

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

Maiara Figueiredo Ramires

**CARACTERIZAÇÃO, ECOTOXICOLOGIA E USO DE SUBSTRATOS
ORIUNDOS DE RESÍDUO DE ABATEDOURO DE SUÍNOS PARA
PRODUÇÃO DE MUDAS CÍTRICAS**

Santa Maria, RS
2019

Maiara Figueiredo Ramires

**CARACTERIZAÇÃO, ECOTOXICOLOGIA E USO DE SUBSTRATOS ORIUNDOS
DE RESÍDUO DE ABATEDOURO DE SUÍNOS PARA PRODUÇÃO DE MUDAS
CÍTRICAS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Biodinâmica e manejo do solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutora em Ciência do Solo.**

Orientadora: Profa. Dra. Zaida Inês Antonioli

Coorientador: Dr. Eduardo Lorensi de Souza

Santa Maria, RS

2019

Ramires, Maiara Figueiredo

Caracterização, ecotoxicologia e uso de substratos oriundos de resíduo de abatedouro de suínos para produção de mudas cítricas / Maiara Figueiredo Ramires.- 2019.
157 p.; 30 cm

Orientadora: Zaida Inês Antonioli

Coorientador: Eduardo Lorensi de Souza

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, RS, 2019

1. Suinocultura 2. Resíduos orgânicos 3. Caracterização ecotoxicológica 4. Citros I. Antonioli, Zaida Inês II. Souza, Eduardo Lorensi de III. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

© 2019

Todos os direitos autorais reservados a Maiara Figueiredo Ramires. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.


E-mail: maiara_agroin13@yahoo.com.br

Maiara Figueiredo Ramires


**CARACTERIZAÇÃO, ECOTOXICOLOGIA E USO DE
SUBSTRATOS ORIUNDOS DE RESÍDUO DE ABATEDOURO DE
SUÍNOS PARA PRODUÇÃO DE MUDAS CÍTRICAS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Biodinâmica e manejo do solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutora em Ciência do Solo**


Aprovado em 28 de fevereiro de 2019:



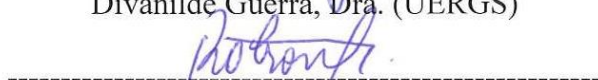
Zaida Inês Antonioli, Dra. (UFSM)
(Presidente/Orientador)




Rodrigo Josemar Seminoti Jacques, Dr. (UFSM)



Divanilde Guerra, Dra. (UERGS)



Robson Evaldo Gehlen Bohrer, Dr. (UERGS)



Daniel Pazzini Eckhardt, Dr. (UNIPAMPA)

Santa Maria- RS

2019

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela sua presença constante na minha vida, sem que eu precise pedir, pelo auxílio nas minhas escolhas e me confortar nas horas difíceis.

Meu eterno agradecimento aos meus pais Marli e Paulo, que sempre estiveram ao meu lado pelos caminhos da vida, acompanhando, apoiando e principalmente acreditando em mim. Que nos momentos difíceis e de cansaço, deram-me apoio, carinho, incentivo e paciência para continuar e chegar até o fim. Amo vocês!

Ao meu irmão Pedro e cunhada Rafaela, ao incentivo e apoio familiar.

À minha sobrinha e afilhada Isabella, que me ensinou a mais pura forma de amar.

Ao meu noivo Eduardo, pelo apoio, incentivo, carinho, companheirismo e por sempre tornar as dificuldades mais anenas. Amo você!

Às minhas “sobrinhas emprestadas” Alice e Luíza e seus Papais, por me proporcionarem muitos momentos de alegria durante essa etapa final.

À todos os meus amigos, pelo apoio e incentivo. Especialmente, aqueles que são meus “irmãos de coração”, pelo companheirismo e sólida amizade que construímos, a qual tenho certeza que será para sempre.

Aos bolsistas e ex-bolsistas da UERGS: Renan, Daniel, Júlio, Jean, Luiz Emilio e Ângelo pela ajuda constante, na qual foi fundamental para realização desse trabalho.

À UERGS, Unidade em Três Passos, e todos os seus professores pelo apoio e incentivo, com um agradecimento especial ao meu coorientador Eduardo Lorensi de Souza e aos professores Márlon de Castro Vasconcelos e Bárbara Estevão Clasen.

À Universidade Federal de Santa Maria, ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo e Departamento de Solos e seus professores e funcionários pela amizade, ajuda e excelente conhecimento científico adquirido nessa trajetória.

À Capes pela bolsa de estudos concedida.

À minha orientadora, professora Zaida Inês Antonioli pelos ensinamentos, confiança e orientação, que foi capaz de me fazer trilhar por um crescimento profissional e pela certeza de que após esses quatro anos de convivência deixamos de ser apenas orientada/orientadora para nos tornarmos amigas.

Ao Professor Rodrigo Josemar Seminoti Jacques, por todos os ensinamentos e por ajudar a tornar a realização do trabalho na UERGS em Três Passos possível.

À banca examinadora, Rodrigo Josemar Seminoti, Divanilde Guerra, Robson Evaldo Gehlen Bohrer e Daniel Pazzini Eckhardt por contribuírem de forma a aumentar a qualidade deste trabalho.

Ao profissional Milton Fries, pelo excelente trabalho de tradução dos artigos.

Enfim, a todos que de alguma maneira contribuíram nessa trajetória, seja pela ajuda constante ou por uma palavra de amizade.

Muito Obrigada!

*“Deus é bom o tempo todo. O tempo todo
Deus é bom.”
(Filme Deus não está morto)*

*“Escolha um trabalho que você ame e não
terás que trabalhar um único dia em sua
vida.”
(Confúcio)*

*“Não importa o quão devagar você vá, desde
que não pare.”
(Confúcio)*

RESUMO

CARACTERIZAÇÃO, ECOTOXICOLOGIA E USO DE SUBSTRATOS ORIUNDOS DE RESÍDUO DE ABATEDOURO DE SUÍNOS PARA PRODUÇÃO DE MUDAS CÍTRICAS

AUTORA: Maiara Figueiredo Ramires
ORIENTADORA: Profa. Dra. Zaida Inês Antonioli
COORIENTADOR: Dr. Eduardo Lorensi de Souza

A carne suína vem sendo a proteína mais consumida no mundo e com níveis de produção expressivos quando comparada as demais atividades pecuárias. Entretanto, esse cenário de expansão no setor se traduz também em geração de grande quantidade de resíduos de abate, muitas vezes disposto irregularmente em áreas agrícolas, acarretando em desequilíbrio ambiental. Dessa forma, o objetivo da presente tese foi obter informações sobre a toxicidade do resíduo de abatedouro de suínos sobre as minhocas (*Eisenia andrei*), plantas de alface (*Lactuca sativa* L.), rabanete (*Raphanus sativus* L.) e arroz (*Oryza sativa* L.), como bioindicadores, bem como caracterizar o potencial do resíduo como substrato para a produção do porta-enxerto cítrico *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. Para tal, o estudo foi conduzido em três etapas: na primeira o resíduo de abatedouro de suínos passou pelos processos de compostagem (aerada e natural) e vermicompostagem, exceto o tratamento *in natura*, que foi avaliado com o resíduo fresco, compondo os tratamentos constituintes das etapas posteriores. Dessa forma, os tratamentos foram: Resíduo de abatedouro de suínos “*in natura*” (RASin); Resíduo de abatedouro de suínos compostado com aeração (RASc); Resíduo de abatedouro de suínos compostado naturalmente sem revolvimento (RASn); Resíduo de abatedouro de suínos vermicompostado (RASv). Na segunda etapa do estudo, foi realizada a caracterização química, física e biológica, bem como a caracterização ecotoxicológica através dos testes de fitotoxicidade em alface, rabanete e arroz e com as minhocas *Eisenia andrei* por meio de testes de toxicidade aguda e crônica, assim como um conjunto de biomarcadores enzimáticos. Na terceira etapa, os tratamentos foram constituídos do RASin, RASc, RASn e RASv e diferentes porcentagens de solo, além de um tratamento com substrato comercial Carolina Soil® para produção de mudas do porta-enxerto cítrico *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. Avaliações biométricas foram feitas e macro e micronutrientes foram determinados na massa seca da parte aérea do porta-enxerto. Como principais resultados, pode-se destacar que o resíduo de abatedouro de suínos possui características químicas e físicas satisfatórias para o uso como substrato, principalmente após os processos de estabilização, o que permitiu e favoreceu o desenvolvimento das mudas do porta-enxerto cítrico *Poncirus trifoliata* (L.) Raf., independente da porcentagem utilizada, embora o aumento da porcentagem de resíduo, tenha se mostrado mais eficiente para suprir a demanda de macro e micronutrientes das mudas do porta-enxerto cítrico. Do ponto de vista ecotoxicológico, o resíduo na sua forma *in natura* e compostado mostrou-se com maior potencial toxicológico ao ambiente em relação ao vermicompostado. Isso sugere, que o resíduo de abatedouro de suínos precisa passar por um processo de estabilização mais avançado de decomposição antes de ser destinado ao solo.

Palavras-chave: Suinocultura. Resíduos orgânicos. Caracterização ecotoxicológica. Citros.

