖMBKE, J.; STEPHENSON, G.L. & SOUSA, J.P. State of the science and the way forward for the ecotoxicological assessment of contaminated land. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.44, p.811-824, 2009.

KUPERMAN, R.G.; CHECKAI, R.T.; SIMINI, M.; PHILLIPS, C.T. Manganese toxicity in soil for *Eisenia fetida*, *Enchytraeus crypticus* (Oligochaeta), and *Folsomia candida* (Collembola). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.57, p.48-53, 2004.

LANNO, R.; WELLS, J.; CONDER, J.; BRADHAM, K. & BASTA, N. The Bioavailability of Chemicals in Soil for Earthworms. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 57, p.39-47, 2003.

LEITE, G.F.; CUNHA NETO, F.R.; RESENDE, A.V. Produtividade agrícola da cana-de-açúcar adubada com dejetos líquidos de suínos. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 33, p. 132-138, 2009.

LEAL R.M.P. **Ocorrência e comportamento ambiental de resíduos de antibióticos de uso veterinário**. Piracicaba. Universidade de São Paulo. Centro de Energia Nuclear na Agricultura. 2012. 136p. (Tese Doutorado).

LIMA, C.A. **Avaliação de risco ambiental como ferramenta para o descomissionamento de uma indústria de metalurgia de zinco**. 2009. (Tese de Doutorado). Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2009. 238f.

LINDBERG, N. **Soil Fauna and Global Change**. Responses to experimental drought, irrigation, fertilisation and soil warming. 2003. 37p. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, 2003.

LOMBARDI, J.V. Fundamentos de toxicologia aquática. In: RANZANI-PAIVA, M.J.T.; TAKEMOTA, R.M. & LIZAMA, M.A.P.

eds. **Sanidade de organismos aquáticos**. São Paulo, Org. Livraria Varela, 2004. 426p.

**MAGALHÃES, D.P. & FERRÃO FILHO, A.S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos.**  
Oecologia Brasiliensis, v. 12, p.355-381, 2008.

**MATTIAS, J.L.** Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina. 2006. (Tese de Doutorado) Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2006. 165p.

**MARQUES, B.M.F.P.P.; ROSA, G.B.; HAUSCHILD, L.; CARVALHO, A.d'A.; LOVATTO, P.A.** Substituição de milho por sorgo baixo tanino em dietas para suínos: digestibilidade e metabolismo. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v.59, p.767-772, 2007.

**MATOS-MOREIRA, M.; CUNHA M.; LÓPEZ-MOSQUERA, M. E.; RODRÍGUEZ, T.; CARRAL, E.** In: AGRO-INDUSTRIAL WASTE MANAGEMENT: A Case Study of Soil Fauna Responses to the Use of Biowaste as Meadow Fertiliser in Galiza, Northwestern Spain. 2012. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.5772/48075> > Acesso em 10 dez 2013.

**MATOS-MOREIRA, M.; NIEMEYER, J. C.; SOUSA, J. P. CUNHA, M.; CARRAL, E.** Behavioral avoidance tests to evaluate effects of cattle slurry and sludge application to soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 56, p. 1471 – 1477, 2011.

**MARTIN, V.; STANISLAV, M.** Using an ecotoxicological soil test battery for testing anaerobically-digested sludge for application on agricultural land. In: MARKTREDWITZER BODENSCHUTZTAGE, BODENSCHUTZ IN EUROPA. Ziele und Umsetzung, 230S, p. 212 – 217, 2010.

**MEDRI, W.** **Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos.** 1997. 206 f. Tese

(Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1997.

**MELLER, C.B. Tecer, lançar e recolher redes de saberes ambientais de atores sociais que se envolvem com a suinocultura.** 2007. Tese (Doutorado em Educação) - Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS: [s.n.], 2007.