ABSTRACT

CHARACTERIZATION, ECOTOXICOLOGY AND THE USE OF PIG SLAUGHTERHOUSE WASTE AS SUBSTRATE IN THE PRODUCTION OF CITRUS ROOTSTOCK SEEDLINGS

AUTHOR: Maiara Figueiredo Ramires
ADVISOR: Profa. Dra. Zaida Inês Antonioli
CO-ADVIDOR: Dr. Eduardo Lorensi de Souza

Pork has been the most consumed animal protein in the world and production levels are significantly higher in comparison to other livestock activities. However, this scenario of expansion in the sector also generates large quantities of waste, which are often improperly disposed in agricultural areas, causing environmental imbalance. The aim of this thesis was to obtain information about the toxicity of pig slaughterhouse waste on earthworms (*Eisenia andrei*) and lettuce (*Lactuca sativa* L.), radish (*Raphanus sativus* L.) and rice (*Oryza sativa* L.) as bioindicators, in addition to characterizing the potential of the waste as a substrate for the production of citrus rootstock *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. In order to do this, the study was conducted in three stages. Firstly, to prepare treatments for the later stages, pig slaughterhouse waste was subjected to composting (aerated and natural) and vermicomposting, except for the *in natura* treatment, which was evaluated fresh. Thus, the treatments were pig slaughterhouse waste *in natura* (PSWin); pig slaughterhouse waste after aerated composting (PSWa); pig slaughterhouse waste after natural composting, without the turning of the pile (PSWn); pig slaughterhouse waste after vermicomposting (PSWv). The second stage consisted of chemical, physical and biological characterization, as well as ecotoxicological characterization. This was done through phytotoxicity tests with lettuce, radish and rice and *Eisenia andrei* earthworms using acute and chronic toxicity tests, in addition to a set of enzyme biomarkers. In the third stage, the treatments consisted of different percentages of PSWin, PSWa, PSWn and PSWv and soil, in addition to a treatment with commercial substrate (Carolina Soil®) for the production of *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. citrus rootstock seedlings. Biometric measurements were carried out and macro and micronutrient contents were determined in shoot dry weight of the rootstock. One of the most noteworthy findings was that pig slaughterhouse waste has satisfactory chemical and physical characteristics for use as substrate, especially after stabilization processes, which allowed and favored the development of *Poncirus trifoliata* (L.) Raf., regardless of the percentage of waste used, although increasing percentages of the waste were more efficient in meeting the macro and micronutrient demands of the citrus rootstock seedlings. From an ecotoxicological perspective, pig slaughterhouse waste *in natura* and after composting showed greater toxicological potential to the environment than waste after vermicomposting. This suggests that pig slaughterhouse waste needs to undergo a more advanced stabilization process of decomposition prior to soil application.

Keywords: Pig farming. Organic waste. Ecotoxicological characterization. Citrus.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1

Figura 1: Esquema de produção de resíduos na suinocultura.....29

ARTIGO 3

Fig. 1. Avoidance behavior of *E. andrei* to pig abattoir waste *in natura* and after stabilization processes. The asterisk indicates significant difference between treatments and control by the Fisher exact test ($p \leq 0.05$) (mean \pm SE). PAWa: pig abattoir waste after aerated composting; PAWin: pig abattoir waste *in natura*; PAWn: pig abattoir waste after natural composting; PAWv: pig abattoir waste after vermicomposting.....83

Fig. 2. (a) Number of surviving *E. andrei* earthworms after 7 days of exposure to pig abattoir waste *in natura* and after stabilization processes. The asterisk indicates the significant difference between treatments and control by the Dunnett test ($P \leq 0.05$) (mean \pm SE); (b) Average initial and final weight of *E. andrei* earthworms after 14 days of exposure to pig abattoir waste *in natura* and after stabilization processes. The asterisk indicates the significant difference between initial and final weight in each treatment by the Dunnett test ($p \leq 0.05$) (mean \pm SE). PAWa: pig abattoir waste after aerated composting; PAWin: pig abattoir waste *in natura*; PAWn: pig abattoir waste after natural composting; PAWv: pig abattoir waste after vermicomposting.....85

Fig. 3. Number of juvenile worms of *E. andrei* after 56 days of exposure to pig abattoir waste *in natura* and after stabilization processes. The asterisk indicates the significant difference between initial and final weight in each treatment by the Dunnett test ($p \leq 0.05$) (mean \pm SE). The arrows indicate the earthworm mortality in PAWa and PAWn. PAWa: pig abattoir waste after aerated composting; PAWin: pig abattoir waste *in natura*; PAWn: pig abattoir waste after natural composting; PAWv: pig abattoir waste after vermicomposting.....87

Fig. 4. (a) acetylcholinesterase (AChE) activity, (b) malondialdehyde (MDA) levels, (c) catalase (CAT) activity and (d) S-transferase (GST) activity observed in *Eisenia andrei* earthworms (Bouché 1972) during 28 days of exposure to pig abattoir waste *in natura* and after stabilization processes. The asterisk indicates the significant difference of treatments and control by the Dunnett test ($p \leq 0.05$) (mean \pm SE). The arrows indicate earthworm mortality in PAWin at 28 days of exposure. PAWa: pig abattoir waste after aerated composting; PAWin: pig abattoir waste *in natura*; PAWn: pig abattoir waste after natural composting; PAWv: pig abattoir waste after vermicomposting.....89

ARTIGO 5

Figura 1: (a) Altura de plantas e (b) diâmetro de caule em porcentagens crescentes de resíduo de abatedouro de suínos na sua forma *in natura* e após processos de estabilização. A linha pontilhada indica o valor médio de altura e diâmetro de caule do substrato comercial (testemunha). ns= não significativo; *= significativo ($P \leq 0,05$); **= indica a diferença significativa em relação a testemunha pelo do teste Dunnett ($P \leq 0,05$). RASin: resíduo de abatedouro de suíno *in natura*; RASc: compostagem aerada; RASn: compostagem ao natural; RASv: vermicompostagem.....132

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1

Tabela 1: Resultados obtidos por alguns estudos de pesquisa realizados com resíduos de abatedouro de suínos	33
Tabela 2: Caracterização do resíduo de abatedouro de suínos oriundo da região Norte do RS, ano 2017	33

ARTIGO 2

Table 1. Chemical and biological characterization of pig slaughterhouse waste from the northern region of the state of Rio Grande do Sul (RS) in 2017.....	57
Table 2. Average values of germination (G), root length (RL), total plant length (TPL), number of leaves (NL), fresh shoot weight (FSW), fresh root weight (FRW), dry shoot weight (DSW), and dry root weight (DRW) for lettuce, radish and rice.....	59
Table 3. Results of the contrasts for germination (G), root length (RL), total plant length (TPL), number of leaves (NL), fresh shoot weight (FSW), fresh root weight (FRW), dry shoot weight (DSW), and dry root weight (DRW) for lettuce, radish and rice	60
Table 4. Total nutrient contents in shoots of lettuce and radish (evaluated 14 days after sowing) and rice (evaluated 20 days after sowing)	63

ARTIGO 3

Table 1. Chemical and biological characterization of pig abattoir waste in 2017.....	77
--	----

ARTIGO 4

Tabela 1: Valores médios de densidade seca (DS), porosidade total (PT), espaço de aeração (EA), água facilmente disponível (AFD), água remanescente (AR) e água tamponante (AT) em substratos a partir de resíduos de abatedouro de suínos.	110
Tabela 2: Valores médios de granulometria (G) em diferentes frações, em substratos a partir de resíduos de abatedouro de suínos.	113
Tabela 3: Valores médios de capacidade de retenção de água (CRA) em diferentes tensões, em substratos a partir de resíduos de abatedouro de suínos.	114
Tabela 4: Valores médios de potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), teor total de sais solúveis (TTSS) em substratos a partir de resíduos de abatedouro de suínos.	116

ARTIGO 5

Tabela 1: Caracterização química do resíduo de abatedouro de suínos oriundo da região	128
Tabela 2: Comprimento de raiz (CR), massa verde da parte aérea (MVA), massa seca da parte aérea (MSA), massa verde de raiz (MVR) e massa seca de raiz (MSR) em porcentagens crescentes de resíduo de abatedouro de suínos na sua forma <i>in natura</i> e após processos de estabilização.	134
Tabela 3: Teor de nutrientes da parte aérea em porcentagens crescentes de resíduo de abatedouro de suínos na sua forma <i>in natura</i> e após processos de estabilização...	136

LISTAS DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCS	Associação Brasileira dos Criadores de Suínos
AChE	Acetilcolinesterase
AFD	Água facilmente disponível
Al	Alumínio
As	Arsénio
BOD	Demanda Bioquímica do Oxigênio
Ca	Cálcio
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CAT	Catalase
CBT	Contagem bacteriana total
CE	Condutividade elétrica
CEC	Cation exchange capacity
Cd	Cádmio
CF	Coliformes Fecais
CH ₄	Metano
CONAB	Companhia Nacional de Abastecimento
CO ₂	Dióxido de carbono
CNA	Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CR	Comprimento de raiz
Cr	Cromo
CRA	Capacidade de retenção de água
CT	Coliformes totais
CTC	Capacidade de troca de cátions
Cu	Cobre
DRW	Dry root weight
DS	Densidade Seca
DSW	Dry shoot weight
EA	Espaço de aeração
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
Fe	Ferro
FRW	Fresh root weight
FSW	Fresh shoot weight
G	Granulometria
GST	Glutathione S-Transferase
Hg	Merúrio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IN	Instrução Normativa
ISO	International Organization for Standardization
K	Potássio
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MDA	Malondialdeído
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
MVA	Massa verde da parte aérea
MVR	Massa verde de raiz
MAS	Massa seca da parte aérea