MIELE, M.; COLDEBELLA, A.; WAQUIL, P.D. Grupos de estabelecimentos suinícolas e potencial poluidor no alto Uruguai Catarinense. In: SUINOCULTURA E MEIO AMBIENTE EM SANTA CATARINA: Indicadores de desempenho e avaliação socioeconômica. Embrapa Suínos e Aves. v.1, p. 95-114, 2009.

**MIRANDA, C.R. Avaliação de estratégias para sustentabilidade da suinocultura.** 2005. 264 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

MONDARDO, D.; CASTAGNARA, D.D.; BELLON, P.P. MEINERZ, P.P.; OLIVEIRA, C.C. RABELLO, P, S.; NERES, M.. Adubação Nitrogenada da Brachiaria brizantha com dejetos líquido suíno. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4, p. 3265-3269, 2009.

**MONTEIRO, L.W.S. Análise do monitoramento e operação de dois sistemas de armazenamento de dejetos suínos em uma pequena propriedade.** 2005. 139 f. Dissertação (Mestrado em engenharia ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

**MUNIZ, M.H.B. Minerais de fontes orgânicas em dietas de leitões desmamados.** 2007. 76 f. Tese (Doutorado em Zootecnia) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

**NANTES, C.L. Valor nutricional do trigo de duplo propósito cultivado em sistema agroecológico na alimentação de suínos.** 2013. 61 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Aquidauana, 2013.

NASCIMENTO, I.A.; PEREIRA, S.A.; LEITE, M.B.N.L. Biomarcadores como instrumentos preventivos de poluição. In: ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações**, São Carlos, São Paulo: Rima, 2008. p. 413 – 429.

NATAL-DA-LUZ, T.; RÖMBKE, J.; SOUSA, J.P. Avoidance tests in site-specific risk assessment - influence of soil properties on the avoidance response of Collembola and earthworms. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.27, p.1112-1117, 2008.

NATAL-DA-LUZ, T.; OJEDA, G.; PRATAS, J.; VAN GESTEL, C.A.M.; SOUSA, J.P.. Toxicity to *Eisenia andrei* and *Folsomia candida* of a metal mixture applied to soil directly or via an organic matrix. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, p. 1715 – 1720, 2011.

NAHMANI, J.; HODSON, M. E.; BLACK, S.; Effects of metals on life cycle parameters of the earthworm *Eisenia fetida* exposed to field-contaminated, metal-polluted soils. **Environmental Pollution**, v. 149, p. 44-58, 2007.

NONES, K.; LIMA, G.J.M.M. de; BELLAVER, C.; RUTZ, F. Formulação das dietas, desempenho e qualidade da carcaça, produção e composição de dejetos de suínos. **Scientia Agrícola** [online]. v.59, p. 635 - 644. 2002.

OECD. ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. Agricultural outlook 2011-2020. 2012. Disponível em: <[www.agri-outlook.org](http://www.agri-outlook.org)>. Acesso em 16 abr. 2013.

OECD. ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT, Earthworm, acute toxicity tests. Guidelines for testing of chemicals, 207, 1984.

OLIVEIRA, E.L.DE; LUDKE M. DO C.M.M.; LUDKEJ. V.; BERTOL T.M.; GUIDONI A. L.; SALVAGNI G. Desempenho de leitões na fase de creche alimentados com rações contendo proteína concentrada de soja. **Acta Scientiarum Animal Sciences**, v.34, 2012.

OLIVEIRA, P.A.V. Unidade de compostagem para o tratamento dos dejetos de suínos. **Embrapa Suínos e Aves**, 2006. 35p.

OLIVEIRA, P.A.V. Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. (Coordenador) – documentos 27, **Embrapa Suínos e Aves**. 1993.

OLIVEIRA, V.M. **Fármacos veterinários utilizados como aditivos alimentares na indústria galinácea: avaliação dos efeitos por meio de uma bateria de testes de solo**. 2008. 51p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Biodiversidade e Gestão de Ecossistemas) - Universidade de Aveiro, 2008.

OLIVEIRA FILHO, L.C.I. **Análise de risco ecológico e mesofauna em áreas de mineração**. 2013. 159 p. Tese (Doutorado em Manejo do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias. Universidade do Estado de Santa Catarina. Lages, SC. 2013.

ONUOHA, P.C.; WORGU, D.C. Combination toxicity effects of heavy metals on terrestrial animal (Earthworm – Eisenia Andrei). **Journal of American Science**, v. 7, p. 403-415, 2011.

PALHARES, J.C.P. Legislação ambiental e produção de suínos: as experiências internacionais. **Fepam em Revista**, Porto Alegre, v.3, p.19-27, 2009.

PARRA, A.R.P.; MOREIRA, I.; FURLAN, A.C.; PAIANO, D.; SCHERER, C.; CARVALHO, P.L.O. Utilização da casca de café na alimentação de suínos nas fases de crescimento e terminação. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.37, p.433-442, 2008.

PINHEIRO, M.S.M.; FIALHO, E.T.; LIMA, J.A.F.; FREITAS, R.T.F.; BERTECHINI, A.G.; SILVA, H.O. Milheto moído em substituição ao milho em rações para suínos em crescimento e terminação: digestibilidade e desempenho. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v.2, p.99-109, 2003.

POROLNIK, G.V.; LOVATTO, P.A.; ROSSI, C.A.R.; LEHNEN, C.R.; GARCIA, G.G.; ANDRETTA, I. Produção de suínos inteiros com ou

sem a suplementação de aminoácido desempenho e custo de alimento. **Revista Ciência Rural**, v.42, p.340-345, 2012.

**RACHED, R.Z. Caracterização de pequenas criações de suínos no estado de São Paulo.** São Paulo, SP. Dissertação (Mestrado) – Instituto Biológico, da Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios. Programa de Pós-Graduação em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no Agronegócio. 2009. 149p.

**REGITANO J.B.; LEAL, R.M.P.** Comportamento e impacto ambiental de antibióticos usados na produção animal brasileira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 34, p. 601-616, 2010.

**RÖMBKE, J.; BAUER, C.; MARSCHNER, A.** Hazard Assessment of Chemicals in Soil. Proposed Ecotoxicological Test Strategy. **ESPR - Environmental Science and Pollution Research**, [s.l], v.3, p. 78-82, 1996.

**RÖMBKE, J.; SOUSA, J.P.; SCHOUTENC, T.; RIEPERTD, F.** Monitoring of soil organisms: a set of standardized field methods proposed by ISO. **Eur. J. Soil Biol.**, 42:61-64, 2006.

**RORIG, L.R. Usos múltiplos e qualidade das águas da bacia do baixo Itajaí-Acu SC:** Elementos para um gerenciamento integrado. 2005. 295p. tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, 2005.

**ROSTAGNO, H. S. (edit.). Tabelas brasileiras para aves e suínos: composição de alimentos e exigências nutricionais.** 3. ed. Viçosa: UFV / DZO, 2011.

**SAKUMA, M.** Probit analysis of preference data. **Applied Entomology and Zoology**, v.33, p.339-347, 1998.

**SANDIFER R. D.; HOPKIN S. P.** Effect of pH on the toxicity of cadmium, copper, lead, and zinc to *Folsomia candida* Willem, 1902 (Collembola) in a standard laboratory test system. **Chemosphere**, v. 33, p. 2475–2486, 1996.

SANTOS, P.N. **Validação de metodologias para determinação de antimicrobianos em pescado por cromatografia líquida de alta eficiência.** Recife, PE, 2009, 84 p. Dissertação (Mestrado em Química) Universidade Federal Rural de Pernambuco, UFRP, 2009.

SARMAH, A.K.; MEYER, M.T.; BOXALL, A.B.A. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (Vas) in the environment. **Chemosphere**, Oxford, v. 65, p. 725-759, 2006.

SCHERER, E.E.; NESI, C.N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.1375-1383, 2010.