MSR	Massa seca de raiz
N	Nitrogênio
Na	Sódio
NH ₃	Amônia
Ni	Níquel
NL	Number of leaves
N ₂ O	Óxido Nitroso
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development
S	Enxofre
P	Fósforo
P	Parasitas
Pb	Chumbo
pH	Potencial hidrogeniônico
PT	Porosidade Total
PSW	Pig slaughterhouse waste
PSWa	Pig slaughterhouse waste after aerated composting
PSWin	Pig slaughterhouse waste <i>in natura</i>
PSWn	Pig slaughterhouse waste after natural composting
PSWv	Pig slaughterhouse waste after vermicomposting
PAWa	Pig abattoir waste
PAWin	Pig abattoir waste <i>in natura</i>
PAWa	Pig abattoir waste after aerated composting
PAWn	Pig abattoir waste after natural composting
PAWv	Pig abattoir waste after vermicomposting
SEAB	Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento
RAS	Resíduo de abatedouro de suínos
RASc	Resíduo de abatedouro de suínos compostado
RASin	Resíduo de abatedouro de suínos <i>in natura</i>
RASn	Resíduo de abatedouro de suínos ao natural
RASv	Resíduo de abatedouro de suínos vermicompostado
RL	Root length
Se	Selênio
TTSS	Teor total de sais solúveis
TBARS	Thiobarbituric acid reactive substances
TBC	Total bacterial count
TCC	Total coliform count
TFCC	Total fecal coliform count
TPL	Total plant length
UA	Umidade Atual
USDA	United States Department of Agriculture
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1	APRESENTAÇÃO.....	21
2	OBJETIVOS.....	23
2.1	OBJETIVO GERAL	23
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	23
3	REFERENCIAL TEÓRICO.....	25
3.1	ARTIGO 1 – USO POTENCIAL DE RESÍDUOS DE ABATEDOURO DE SUÍNOS COMO FONTE DE NUTRIENTES NA AGRICULTURA	25
4	HIPÓTESES.....	51
5	RESULTADOS.....	53
5.1	ARTIGO 2 – ECOTOXICOLOGY OF PIG SLAUGHTERHOUSE WASTE WITH <i>Lactuca sativa</i> L., <i>Raphanus sativus</i> L. and <i>Oryza sativa</i> L.....	53
5.2	ARTIGO 3 – ENZYME BIOMARKERS AND TOXICITY OF PIG ABATTOIR WASTE IN <i>Eisenia andrei</i>	72
5.3	ARTIGO 4 – PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DE SUBSTRATOS A PARTIR DE RESÍDUOS DE ABATEDOURO DE SUÍNOS.....	103
5.4	ARTIGO 5 – PRODUÇÃO DE MUDAS DO PORTA-ENXERTO <i>Poncirus trifoliata</i> (L.) Raf. COM RESÍDUO DE ABATEDOURO DE SUÍNOS.....	124
6	DISCUSSÃO GERAL.....	149
7	CONCLUSÕES.....	151
8	PERSPECTIVAS DE ESTUDOS FUTUROS.....	153
	REFERÊNCIAS.....	155

1 APRESENTAÇÃO

O Brasil está entre os maiores produtores e exportadores mundiais de carnes de bovinos, aves e suínos (FAO, 2015). A produção brasileira de carne suína vem aumentando, com projeções de uma demanda interna que aumentará para 3,7 milhões de toneladas em 2024, 26% a mais do que o atual período (FAO, 2015). Segundo dados do IBGE (2018a), o Estado do Rio Grande do Sul (RS) é atualmente o 3º maior produtor de suínos para corte do Brasil, superado apenas pelos estados de Santa Catarina (SC) e Paraná (PR). No RS, as regiões Oeste e Noroeste destacam-se pela grande escala de abate de suínos, onde os animais são basicamente provenientes de diversas regiões criadoras do RS e do estado e de SC. Assim, esse cenário de expansão no setor se traduz no surgimento de um número crescente de abatedouros.

No entanto, em decorrência desse processo intensivo de abate de suínos há também uma geração de grande quantidade de resíduos, tais como, os subprodutos do abate. Muitas vezes estes resíduos são dispostos irregularmente em áreas agrícolas sobre a superfície do solo, sem o conhecimento prévio de sua composição, o que pode acarretar em contaminação do solo por metais como o cobre (Cu), zinco (Zn), entre outros. Pode ocorrer também contaminação dos mananciais hídricos por lixiviação e/ou carregamento desse material pelas chuvas em diferentes ambientes (COSTA et al., 2012).

Nesse contexto, para se conhecer o potencial poluidor desse resíduo, os testes ecotoxicológicos com organismos terrestres podem ser uma ferramenta utilizada para realizar a avaliação da toxicidade, que estabelecem o efeito potencial negativo do poluente mediante bioensaios. A exposição de organismos a matrizes sólidas ou aquosas é uma ferramenta versátil para avaliar o potencial de impacto ambiental, permitindo a identificação dos efeitos nocivos dos constituintes da matriz analisada (PANDARD et al., 2006; CHIOCHETTA, 2013). Assim, os testes ecotoxicológicos são recomendados para a obtenção de uma avaliação mais completa do impacto ambiental que pode ou não ser causado quando resíduos orgânicos são dispostos no solo (ALVARENGA et al., 2008).

Para a realização desses testes, utilizam-se organismos vivos que são influenciados diretamente pelos desequilíbrios ocorridos nos ambientes onde vivem (SANTOS, 2012). Os ensaios ecotoxicológicos com a utilização de plantas bioindicadoras, são bioensaios nos quais as sementes são expostas em uma ou mais substâncias potencialmente tóxicas durante o período inicial de sua germinação, em que, estas substâncias podem ser absorvidas e acumuladas no tecido vegetal (CASTRO, 2013). No caso dos testes com oligoquetas, pode-se utilizar as espécies de minhocas *Eisenia andrei* Bouché (1972) e *Eisenia fetida* Savigny (1826) as quais são recomendadas pela Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) e

International Organization for Standardization (ISO). A utilização dessas em bioensaios se justifica pelo papel importante que esses organismos exercem na cadeia trófica terrestre, pela abundância em solos tropicais e temperados, pelo simples cultivo em laboratório e por serem sensíveis à presença de agentes tóxicos no solo (NAHMANI et al., 2007; CESAR et al., 2013).

O resíduo de abatedouro de suínos, pode apresentar além de metais pesados, organismos patogênicos, composto em grande parte por bactérias do grupo coliformes (totais e fecais) e por ovos e larvas de helmintos, o que também inviabilizaria o seu uso diretamente no solo (PEDROSA et al., 2013). Isto porque a legislação brasileira impõe limites máximos para metais pesados e esses agentes patogênicos (BRASIL, 2009; BRASIL, 2016a; BRASIL, 2016b). Nesse contexto, os processos de estabilização, como a compostagem e vermicompostagem para esse resíduo, podem auxiliar na eliminação ou redução a níveis seguros desses patógenos, além de diminuir a possibilidade de metais pesados ficarem disponíveis para absorção pelas plantas devido as substâncias húmicas presentes no produto final (INÁCIO; MILLER, 2009; CORRÊA; SANTOS, 2015). Além do que, outra estratégia importante para o aproveitamento desse resíduo de abatedouro de suínos, é como alternativa na produção de mudas de porta-enxerto cítricos, por possuir potencial nutricional para substrato, possibilitando a transformação de um subproduto potencialmente poluidor do meio ambiente em um produto de interesse agrícola, por apresentar baixo custo para viveiristas, uma vez que o substrato é um grande responsável pelo aumento dos custos de produção, além de dar um destino ambientalmente seguro para o resíduo (TUDEIA, 2016).

As plantas cítricas são frutíferas de expressiva importância econômica, onde o Brasil se destaca como o principal produtor mundial de laranja e a estimativa de produção total na safra 2018 foi de 18.419.183 toneladas (IBGE, 2018b), sendo responsável por cerca de 60% da produção do suco de laranja e por 80,2% das exportações de suco produzido no mundo (USDA, 2018). Essa produção em larga escala, faz com que haja grande procura por alternativas de substratos que reduzam os custos de manejo dessas culturas (SOUZA et al., 2006). Dessa forma, a utilização do substrato a base de resíduos orgânicos como os de abatedouros de suínos proposto no presente estudo, torna-se uma possibilidade para a produção de mudas frutíferas, que pode baratear os custos de produção, além de tentar sanar o problema de aplicação de resíduos de abatedouros diretamente no solo.

Por fim, com os problemas que podem ser causados pelos resíduos de abatedouros de suínos ao meio ambiente, quando dispostos diretamente ao solo. A presente proposta busca apresentar alternativas para o uso desse resíduo, através do conhecimento de sua composição, do seu potencial poluidor e possível utilização, como parte de substratos para produção de mudas de porta-enxertos cítricos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Obter informações sobre a toxicidade do resíduo de abatedouro de suínos sobre as minhocas (*Eisenia andrei*) e plantas de alface (*Lactuca sativa* L.), rabanete (*Raphanus sativus* L.) e arroz (*Oryza sativa* L.), como bioindicadores, bem como caracterizar o potencial do resíduo como substrato para a produção do porta-enxerto cítrico *Poncirus trifoliata* (L.) Raf.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Avaliar a ecotoxicidade do resíduo de abatedouro de suíno na sua forma *in natura* e após processo de estabilização sobre organismos bioindicadores.
- b) Caracterizar química, física e biologicamente o resíduo de abatedouro de suíno na forma *in natura* e após processo de estabilização.
- c) Determinar os parâmetros biométricos e nutricional do porta-enxerto cítrico *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. produzidos com o resíduo de abatedouro de suíno na sua forma *in natura* e após processo de estabilização.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 ARTIGO 1 – USO POTENCIAL DE RESÍDUOS DE ABATEDOURO DE SUÍNOS COMO FONTE DE NUTRIENTES NA AGRICULTURA

Artigo aceito pela Revista em Agronegócio e Meio Ambiente - RAMA

Qualis Ciências agrárias I – B2

USO POTENCIAL DE RESÍDUOS DE ABATEDOURO DE SUÍNOS COMO FONTE DE NUTRIENTES NA AGRICULTURA

RESUMO: O Brasil está entre os maiores produtores e exportadores mundiais de carne suína, com projeções de chegar a 3,7 Mt, em 2024. No entanto, esse cenário de expansão no setor se traduz também em produção de grande quantidade de resíduos de abate, muitas vezes conducente a contaminação do solo por metais e organismos patogênicos. Perante este contexto, faz-se necessário a utilização de estratégias que amenizem o potencial poluidor e que permitam o aproveitamento desse tipo de resíduo orgânico, através do uso na agricultura. Entre essas estratégias, processos de estabilização que possam auxiliar na eliminação ou redução para níveis seguros desses metais e organismos patogênicos, podem ser uma possibilidade para o aproveitamento desse material como fonte orgânica de nutrientes para as plantas, através se sua utilização como fertilizante orgânico ou substrato para mudas, pelo seu potencial nutricional. Estudos que relatam o aproveitamento de resíduos de abatedouros proveniente da indústria de carnes como composto orgânico na agricultura são ainda insuficientes. Nesse sentido, a presente revisão bibliográfica tem por objetivo apresentar os problemas causados pelos resíduos de abatedouro de suínos quando aplicados irregularmente no solo, bem como alternativas para o seu aproveitamento na agricultura.

Palavras-chave: resíduos contaminantes, solo, suinocultura.

POTENTIAL USE OF PIG SLAUGHTERHOUSE RESIDUES AS A SOURCE OF NUTRIENTS IN AGRICULTURE

ABSTRACT: Brazil is among the world's largest producers and exporters of pork, with proposals for access to 3.7 Mt in 2024. However, this expansion scenario in the sector also translates in large quantities of slaughterhouses residues, many for example, leading to contamination of the soil by metals and pathogens. Given this context, it is necessary to use a strategy that reduces the potential for pollution and allows the improvement of this type of organic waste, through the use in agriculture. Among these strategies, stabilization processes helping in eliminating or reducing safety and legal levels may be a possibility. This could allow the use of this material as an organic source of plant nutrients, through its use as an organic fertilizer or substrate for seedlings, for its nutritional potential. Studies that report the use of slaughterhouses residues coming from the meat industry as organic compost in agriculture are still

insufficient. In this sense, the present bibliographic review aims to present the problems caused by pig slaughterhouse residues when irregularly applied to the soil, as well as alternatives for its use in agriculture.

Keywords: contaminant residues, soil, Swine breeding.

INTRODUÇÃO

O Brasil está entre os maiores produtores e exportadores mundiais de carnes de bovinos, aves e suínos (FAO, 2015). A produção brasileira de carne suína vem expandindo, com projeções de uma procura interna que aumentará para 3,7 Mt em 2024, ou seja, 26% superior à do atual período (FAO, 2015). Assim, a produção brasileira de carnes deve continuar seguindo um rápido crescimento na próxima década, com destaque para a carne suína. Esse cenário de expansão no setor se traduz no surgimento de um número crescente de abatedouros.

Segundo dados do IBGE (2017), o Estado do Rio Grande do Sul (RS) é atualmente o 3º maior produtor de suínos para corte do Brasil, superado apenas pelos estados de Santa Catarina (SC) e Paraná (PR). As regiões Oeste e Noroeste do RS destacam-se pela grande escala de abate de suínos, onde os animais são basicamente provenientes de diversas regiões produtoras do RS e também do estado de SC. Como consequência desse processo intensivo de abate de suínos, há também produção de uma grande quantidade de resíduos, tais como, os refugos do abate. Na maioria das vezes estes resíduos são dispostos irregularmente em áreas agrícolas sobre a superfície do solo, sem o conhecimento prévio da sua composição, o que pode conduzir a contaminação do solo por metais pesados como o cobre (Cu), zinco (Zn), entre outros. Pode ocorrer também contaminação dos recursos hídricos por lixiviação e/ou transporte desse material pelas chuvas em diferentes ambientes (COSTA et al., 2012). Além disso, esse resíduo pode apresentar, organismos patogênicos, composto em grande parte por bactérias do grupo coliformes (totais e fecais) e por parasitas intestinais, como ovos e larvas de helmintos, o que também inviabiliza o seu uso direto no solo em áreas para produção de alimento (PEDROSA et al., 2013).

Perante este cenário, a legislação brasileira impõe limites máximos admitidos para metais pesados e agentes patogênicos para o aproveitamento de forma segura dos resíduos orgânicos destinados à agricultura (BRASIL, 2009; BRASIL, 2016a; BRASIL, 2016b). Dessa forma, para que os agricultores cumpram a legislação vigente

e esses riscos de contaminação do solo e dos recursos hídricos sejam mitigados, torna-se necessário a utilização de estratégias que reduzam o potencial poluidor destes produtos, permitindo o aproveitamento desse tipo de resíduo orgânico com fins de fornecimento de nutrientes para as culturas agrícolas. Entre essas estratégias, a estabilização desses resíduos pelos processos de compostagem e/ou vermicompostagem, podem auxiliar na eliminação ou redução de agentes patogênicos para níveis seguros, além de diminuir a possibilidade de metais pesados ficarem disponíveis para absorção pelas plantas devido as substâncias húmicas presentes no produto final (INÁCIO e MILLER, 2009; CORRÊA e SANTOS, 2015).

Outra estratégia interessante do ponto de vista da redução do potencial contaminante do solo e dos recursos hídricos, bem como do aproveitamento desse resíduo de abatedouro de suínos, é a sua utilização, após o processo de estabilização, como substrato para produção de mudas. Nesse caso, é possível utilizá-lo como fertilizante orgânico na produção de mudas de espécies frutíferas, flores e/ou florestais, gerando um produto de interesse agrícola e comercial. Segundo Seiter e Horwath (2004), a busca pela melhoria na qualidade de produção e a necessidade de reduzir custos têm contribuído para aumentar o uso de resíduos orgânicos, como por exemplo, os dejetos de suínos na produção agrícola. No entanto, estudos que relatem o aproveitamento do resíduo de abatedouros proveniente da indústria de carnes como composto orgânico na agricultura são ainda insuficientes (PEREIRA, 2014).

Nesse sentido, a presente revisão bibliográfica tem por objetivo apresentar os problemas causados pelos resíduos de abatedouro de suínos quando aplicados irregularmente no solo, bem como algumas alternativas para o seu aproveitamento agrícola.

2 SUINOCULTURA

O crescimento acelerado da população mundial, sobretudo nas últimas décadas, vem impondo sobre a agricultura o desafio e a necessidade de aumentar a produção de alimentos de forma sustentável. Inserida neste contexto está a suinocultura, constituindo um dos setores mais expressivos e produtivos do complexo agropecuário brasileiro (MIOLA, 2014). O Brasil é o quarto maior produtor mundial de carne suína, a produção nacional em 2016 foi da ordem de 3,7 milhões de toneladas (equivalente-carcaça), mais de 3 milhões de toneladas que o volume registrado há 50

anos. A produção chinesa, considerada a maior do mundo, foi de 52,9 milhões de toneladas em 2016. A da União Europeia totalizou 23,4 milhões de toneladas, e a dos Estados Unidos, 11,3 milhões de toneladas (ABPA, 2017).

No Brasil, a suinocultura é uma importante atividade econômica, principalmente para os Estados da região Sul, os quais se destacam no cenário nacional como os maiores produtores de suínos do país. Segundo os indicadores do IBGE (2018), no ano de 2017 foram abatidas 43,19 milhões de cabeças de suínos, representando um aumento de 865, 59 mil cabeças em relação ao ano de 2016, onde cerca de 60% do abate nacional esteve concentrado nos estados de Santa Catarina (SC), Paraná (PR) e Rio Grande do Sul (RS) (USDA, 2018).

A suinocultura brasileira pode ser subdividida entre industrial (tecnificada) e de subsistência. O rebanho da suinocultura industrial e a sua produtividade têm crescido de forma constante nos últimos anos. Este crescimento ocorreu nas principais regiões produtoras e concentrou-se nos sistemas de produção com integrações com empresas (SOUZA et al., 2013). Segundo, a Associação Brasileira dos Criadores de Suínos (2017), a produção industrial está distribuída em 3,1 mil granjas de produção e quase 15 mil granjas de engorda. O estado de SC lidera o ranking com o número estimado de 420.488 matrizes (24% do total), seguido pelo estado do RS com 340.416 matrizes (19,8% do total).

Nesse sentido, o setor suinícola há muito tempo tem colaborado para o crescimento econômico do país, entretanto, contribui sistematicamente para a geração de grandes quantidades de resíduos desde a produção até o processo de abate. Entre esses resíduos, destacam-se os dejetos, que são produzidos a partir da constituição de esterco, urina, ração e água, em que sua composição depende do manejo adotado no sistema de produção de suínos (PERDOMO, 1999). E os resíduos sólidos provenientes dos abatedouros de suínos são compostos principalmente por fragmentos de vísceras, músculo, gordura, ossos, sangue e pelos. Esses dois tipos de resíduos apresentam elevadas concentrações de componentes orgânicos, no entanto, a utilização dos dejetos de suínos é a mais estudada como alternativa de fornecimento de nutrientes para as culturas agrícolas e quanto ao seu potencial de contaminação do solo e recursos hídricos. Assim, a produção de resíduos na suinocultura e os processos de disposição nas áreas agrícolas bem como as suas implicações ambientais, são foco dessa revisão de literatura (Figura 1).