SCHERER, E.E.; BALDISSERA I.T.; SPAGNOLLO E. Qualidade do solo e da água surgente em áreas com uso intensivo e continuado de esterco de suínos como fertilizante. **Boletim Técnico da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina**, Florianópolis, n. 160, 38 p., 2013.

SEGAT, J.C. **Avaliação Ecotoxicológica do uso de dejetos de suínos em solos de Santa Catarina.** 2012. 130p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas. Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP. 2012.

SEGANFREDO, M.A. **Dejetos animais:** a dupla face benefícios e prejuízos. 2004. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br>>. Acesso em: 10 abr. 2012.

SEIDEL, E.P.; GONÇALVES JUNIOR, A.C.; VANIN, J.P.; STREY, L.; SCHWANTES, D.; NACKE, H. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. **Revista Acta Scientiarum Technology**, v.32, p.113-117, 2010.

SERPA FILHO, R.; SEHNEM, S.; CERICATO, A.; SANTOS JUNIOR S.; FISCHER, A. Compostagem de dejetos de suínos. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v.6, p. 47-78, 2013.

SMIT, C.E. & VAN GESTEL, C.A.M. "Effects of soil type, prepercolation, and ageing on bioaccumulation and toxicity of zinc for the springtail *Folsomia candida*," **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 17, p. 1132–1141, 1998.

SILVA, C.L.; BASSI, N.S.S. Análise dos impactos ambientais no Oeste Catarinense e das tecnologias desenvolvidas pela Embrapa Suínos e Aves. **Informe Gepec**, v. 16, p. 128-143, 2012.

SILVA, F.C.M. **Tratamento dos dejetos suínos utilizando lagoa de alta taxa de degradação em batelada**. 1996. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1996.

SILVA, A.A.; MARQUES, B.M.F.P.P.; HAUSCHILD, L. Digestibilidade e balanços metabólicos da silagem de grãos úmidos de milho para suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.35, p.887-882, 2005. STATSOFT, Inc., STATISTICA (data analysis software system). version 7, 2004. <[www.statsoft.com](http://www.statsoft.com)>.

STÜTZER, G.; GUIMARÃES, G. Aspectos toxicológicos e ambientais relacionados com o uso de produtos fitossanitários. In: ZAMBOLIM, L. **O que os engenheiros agrônomos devem saber para orientar o uso de produtos fitossanitários**. Viçosa: UFV, 2003. p. 69-84.

TAVARES J.M.R. **Consumo de água e produção de dejetos na suinocultura**. 2012. 233p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174p. (Boletim Técnico de Solos, 5).

THIELE-BRUHN, S. Pharmaceutical antibiotic compounds in soils – a review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 166, p. 145-167, 2003.

TUCCI, F.M.; THOMAZ, M.C.; NAKAGHI, L.S.O.; HANNAS, M.I.; SCANDOLERA, A.J.; BUDIÑO, F.E.L. Efeito da adição de agentes tróficos na dieta de leitões desmamados sobre a estrutura e ultraestrutura

do intestino delgado e sobre o desempenho. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, Belo Horizonte, v. 63, p. 931-940, 2011.

VAN GESTEL, C.A.M.; VAN BREEMEN, E.M.; BAERSELMAN, R. Influence of environmental conditions on the growth and reproduction of the earthworm *Eisenia andrei* in an artificial soil substrate. **Pedobiologia**, v. 36 p.109–120, 1992.

VAN GESTEL, C.A.M.; DIRVEN-VAN BREEMEN E. M.; BAERSELMAN R. Accumulation and elimination of cadmium, chromium and zinc and effects on growth and reproduction in *Eisenia andrei* (Oligochaeta, Annelida) **Science of the Total Environment**, v. 134, p. 585–597, 1993.

VARGAS, G. D.; BRUM, P. A. R. de.; FIALHO, F.. B.; BORDIN, R. A.; DIONELLO, N. J. L.; RUTZ, F. Efeito do nível de trigo na dieta e do percentual de grãos germinados sobre a qualidade dos pellets e a qualidade de carcaça de frangos de corte. **Revista Brasileira de Agrociência**, v.7, p. 159-161, 2001.