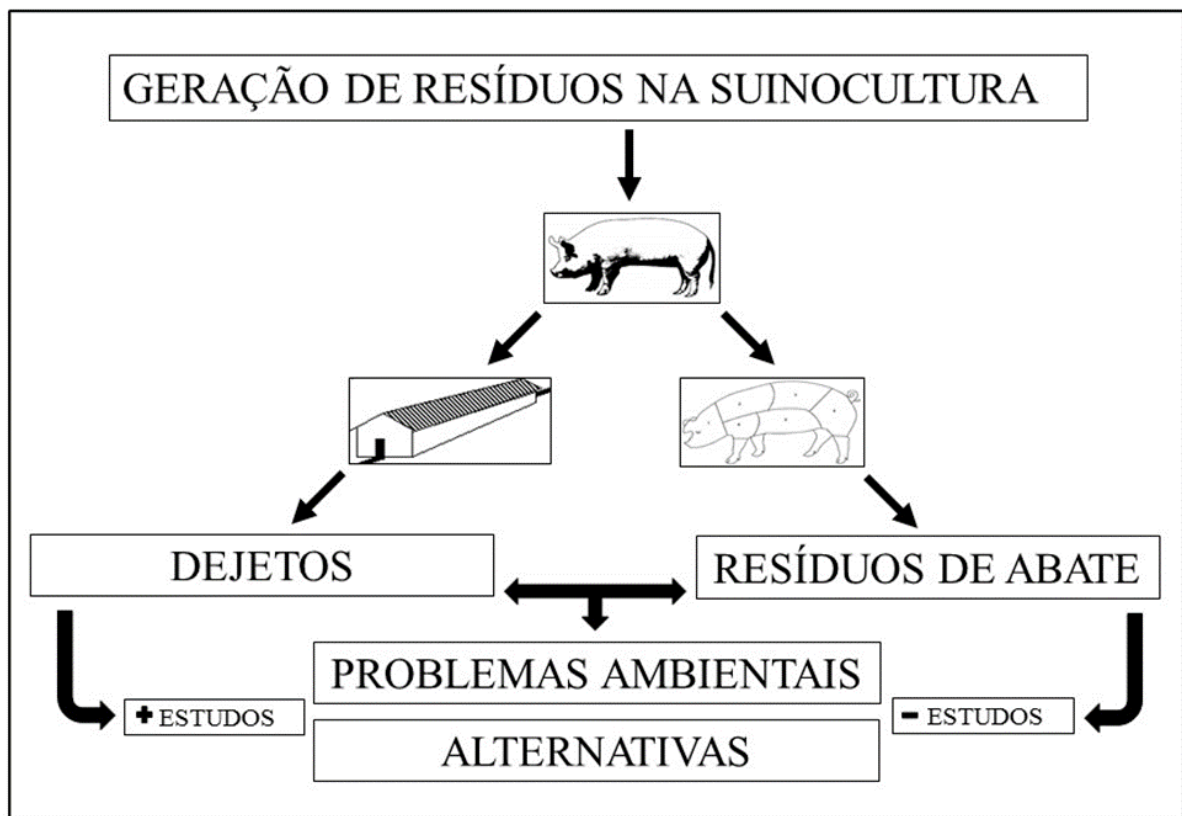


Figura 1: Esquema de produção de resíduos na suinocultura. Fonte: Elaborado pelo autor.

2.1 DEJETOS DE SUÍNOS

O setor suinícola no Brasil, até a década de 1970, era caracterizado pela pequena concentração de animais nas propriedades, onde os dejetos dos suínos não apresentavam um problema aparente ao ambiente. No entanto, a partir 1970 com a modernização do sistema de produção da suinocultura, com um sistema de produção intensivo e confinado, ao mesmo tempo que proporcionou expansão em escala e produtividade, resultou em um aumento considerável na produção de dejetos de suínos (ITO et al., 2016). Estes dejetos são constituídos de estrume, urina, resíduos de ração e água. A sua composição e quantidade variam de acordo com o manejo na criação dos suínos, raça, fatores ambientais e dietéticos (PERDOMO, 1999).

A suinocultura intensiva, na qual ocorre uma alta concentração de animais por área, gera um volume elevado de dejetos. Estima-se que cada suíno produza em média 6,7 kg de dejetos/dia/100 kg de peso vivo (SEGANFREDO, 2007). Sendo assim, o destino final dos dejetos é o solo, como forma viável através do seu aproveitamento como fonte de nutrientes na forma orgânica em lavouras, pastagens, pomares e reflorestamento. Os dejetos de suínos, podem ser utilizados na forma

sólida e líquida, tais como a cama sobrepota e os dejetos líquidos de suínos, respectivamente. Esses dejetos podem conter os nutrientes necessários ao desenvolvimento das plantas, servindo como alternativa na substituição parcial e/ou total de adubos químicos solúveis, assim promovendo a manutenção da produtividade e diminuição de insumos externos nas áreas agrícolas (CASSOL et al., 2011).

A aplicação de dejetos suínos no solo, tem sido largamente empregue nas regiões produtoras de suínos do mundo e do Brasil pela sua praticidade operacional, como também pelo potencial de agregação de valor econômico, proporcionado pelo emprego dos dejetos na substituição de fontes minerais de nutrientes para as plantas (ZENATTI et al., 2016). De acordo com Oliveira e Higarashi (2006), o reaproveitamento de dejetos no solo requer área disponível, distanciamento dos corpos d'água, proceder à análise do solo, seguir as recomendações de segurança sanitária e não ultrapassar a capacidade de absorção do sistema solo planta. Diversos estudos ao longo dos anos, vêm demonstrando o efeito positivo dos dejetos aplicados ao solo, sobre a produtividade das culturas (SCHEFFER-BASSO et al., 2008; VIDIGAL et al., 2010; CASSOL et al., 2012; LOURENZI et al., 2014; BASSO et al., 2016; ALBUQUERQUE et al., 2017; GONZATTO et al., 2017). No entanto, quando a taxa de aplicação no solo for superior à capacidade suportada pelo sistema solo/planta, pode promover acúmulos excessivos de nutrientes, como N, P, Cu e Zn no solo, o que potencializa a transferência desses elementos por escoamento superficial e percolação, e, conseqüentemente contamina mananciais hídricos (GIROTTI et al., 2013). Diante do exposto, além dos estudos relacionados com os efeitos positivos da aplicação dos dejetos de suínos no solo sobre as culturas como os citados acima, torna-se fundamental a obtenção de informações em referência aos efeitos das aplicações contínuas de dejetos no solo.

Segundo Sacomori et al. (2016), com o crescimento da suinocultura no Brasil tem-se aumentado expressivamente a aplicação de dejetos de suínos no solo, principalmente na sua forma líquida. Isso eleva os riscos de contaminação do solo e da água pelo excesso de nutrientes, como, nitrogênio (N), fósforo (P) e cálcio (Ca), principalmente quando aplicado na superfície. Assim, a sua aplicação contínua pode gerar problemas ambientais, especialmente quanto à qualidade da água dos recursos hídricos, tanto superficiais como subterrâneos. Em estudo realizado por Cadoná et al. (2016) com o objetivo de avaliarem a existência de contaminação por coliformes nas águas da sub-bacia do Lageado Erval Novo, situado próximo de áreas cultiváveis que

receberam aplicação de dejetos líquido de suínos, verificou-se a contaminação do solo e da água por bactérias do grupo dos coliformes. Em outro estudo, Zenatti et al. (2016), avaliando a acumulação dos metais tóxicos no solo de cultivo e no tecido vegetal da cultura da Tifton 85 (*Cynodon dactylon*) fertilizada com dejetos de suínos, concluíram que houve um incremento dos metais tóxicos nas plantas e no solo em função das doses de dejetos aplicadas. Isto demonstra que aplicações sucessivas com altas dosagens de dejetos podem acarretar em contaminação ambiental. Já Xu et al. (2013), avaliando o acúmulo de Cu e Zn no solo e em plantas durante 10 anos de aplicação de dejetos de suínos, constataram um aporte significativo de Zn nas áreas que receberam o resíduo, as concentrações de Cu e Zn nos talos e grãos não foram influenciadas pela aplicação do dejetos de suínos e, esses valores foram inferiores aos valores limitados de ingestão de animais e humanos conforme a legislação Chinesa.

2.2 RESÍDUOS DE ABATEDOURO DE SUÍNOS

Na cadeia alimentar, a carne é o produto que causa o maior impacto ambiental devido à ineficiência na transformação das partes não aproveitáveis para o consumo direto em subprodutos para os consumidores (WEIDEMA et al., 2008; ROMANIW et al., 2014), onde o seguimento industrial de abate de suínos gera uma grande quantidade de resíduos sólidos (PACHECO, 2006). Entre as partes não aproveitáveis, o conteúdo intestinal é o resíduo sólido de maior relevância gerado no abatedouro de suínos, assim, requer especial atenção na sua gestão, devido à alta geração, a elevada umidade do material, e a dificuldade no seu destino (ROSA, 2009). Ainda, são gerados resíduos inorgânicos decorrentes do emprego de insumos necessários ao processo. É importante, enfatizar que a composição desses resíduos pode variar dependendo das características das matérias-primas e insumos utilizados na alimentação dos suínos (FEAM, 2010).

A necessidade de se desenvolver sistemas de tratamento de resíduos que permitam a reciclagem destes na própria atividade, ou em outras atividades pertencentes ao processo de produção é importante. Do ponto de vista econômico, muitos dos subprodutos gerados podem ser transformados em produtos úteis para consumo humano, alimento de animais, indústria de rações e fertilizantes orgânicos, sendo este o mais utilizado (PACHECO, 2006). Contudo, apesar das vantagens já conhecidas pela disposição agrícola de resíduos orgânicos no solo, existe a

preocupação do ponto de vista ambiental com a aplicação inadequada desses resíduos de abatedouro de suínos em especial, devido ao não conhecimento de sua composição, acarretando em contaminação do ar, dos corpos hídricos e do solo, criando problemas ambientais pelo seu manejo inadequado (PEDROSA et al., 2013).