VIELMO, H.; BONA FILHO, A.; SOARES, A. B.; ASSMANN, T. S.; ADAMI, P. F. Effect of fertilization with fluid swine slurry on production and nutritive value of Tifton 85. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.40, p.60-68, 2011.

XU, J.; WANG, Y.; LUO.Y-M.; SONG, J.; KE, X. Effects of copper, lead and zinc in soil on egg development and hatching of *Folsomia candida*. **Insect Science**, v.16, p. 51-55, 2009.

WAALEWIJN-KOOL, P. L.; ORTIZ, M. D.; LOFTS, S.; VAN GESTEL, C. A. M. The effect of pH on the toxicity of zinc oxide nanoparticles to *Folsomia candida* in amended field soil. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 32, p. 2349–2355, 2013.

WEBB, S.F. A data based perspective on the environmental risk assessment of human pharmaceuticals II – Aquatic risk characterization.

In: KÜMMERER, K., ed. **Pharmaceuticals in the environment**. 2.ed. Berlin, Springer-Verlag, p.345-361, 2004.

ŽALTAUSKAITĖ, J. & SODIENĖ, I. Effects of total cadmium and lead concentrations in soil on the growth, reproduction and survival of earthworm *Eisenia fetida*. **Ekologija**, v. 56, p. 10 – 16, 2010.

## APÊNDICES

**Apêndice A.** Valores de pH (KCl) obtidos no início e no final do ensaio de letalidade com *Eisenia andrei* e *Folsomia candida* para o Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) no início do teste (Dia zero) e final do teste (14 dias após).

Doses	Início do teste				Final de 14 dias			
	MR	TR	MA	TA	MR	TR	MA	TA
0	6,57	6,57	6,57	6,57	6,61	6,61	6,61	6,61
25	6,44	6,57	6,58	6,63	6,32	6,37	6,48	6,45
50	6,34	6,5	6,56	6,59	6,25	6,53	6,53	6,47
75	6,33	6,32	6,46	6,54	6,46	6,43	6,37	6,64
100	6,17	6,22	6,41	6,52	6,49	6,28	6,39	6,22

Fonte: Próprio autor (2014)

**Apêndice B.** Valores de pH (KCl) obtidos no início e no final do ensaio de letalidade com *Eisenia andrei* e *Folsomia candida* para o Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) no início do teste (Dia zero) e final do teste (14 dias após).

Doses	Início do teste				Final de 14 dias			
	MR	TR	MA	TA	MR	TR	MA	TA
0	7,80	7,80	7,80	7,80	8,28	8,28	8,28	8,28
25	7,74	7,84	7,55	7,90	8,47	8,3	8,33	8,27
50	7,76	7,65	7,27	7,82	8,24	8,21	8,19	8,15
75	7,52	7,56	7,49	7,58	8,09	8,21	7,94	7,93
100	7,34	7,52	7,37	7,48	7,97	7,96	7,89	7,92

Fonte: Próprio autor (2014)

**Apêndice C.** Valores de pH (KCl) obtidos das misturas solo + doses de dejetos de suíno no ensaio de reprodução com *Eisenia andrei* para o Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) no início do teste (Dia zero) e final do teste (56 dias após).

Doses	Início do teste				Final de 56 dias			
	MR	TR	MA	TA	MR	TR	MA	TA
0	5,94	5,94	5,94	5,94	6,09	6,09	6,09	6,09
5	6,73	6,26	6,58	6,42	6,17	5,82	6,43	6,52
10	6,35	6,58	6,6	6,35	6,43	6,69	6,42	6,48
20	5,76	6,21	6,60	6,31	6,42	6,65	6,53	6,45
30	6,56	6,26	6,24	6,47	6,42	6,21	6,44	5,94
40	6,45	6,00	6,54	6,48	5,92	6,09	6,14	6,40
65	6,65	6,25	6,29	6,57	6,26	6,59	6,30	6,56

Fonte: Próprio autor (2014)

**Apêndice D.** Valores de pH (KCl) obtidos das misturas solo + doses de dejetos de suíno no ensaio de reprodução com *Eisenia andrei* para o Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) no início do teste (Dia zero) e final do teste (56 dias após).

Doses	Início do teste				Final de 56 dias			
	MR	TR	MA	TA	MR	TR	MA	TA
0	6,54	6,54	6,54	6,54	6,30	6,30	6,30	6,30
0,1	6,49	6,55	6,17	6,12	6,05	6,16	6,03	6,41
0,5	6,62	6,65	6,65	6,61	6,32	6,74	6,13	6,34
1	6,60	6,56	6,41	6,53	6,46	6,05	6,07	6,43
2,5	6,75	6,57	6,24	6,22	5,86	6,47	6,23	6,07
5	6,79	6,62	6,67	6,44	6,53	5,78	5,80	6,42
10	6,34	6,49	6,57	6,63	6,47	6,48	6,01	6,69
25	6,29	6,47	6,44	6,18	5,93	6,23	6,7	5,97

Fonte: Próprio autor (2014)

**Apêndice E.** Valores de pH (KCl) obtidos das misturas solo + doses de dejetos de suíno no ensaio de reprodução com *Folsomia candida* para o Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) início do teste (Dia zero) e final do teste (28 dias após).

Doses	Início do teste				Final de 28 dias			
	MR	TR	MA	TA	MR	TR	MA	TA
0	6,05	6,05	6,05	6,05	6,16	6,16	6,16	6,16
5	6,08	6,01	6,1	5,94	6,08	6,11	6,28	6,06
7	5,88	6,31	6,3	6,04	6,23	6,15	6,17	6,18
10	6,08	6,22	6,06	6,15	6,24	6,17	6,21	6,21
20	6,10	5,92	6,19	6,09	6,42	6,18	6,48	6,3
30	6,48	6,29	6,22	6,05	6,74	6,47	6,66	6,14
40	6,38	6,12	6,05	6,14	6,17	6,48	6,65	6,38
65	5,92	6,55	6,04	6,04	5,95	6,61	6,75	6,17
100	6,36	6,53	6,04	6,26	6,1	6,65	6,12	6,16

Fonte: Próprio autor (2014)

**Apêndice F.** Valores de pH (KCl) obtidos das misturas solo + doses de dejetos de suíno no ensaio de reprodução com *Folsomia candida* para o Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) no início do teste (Dia zero) e final do teste (28 dias após).

Doses	Início do teste				Final de 28 dias			
	MR	TR	MA	TA	MR	TR	MA	TA
0	6,40	6,40	6,40	6,40	6,53	6,53	6,53	6,53
0,1	6,11	6,14	6,39	6,17	6,29	6,39	6,08	6,57
0,25	6,32	6,14	6,48	6,47	6,10	6,36	6,41	6,13
0,5	6,13	6,14	6,11	6,36	6,56	6,13	6,37	6,88
1	6,19	6,16	6,21	6,38	6,05	6,40	6,57	6,28
2,5	6,28	6,36	6,01	6,07	6,34	6,00	6,65	6,37
5	6,48	6,23	6,40	6,10	6,32	6,37	6,40	6,41
10	6,53	6,05	6,35	6,46	6,63	6,11	6,73	6,58
25	6,51	6,58	6,52	6,49	6,55	6,62	6,68	6,52

Fonte: Próprio autor (2014)

**Apêndice G.** Valores de micronutrientes ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) estimados para cada dose de dejetos de suínos aplicados ( $0, 25, 50, 75$  e  $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) e dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos) no Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) no teste de letalidade com *Eisenia andrei* e *Folsomia candida*.