A poluição do ar é causada pela emissão de gases como amônia (NH₃), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O) e dióxido de carbono (CO₂). Estes gases também geram maus odores, quando retidos no armazenamento dos resíduos ou quando os resíduos são aplicados no solo como fertilizantes. Na contaminação da água, podem ocorrer problemas como a eutrofização das águas superficiais e presença de nitratos nas águas subterrâneas, causadas pela existência de N, P e outros elementos orgânicos contidos nesses resíduos (SILVA e BASSI, 2012). No solo, o uso incorreto desses resíduos de abate, pode levar ao acúmulo de nutrientes como o P, N, e de metais pesados como o Zn e o Cu, pois esses elementos são importantes componentes do suplemento dietético de rações e de formulações de antibióticos (SANTOS, 2010), além do manganês (Mn), ferro (Fe), alumínio (Al), entre outros. Estes elementos têm impacto negativo no solo quando em excesso, causando toxicidade nas plantas, com consequências sobre a saúde humana e animal.

Somado a isso, quando não tratados adequadamente antes da aplicação ao solo, esses resíduos podem causar doenças em humanos, com destaque para o grupo de bactérias dos coliformes totais e fecais, com destaque para a bactéria *Escherichia coli* (ESCHERICH, 1985) (BRAILE e CAVALCANTI, 1993). Outros organismos patogênicos importantes são os parasitas intestinais, como por exemplo, os helmintos e, entre esses, o gênero *Ascaris* é o mais conhecido, no qual se destaca o *Ascaris lumbricoides* (LINNAEUS, 1758), associados à problemas gastrointestinais. Incluem-se ainda os *Trichuris* sp., *Ancilostomídeos* e *Taenia* spp.. (ANDREOLI et al., 2014). Acredita-se que os ovos de helmintos possam permanecer vários anos no solo que receba resíduos orgânicos contaminados, como por exemplo, lodo de estação de tratamento de esgoto (ETE) (LIMA, 2010). Segundo Brewster et al. (2003), os ovos de *Ascaris* são resistentes a uma ampla variedade de condições ambientais, físicas e químicas adversas, podendo permanecer infectivos por vários anos no ambiente. Por estes motivos, os ovos de helmintos são ótimos indicadores para a análise das condições sanitárias (GASPARD e SCHWARTZBROD, 2001; SYLVESTRE, 2013).

Nesse sentido, os problemas, assim como as potencialidades dos resíduos de abatedouro de suínos vêm sendo avaliados (Tabela 1).

Tabela 1: Resultados obtidos por alguns estudos de pesquisa realizados com resíduos de abatedouro de suínos. Fonte: Elaborado pelo autor.

Estudo	Resultados	Referência
Percolação de nitrato no solo pelo uso de resíduo de abatedouro de suíno no solo.	O teor de nitrato fornecido via resíduo é elevado, o que favorece sua percolação de nitrato, já que esse se torna disponível as plantas após 40 dias da sua aplicação.	Romaniw <i>et al.</i> , 2014
Digestão anaeróbica dos resíduos de abatedouro de suínos e hibridização do biogás com energia solar fotovoltaica.	É possível a gestão ambientalmente correta dos resíduos através da digestão anaeróbica produzindo energia autossuficiente para o abatedouro.	González <i>et al.</i> , 2014
Digestão anaeróbica de resíduos de abatedouro de suínos.	Presença de níquel nos resíduos causou uma redução de 21% na produção de biogás.	González <i>et al.</i> , 2014
Emissões de odor na compostagem de resíduos de abatedouro de suínos.	Três compostos odoríferos foram encontrados: trimetilamina, sulfeto de hidrogênio e mercaptano.	Blazy <i>et al.</i> , 2015
Co-digestão de resíduos de abatedouro de suínos.	Alto potencial dos resíduos para produção de biogás.	Borowski e Kubacki, 2015
Biogás de efluente de abatedouro de suínos.	Alto potencial do efluente para produção de biogás.	Kazmierczak <i>et al.</i> , 2016

Em estudo realizado pelos autores, com resíduos de abatedouro de suínos, provenientes de um abatedouro de suínos situado na região Norte do RS, na caracterização físico-química e biológica dos mesmos pode-se verificar alguns parâmetros com alto teor (Tabela 2).

Tabela 2: Caracterização do resíduo de abatedouro de suínos oriundo da região Norte do RS, ano 2017. Fonte: Elaborado pelo autor.

Determinações*	Teores	Legislação Brasileira	
		Fertilizantes Orgânicos	Substratos
Caracterização química			
pH	5,20	6,0 (mín.) ⁽¹⁾	Até uma unidade para menos ⁽³⁾
CE	mS cm ⁻¹	1,28	Até 50% para mais
C/N	34	20 (máx.) ⁽¹⁾	--
CTC	mmol _c kg ⁻¹	609	Até 15% para menos ⁽³⁾
C-org.	g kg ⁻¹	480,00	--
N (TKN)	g kg ⁻¹	14,00	--

P total	g kg ⁻¹	7,80	Conforme declarado ⁽¹⁾	--
K total	g kg ⁻¹	1,30	Conforme declarado ⁽¹⁾	--
Ca total	g kg ⁻¹	16,00	Conforme declarado ⁽¹⁾	--
Mg total	g kg ⁻¹	1,80	Conforme declarado ⁽¹⁾	--
S total	g kg ⁻¹	2,00	Conforme declarado ⁽¹⁾	--
Cu total	g kg ⁻¹	0,06	Conforme declarado ⁽¹⁾	--
Zn total	g kg ⁻¹	0,39	Conforme declarado ⁽¹⁾	--
Mn total	g kg ⁻¹	0,13	Conforme declarado ⁽¹⁾	--
Na total	g kg ⁻¹	0,83	Conforme declarado ⁽¹⁾	--
Al total	g kg ⁻¹	0,49	Conforme declarado ⁽¹⁾	--
Fe total	g kg ⁻¹	1,40	--	--
Cd total	g kg ⁻¹	< 0,0002	0,003 (máx.) ⁽²⁾	0,008(máx.) ⁽²⁾
Cr total	g kg ⁻¹	0,006	0,2 (máx.) ⁽²⁾	0,5(máx.) ⁽²⁾
Ni total	g kg ⁻¹	0,003	0,07 (máx.) ⁽²⁾	0,175(máx.) ⁽²⁾
Pb total	g kg ⁻¹	0,006	0,15 (máx.) ⁽²⁾	0,3(máx.) ⁽²⁾
As total	g kg ⁻¹	< 0,002	0,02 (máx.) ⁽²⁾	0,02(máx.) ⁽²⁾
Se total	g kg ⁻¹	< 0,004	0,08 (máx.) ⁽²⁾	0,08(máx.) ⁽²⁾
Hg total	g kg ⁻¹	0,000001	0,001(máx.) ⁽²⁾	0,0025(máx.) ⁽²⁾
Caracterização física				
DS	kg m ⁻³	181,86	--	Até 20% para menos ⁽³⁾
UA	%	52,47	50 (máx.) ⁽¹⁾	--
PT	%	87,16	--	--
EA	%	50,80	--	--
AFD	%	3,02	--	--
CRA	%	33,35	--	Até 10% para menos ⁽¹⁾
G	%	50,11	--	--
Caracterização biológica				
CBT	UFC/g	4,5x10 ⁷	--	--
CT	UFC/g	3x10 ⁷	--	--
CF	UFC/g	1x10 ⁶	1.000,00 NMP/g(máx.) ⁽²⁾	1.000,00 NMP/g(máx.) ⁽²⁾
P	Oocistos de Cocídeos		1,00 em 4g ST(máx.) ⁽²⁾	1,00 em 4g ST(máx.) ⁽²⁾

*CE= Condutividade elétrica; C/N= Relação Carbono/Nitrogênio; CTC= Capacidade de troca de cátions; C-org.= Carbono orgânico; N= Nitrogênio; P= Fósforo; K= Potássio; Ca= Cálcio; Mg= Magnésio; S= Enxofre; Cu= Cobre; Zn= Zinco; Mn= Manganês; Na= Sódio; Al= Alumínio; Fe= Ferro; Cd= Cádmio; Cr= Cromo; Ni= Níquel; Pb= Chumbo; As= Arsênio; Se= Selênio; Hg= Mercúrio; DS= Densidade seca; UA= Umidade atual; PT= Porosidade total; EA= Espaço de aeração; AFD= Água facilmente disponível; CRA= Capacidade de retenção de água; G= Granulometria (peneiras entre 1,400 e 0,500mm); CBT= Contagem bacteriana total; CT= Coliformes totais; CF= Coliformes fecais; P= Parasitas; ⁽¹⁾Instrução Normativa Nº 25 de 23 de julho de 2009; ⁽²⁾Instrução Normativa Nº 7 de 02 de maio de 2016a; ⁽³⁾Instrução Normativa Nº 5 de 10 de março de 2016b.

As análises físico-química e biológicas são um instrumento importante, porque pelos resultados é possível determinar se o resíduo tem ou não potencial de ser utilizado como fonte de nutrientes para as culturas. Esses resultados fornecem auxílio também para a tomada de decisão em relação à sua aplicação em plantas alimentícias

ou apenas para a produção de madeira e mudas e, se os teores de elementos tóxicos comprometem ou não os mecanismos fisiológicos da planta (LACERDA e SILVA, 2014). A utilização de resíduos orgânicos como fonte de nutrientes para as plantas tem colaborado, para que alguns autores realizem estudos sobre a composição de diversos materiais orgânicos, visando identificar o potencial de contaminação e avaliar possíveis alternativas de aproveitamento dos mesmos (RIBEIRO et al., 1999; KONZEN e ALVARENGA, 2006; MOREIRA et al., 2014).