Dose ( $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ )	MR			TR			MA			TA		
	Cu	Zn	Mn	Cu	Zn	Mn	Cu	Zn	Mn	Cu	Zn	Mn
25	987,40	521,13	287,99	699,41	411,42	260,56	822,84	1151,97	274,28	603,41	1001,12	233,13
50	1959,26	1034,05	571,45	1387,81	816,36	517,02	1632,72	2285,80	544,24	1197,32	1986,47	462,60
75	2930,4	1546,6	854,7	2075,7	1221	773,3	2442	3418,8	814	1790,8	2971,1	691,9
100	3918,52	2068,11	1142,9	2775,62	1632,72	1034,05	3265,44	4571,61	1088,48	2394,65	3972,95	925,20

Fonte: Próprio autor (2014)

**Apêndice H.** Valores de micronutrientes ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) estimados para cada dose de dejetos de suínos aplicados (0, 5, 10, 20, 30, 40 e 65  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ) e dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos) no Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) no teste de reprodução com *Eisenia andrei*.

Dose ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )	MR			TR			MA			TA		
	Cu	Zn	Mn	Cu	Zn	Mn	Cu	Zn	Mn	Cu	Zn	Mn
5	205,92	108,68	60,06	145,86	85,8	54,34	171,6	240,24	57,2	125,84	208,78	48,62
10	476,64	251,56	139,02	337,62	198,6	125,78	397,2	556,08	132,4	291,28	483,26	112,54
20	796,32	420,28	232,26	564,06	331,8	210,14	663,6	929,04	221,2	486,64	807,38	188,02
30	1274,4	672,6	371,7	902,7	531	336,3	1062	1486,8	354	778,8	1292,1	300,90
40	1592,64	840,56	464,52	1128,12	663,6	420,28	1327,2	1858,08	412,4	973,28	1614,76	376,04
65	2549,52	1345,58	743,61	1805,91	1062,3	672,79	2124,6	2973,44	708,2	1558,04	2584,93	601,97

Fonte: Próprio autor (2014)

**Apêndice I.** Valores de micronutrientes ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) estimados para cada dose de dejetos de suínos aplicados (0; 0,5; 1; 2,5; 5; 10 e 25  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ) e dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos) no Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) no teste de reprodução com *Eisenia andrei*.

Dose	MR			TR			MA			TA		
	Cu	Zn	Mn	Cu	Zn	Mn	Cu	Zn	Mn	Cu	Zn	Mn
0,1	4,75	2,5	1,38	3,36	1,98	1,25	3,96	5,54	1,32	2,9	4,81	1,12
0,5	20,59	10,86	6	14,58	8,58	5,43	17,16	24,02	5,72	12,58	20,87	4,86
1	39,74	20,97	11,59	28,15	16,56	10,48	33,12	46,36	11,04	24,28	40,29	9,38
2,5	100,3,6	52,97	29,27	71,09	41,825	26,48	83,64	117,09	27,88	61,33	101,76	23,69
5	207,07	109,28	60,39	146,67	86,28	54,64	172,56	241,58	57,52	126,54	209,94	48,89
10	397,44	209,76	115,92	281,52	165,6	104,88	331,2	463,68	110,4	242,88	402,96	93,84
25	1003,68	529,72	292,74	710,94	418,2	264,86	836,4	1170,96	278,8	613,36	1017,62	236,98

Fonte: Próprio autor (2014)

**Apêndice J.** Valores de micronutrientes ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) estimados para cada dose de dejetos de suínos aplicados (0, 5, 7; 10, 20, 30, 40, 65 e  $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) e dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos) no Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) no teste de reprodução com *Folsomia candida*.