Para os valores encontrados na caracterização química do resíduo de abatedouro de suínos, Tabela 2, os teores dos nutrientes N, P, K, S, Ca, Mg e os metais Cu e Zn são inferiores aos teores médios apresentados pela CQFS RS/SC (2016), para composto produzido a partir de dejetos de suínos. Porém, para o C-org. o resíduo de abatedouro de suínos se apresentou superior. Segundo Steiner et al. (2012) a adição de fontes orgânicas de nutrientes no solo pode suprir parcial ou totalmente o fertilizante mineral. Além de fornecer nutrientes, a aplicação de resíduos orgânicos diminui a densidade e a resistência do solo à penetração, aumenta a capacidade de retenção de água, aumenta o conteúdo de C-org. e a atividade microbiana, entre outros. Em relação aos teores médios dos metais Cu, Zn, Mn, Fe, Cd, Cr, Ni, Pb, As, Se e Hg encontrados no resíduo de abatedouro de suínos, esses mostraram-se inferiores aos limites máximos admitidos pela legislação brasileira de contaminantes em substrato para plantas e fertilizantes orgânicos (BRASIL, 2009; BRASIL, 2016a). Por outro lado, é importante salientar que a aplicação contínua, e em grandes quantidades desse resíduo no solo pode acarretar em problemas ambientais ao longo do tempo (LACERDA e SILVA, 2014).

As propriedades físicas dos resíduos orgânicos são de extrema importância, principalmente se o mesmo, for utilizado para composição de substratos para plantas, sendo a característica mais importante, inclusive sobre as propriedades químicas, já que as físicas não podem ser facilmente modificadas (VERDONCK, 1983). Referente às propriedades físicas do resíduo de abatedouro de suínos (Tabela 2), em relação aos valores encontrados para as características densidade seca e água facilmente disponível, verificou-se que os mesmos ficaram inferiores aos valores de referência de 350 a 500 kg m⁻³ e 20 a 30%, respectivamente (CONOVER, 1967; BOODT e VERDONCK, 1972). Já, as características referentes a porosidade total e capacidade de retenção de água ficaram muito próximas àquelas consideradas ideais pela literatura (BOODT e VERDONCK, 1972; SCHAFER et al., 2008). Em relação a

granulometria, o resíduo de abatedouro de suínos apresentou uma porcentagem de distribuição distinta dos tamanhos de partículas, mas com uma porcentagem de 50% para granulometria entre 1,400 e 0,500 mm. Segundo Cadahia (1998), em geral, o melhor substrato é definido como um material de textura média a grossa, com distribuição de tamanho de poros entre 30 e 300 μm , pois assim, haverá equilíbrio entre a água disponível e a aeração do ambiente de crescimento das plantas.

Os resultados das análises biológicas do resíduo de abatedouro de suínos, evidenciaram números acima do limite para presença de coliformes fecais por grama de resíduo permitido na legislação. De acordo com a IN nº 07 de 02/05/2016 do Mapa, o critério para a presença de coliformes termotolerantes é preconizado pelo limite de 10^3 NMP/g de matéria seca. Dessa forma, esse resíduo de abatedouro de suínos não se enquadraria nos limites máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos e substratos para plantas. Em relação aos resultados parasitológicos, foram identificados presença de oocistos de coccídeos. Segundo Porkworld (2003), os coccídeos são protozoários intracelulares obrigatórios, que nos suínos parasitam as células intestinais, causando a coccidiose, por infecção oral e a forma eliminada pelo hospedeiro para o ambiente é o oocisto não esporulado, forma imatura do parasita.

3 COMPOSTAGEM E VERMICOMPOSTAGEM

O aproveitamento de resíduos orgânicos industriais é uma tendência relativamente importante no cenário mundial e muitas questões estão sendo levantadas, tanto pelo setor produtivo, como por órgãos ambientais (BIANCHI et al., 2010). Uma das alternativas de tratamento para a estabilização e o aproveitamento desses resíduos são manejos como a compostagem e vermicompostagem, que surgem como formas relativamente eficientes para estabilizar os resíduos orgânicos.

A compostagem é um processo aeróbico de decomposição da matéria orgânica, gerando um composto rico em substâncias húmicas. O processo ocorre por meio da estabilização da matéria orgânica em condições de altas temperaturas (superiores a 45°C), em diferentes fases, obtendo-se um produto final estável, sanitizado, rico em compostos húmicos e cuja utilização no solo não oferece risco ao ambiente (ORRICO et al., 2012). Os microrganismos são fundamentais no processo de transformação de resíduos orgânicos em húmus, sendo que os principais grupos que atuam na degradação são as bactérias, fungos, leveduras e actinomicetos

(GOMES e PACHECO, 1988; KIEHL, 2012). As fases da compostagem são descritas por Inácio e Miller (2009), associando-as os valores de temperatura e a sucessão de grupos de microrganismos que são influenciados pelo calor gerado durante o processo.

Na fase inicial, ocorre a expansão das colônias de microrganismos mesófilos e intensificação da decomposição, liberação de calor e elevação rápida da temperatura. Essa fase tem a duração de no máximo 24 horas até atingir a temperatura de 45°C no interior da massa dos resíduos. Dependendo das características da matéria orgânica utilizada pode ser mais longa (3 dias) ou mais curta (15 horas). A fase termófila é caracterizada por temperaturas acima de 45°C, predominando a faixa de 50 a 65°C, quando ocorre a plena ação de microrganismos termófilos, principalmente bactérias, com intensa decomposição do material e geração de vapor d'água. Na fase mesófila, ocorre a degradação das substâncias mais resistentes por microrganismos mesófilos (fungos e actinomicetos), redução da atividade microbiana e, conseqüentemente, queda de temperatura e perda de umidade. E por último, ocorre à maturação do material, um composto com substâncias húmicas, onde a atividade biológica é baixa e o composto perde a capacidade de auto aquecimento.

O produto resultante da compostagem pode ser utilizado como fertilizante orgânico na agricultura, substratos na produção de diferentes tipos de mudas e na recuperação de áreas degradadas (PEDROSA et al., 2013). No entanto, é importante salientar que possíveis impactos ambientais negativos da compostagem podem ocorrer, como: emissões de odores (substâncias orgânicas voláteis) e efluentes (percolado das leiras) ao ambiente em torno da área de compostagem; eventual atração e proliferação de moscas nas leiras de compostagem; presença de alguns microrganismos e poeira no ar que podem comprometer a saúde dos operadores através de problemas respiratórios (INÁCIO e MILLER, 2009).

Outra técnica idealizada para se obter mais rapidamente e em melhores condições a desejada estabilização da matéria orgânica é a vermicompostagem. Essa resulta no processo de transformação de matéria orgânica recente, isto é, pouco degradada, por meio da ação das minhocas junto com a flora que vive em seu trato digestivo, em matéria orgânica estabilizada (EDWARDS e FLETCHER, 1988; SINHA et al., 2010). O principal processo envolvido na ação das minhocas sobre a matéria orgânica é mais mecânico do que biológico. O revolvimento e a aeração do composto,

bem como, a trituração das partículas orgânicas que passam pelo trato digestivo desses animais constituem um processo puramente mecânico. A contribuição do efeito bioquímico está presente quanto à decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos existentes no intestino das minhocas, gerando resíduos mais ricos em nutrientes assimiláveis pelas plantas (SILVA et al., 2011).

As técnicas de compostagem e vermicompostagem vêm apresentando resultados satisfatórios na estabilização de resíduos orgânicos, sendo considerada por diversos autores (CESTONARO et al., 2010; ORRICO JUNIOR et al., 2012; PAIVA et al., 2012; SUNADA et al., 2015; COTTA et al., 2015). Nesse sentido, a vermicompostagem e a compostagem são alternativas que merecem atenção, pois permitem o enriquecimento da matéria orgânica, aumentando a disponibilização de nutrientes de forma economicamente viável e ambientalmente sustentável.

4 RESÍDUOS DE ABATEDOURO DE SUÍNOS COMO POTENCIAL DE USO COMO FERTILIZANTES ORGÂNICOS

O aumento gradativo da população mundial nas últimas décadas, aliado ao aumento da demanda por biocombustíveis e conseqüentemente redução dos estoques dos alimentos, vem tornado a produção agrícola cada vez mais desafiadora, ao ponto de se buscar um equilíbrio entre máximo custo aplicável de insumos e a máxima produção obtida. Assim, deve-se buscar alternativas para otimizar ao máximo a produção agrícola, sem alterar significativamente os custos da produção (ZORTEA, 2015).

Os abatedouros frigoríficos, são agroindústrias com alta produção de resíduos orgânicos, que necessitam de grandes áreas para receber esses resíduos gerados pela sua atividade (VERAS e POVINELLI, 2004). Entre as alternativas para a disposição final dos resíduos originados no processo de abate de suínos, tais como, disposição em aterro sanitário, reutilização industrial, incineração, conversão em óleo, e entre outras, a adição desses resíduos de abatedouros ao solo parece ser uma boa opção sob o ponto de vista econômico, pelo menor custo, por permitir a redução no uso de fertilizantes minerais industriais, promover o aumento de matéria orgânica do solo e reciclagem de nutrientes essenciais às plantas, os quais possuem importante papel na produção agrícola e na manutenção da fertilidade do solo (ROMANIW et al., 2015).

Alguns trabalhos encontrados na literatura destacam a importância dessa prática agrícola em relação a fertilidade do solo e produtividade das culturas. Em estudo realizado por Silva Neto et al. (2010) com o objetivo de avaliar o efeito da aplicação do resíduo líquido de abatedouro de bovinos em pastagem de *Urochloa brizantha* (Trinius, 1834), os autores concluíram que a aplicação sistêmica do resíduo proporcionou aumentos na produção de massa seca total da *Urochloa brizantha* (Trinius, 1834). Em estudos realizados por Ferreira et al. (2010) e Briedis et al. (2011), que avaliaram o uso de resíduo de abatedouro de suínos e aves compostados, nas culturas do feijão e trigo, respectivamente, não foram encontradas diferenças significativas nos componentes de produção e na produtividade de grãos quando comparado ao uso do fertilizante mineral, mostrando ser uma boa alternativa na substituição de fontes minerais de nutrientes.