Dose ( $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ )	MR			TR			MA			TA		
	Cu	Zn	Mn	Cu	Zn	Mn	Cu	Zn	Mn	Cu	Zn	Mn
5	205,92	108,68	60,06	145,86	85,8	54,34	171,6	240,24	57,2	125,84	208,78	48,62
7	286,56	151,24	83,58	202,98	119,4	75,62	238,8	334,32	79,6	175,12	290,54	67,66
10	476,64	251,56	139,02	337,62	198,6	125,78	397,2	556,08	132,4	291,28	483,26	112,54
20	796,32	420,28	232,26	564,06	331,8	210,14	663,6	929,04	221,2	486,64	807,38	188,02
30	1274,40	672,60	371,70	902,70	531,00	336,30	1062,0	1486,8	334,0	778,80	1292,10	300,9
40	1592,64	840,56	464,52	1128,12	663,6	420,28	1327,2	1858,08	442,4	973,28	1614,76	376,04
65	2549,52	1345,38	743,61	1805,91	1062,3	672,79	2125,6	2974,44	708,2	1558,04	2584,93	601,57
100	3983,04	2102,16	1161,72	2821,32	1659,6	1051,08	3319,2	4646,88	1106,4	2434,08	4038,36	940,44

Fonte: Próprio autor (2014)

**Apêndice K.** Valores de micronutrientes ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) estimados para cada dose de dejetos de suínos aplicados (0; 0,25; 0,5; 1; 2,5; 5; 10 e  $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) e dietas (MR - Dieta milho e farelo de soja; TR - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo; MA - Dieta milho e farelo de soja + aditivos; TA - 85 % Dieta MR + 15% inclusão de trigo + aditivos) no Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) no teste de reprodução com *Folsomia candida*.

Dose	MR			TR			MA			TA		
	Cu	Zn	Mn	Cu	Zn	Mn	Cu	Zn	Mn	Cu	Zn	Mn
0,1	4,72	2,50	1,38	3,36	1,98	1,25	3,96	5,54	1,32	2,90	4,81	1,12
0,25	9,72	5,16	2,85	6,93	4,08	2,58	8,16	11,42	2,72	5,98	9,92	2,31
0,5	20,52	10,86	6	14,58	8,58	5,43	17,16	24,02	5,72	12,58	20,87	4,86
1	339,74	20,97	11,59	28,15	16,56	10,48	33,12	46,36	11,04	24,28	40,29	9,38
2,5	100,38	52,97	29,27	71,09	41,82	26,48	83,6	117,09	27,9	61,33	101,76	23,69
5	207,02	109,28	60,39	146,67	80,28	54,64	172,56	241,58	57,52	126,54	209,64	48,89
10	397,44	209,76	115,92	281,52	165,6	104,88	331,2	463,68	110,4	242,88	402,96	93,84
25	1003,68	529,72	292,74	710,94	418,2	264,86	836,4	1170,96	278,8	613,36	1017,62	236,98

Fonte: Próprio autor (2014)

**Apêndice L.** Doses de dejetos de suínos utilizadas no ensaio de letalidade com *Eisenia andrei* e *Folsomia candida* para o Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) e Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) equivalente a Kg dejeto/ha<sup>-1</sup>. Densidade do dejeto de suíno 1,08 g.

Dose (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	Kg dejeto/ha <sup>-1</sup>
25	12.700
50	25.400
5	38.100
100	50.800

Fonte: Próprio autor (2014)

**Apêndice M.** Doses de dejetos de suínos utilizadas no ensaio de reprodução com *Eisenia andrei* e *Folsomia candida* para o Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo) equivalente a Kg dejeto/ha<sup>-1</sup>. Densidade do dejeto de suíno 1,10 g.

Dose (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	Kg dejeto/ha <sup>-1</sup>
5	2.700
7	3.760
10	5.400
20	10.800
30	16.200
40	21.600
65	33.480
100	51.840

Fonte: Próprio autor (2014)

**Apêndice N.** Doses de dejetos de suínos utilizadas no ensaio de reprodução com *Eisenia andrei* e *Folsomia candida* para Neossolo Quartzarênico Órtico Típico (Neossolo) equivalente a Kg dejeto/ha<sup>-1</sup>. Densidade do dejeto de suíno 1,10 g.

Dose (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	Kg dejeto/ha <sup>-1</sup>
0,1	60
0,25	140
0,5	280
1	560
2,5	1.318
5	2.636
10	5.272
25	13.180

Fonte: Próprio autor (2014)