Portanto, a aplicação de compostos orgânicos, desde que se considere as necessidades do solo e das plantas e que se conheça a constituição desses resíduos, pode possibilitar uma melhor condição ao desenvolvimento das plantas, seja pelo fornecimento de nutrientes bem como, melhorando as características do solo. Neste sentido, a utilização de resíduos orgânicos, se apresentam como uma boa alternativa, uma vez que seu uso como fertilizante orgânico, promove uma melhoria na produção vegetal e animal via introdução e aumento na disponibilidade de nutrientes no solo.

5 RESÍDUOS DE ABATEDOURO DE SUÍNOS COMO POTENCIAL DE SUBSTRATO PARA PRODUÇÃO DE MUDAS

Atualmente, tanto no setor florestal quanto o setor frutícola, o custo na aquisição de substratos utilizados para a produção de mudas faz com que novos resíduos orgânicos sejam testados nos viveiros. A busca e avaliação de novos componentes e novas formulações que assegurem a produtividade, qualidade e competitividade, é uma necessidade (AMARAL et al., 2015). A principal função do substrato é sustentar a muda e fornecer condições adequadas para o crescimento e funcionamento do sistema radicular, assim como fornecer os nutrientes necessários ao crescimento da planta, devendo ser isento de sementes de plantas invasoras, pragas e fungos patogênicos, evitando-se assim a necessidade de sua desinfestação (HARTMANN et al., 2011). Inúmeros materiais podem ser empregues como substrato, devendo levar em consideração as suas características físico-químicas, sua

disponibilidade e seu custo. O substrato é o elemento que exerce influência significativa no crescimento das mudas e vários são os materiais que podem ser usados na sua composição (CALDEIRA et al., 2012).

Há tempos, as mudas de plantas em geral vêm sendo produzidas em sistemas protegidos e com o uso de substratos adequados ao tipo e espécie a ser produzida. O cultivo de plantas em substratos permite o controle mais rígido da nutrição mineral e da irrigação, de forma a proporcionar melhores condições de crescimento para as plantas. Neste tipo de cultivo, também é possível contornar condições desfavoráveis, comumente enfrentadas com o cultivo tradicional em solo, como a baixa fertilidade, impedimentos físicos, além de problemas de salinização, incidência de pragas e doenças, contaminações adversas, entre outros (SERRANO et al., 2006).

Os materiais ou misturas que compõem os substratos e substituem o solo na fase de produção das mudas, devem proporcionar sustentação e possibilitar o fornecimento adequado de aeração e retenção de água, assim como suprimento das necessidades nutricionais. As propriedades físicas, químicas e biológicas dos substratos devem ser conhecidas, visto que estas influenciam diretamente o desenvolvimento das mudas (ZORZETO, 2011). Existem diversas combinações de substratos no mercado brasileiro que são constituídos de diferentes materiais, como a perlita, vermiculita, argila expansiva, resíduos urbanos e industriais e entre outros, tendo grande variação quanto às suas características físicas e químicas (FERNANDES et al., 2006).

Segundo Fermino e Kämpf (2012), no Sul do Brasil, há uma carência de substratos orgânicos recomendados para a produção de mudas. As empresas produtoras de substratos para plantas nem sempre se localizam próximas ao mercado consumidor e o transporte a grandes distâncias onera o preço, limitando sua aquisição, o que faz com que muitas vezes o produtor elabore seu próprio substrato, misturando materiais disponíveis na região. O uso de resíduos industriais compostos por diversos materiais orgânicos como uma alternativa de substrato, vem apresentando características satisfatórias, segundo estudos realizados por alguns autores (PAGLIARINI et al., 2012; SANTOS et al., 2014; SIMON et al., 2016).

Neste cenário, é importante caracterizar e testar novos materiais que atualmente são potenciais poluidores do solo e da água, como alternativas de fornecimento de nutrientes e como substrato na produção de plantas, no intuito de reduzir os riscos de contaminação ambiental e buscar novas alternativas que visem a

redução dos custos de produção, manutenção das produtividades e sustentabilidade na agropecuária.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O excessivo descarte de resíduos orgânicos oriundos da suinocultura e gerados na indústria, vem causando preocupação crescente na sociedade, pela potencialidade dos contaminantes presentes. Nesse sentido, o conhecimento do potencial poluidor e nutricional desses materiais, combinado com estratégias que possam permitir reaproveitamento da matéria orgânica gerada pelas grandes indústrias, se mostra fundamental em estudos ambientais e na implementação de sistemas sustentáveis em regiões geradoras de resíduos de suínos.

Nesse sentido, as pesquisas com resíduos de abatedouro de suínos ainda são incipientes, porém altamente necessárias para que os problemas não cheguem a níveis de irreversibilidade, principalmente no que se refere a compostos emergentes.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Departamento de Solos/UFSM e Programa de Pós-graduação de Ciência do Solo/UFSM.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABPA. Associação Brasileira de Proteína Animal – Relatório Anual. 68 p. Disponível em: <http://abpabr.com.br/storage/files/3678c_final_abpa_relatorio_anual_2016_portugues_web_reduzido.pdf> Acesso em: 26 fev. 2019.

ABSC. Associação Brasileira dos Criadores de Suínos - Mapeamento - Suinocultura Brasileira e suas dimensões. **Revista da suinocultura**, v. 5, n. 22, p. 1-40, 2017. Disponível em: <<http://www.abcs.com.br>>. Acesso em: 11 nov. 2017.

ALBUQUERQUE, Daiane C. K.; SCHEFFER-BASSO, Simone M.; ESCOSTEGURY, Pedro A. V.; BRUSTOLIN-GOLIN, Karen D.; ZABOT, V.; MIRANDA, Mario. Residual effect of pig slurry on common carpet grass pasture. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.21, n.6, p.374-378, jun. 2016.

ANDREOLI, Cleverson V.; SPERLING, Marcos V.; FERNANDES, Fernando. Lodo de esgoto: tratamento e disposição final. 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

AMARAL, Genilda C.; RAABE, Joabel.; SOUSA, José R. L.; SOUZA, Anderson M. Sobrevivência de mudas de clones de *Eucalyptus* spp. propagadas em diferentes substratos a base de fibra de coco. In: Congresso Brasileiro de Eucalipto, III, 2015, Vitória – ES, **Resumo** Vitória: Cedagro, 2015, p. 1-3.

BASSO, Claudir J.; PINTO, Marlo A. B.; SANTI, Antônio L.; SILVA, Rodrigo F.; SILVA, Diecson R. O. Pig slurry as a nutrient source in wheat/corn succession. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 63, n. 3, p. 412-418, mai./jun. 2016.

BIANCHI, Mirian O.; CORRÊA, Maria E. F.; RESENDE, Alexander S.; CAMPELLO, Eduardo F. C. Importância de estudos ecotoxicológicos com invertebrados do solo. Seropédica, Embrapa Agrobiologia, **Documento 266**, 32 p., 2010.

BLAZY, Vicent; De-GUARDIA, Amaury.; BENOIST, Jean C.; DAUMOIN, Mylene; GUIZIOU, Fabrice.; LEMASLE, Marguerite; WOLBERT, Dominique; BARRINGTON, Suzelle. Correlation of chemical composition and odor concentration for emissions from pig slaughterhouse sludge composting and storage. **Chemical Engineering Journal**, v. 276, p. 398–409, set. 2015.

BOODT, Marcel; Verdonck, Onner. The physical properties of the substrates in horticulture. **Acta Horticulturae**, Wageningen, v.26, p.37-44, 1972.

BOROWSKI, Sebastian; KUBACKI, Przemyslaw. Co-digestion of pig slaughterhouse waste with sewage sludge. **Waste Management**, v. 40, p. 119–126, jun. 2015.

BRAILE, Pedro M.; CAVALCANTI, Jose E.W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. 1 ed. São Paulo: ed. CETESB, 1993.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). **Instrução Normativa** n.º 25 de 23 de junho de 2009. Disponível em: <<http://www.dpv24.iciag.ufu.br/new/dpv24/Apostilas/IN%20MAPA%2025%202009.pdf>>. Acesso em: 08 ago. 2017.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). **Instrução Normativa** n.º 7 de 02 de maio de 2016a. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-sda-27-de-05-06-2006-alterada-pela-in-sda-07-de-12-4-16-republicada-em-2-5-16.pdf>>. Acesso em: 28 ago. 2017.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). **Instrução Normativa** n.º 5 de 10 de março de 2016b. Disponível em: . <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=317444>>. Acesso em: 28 ago. 2017.

BREWSTER, Jay; OLESZKIEWICZ, Jan; BUJOCZEK, Grzegorz; REIMERS, Robert S.; ABU-ORF, Mohmmad; BOWMAN, Dwight; Fogart, Elizabeth. Inactivation of *Ascaris* summ eggs in digested and dewatered biosolids and lime and fly ash at bench scale and full scale. **Environmental Engineering Science**. Canadá, v.2, n.5, p.395-400, out. 2003.

BRIEDIS, Clever; SA, João C. M.; FERREIRA, Ademir O.; RAMOS, Fabrícia S. Efeito primário e residual de resíduos orgânicos de abatedouros de aves e suínos na produtividade do trigo. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**. Mossoró, v. 2, n. 6 p. 221-226, abr./jun. 2011.

CADAHIA, Carlos. **Fertirrigacion – Cultivos hortícolas y ornamentales**. 1 ed. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 1998.

CADONÁ, Eliana A.; SOUZA, Eduardo L.; GUERRA, Divanilde; BOHRER, Robson E. G. (2016) - Utilização de Adubação Orgânica com Dejetos de Suínos e Contaminação de Água e de Solo por Coliformes. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v.38 n.3. p. 1601-1609, set./dez. 2016.

CALDEIRA, Marcos V. W.; DELARMELINA, William M.; LÜBE, Sara G.; GOMES, Daniele R.; GONÇALVES, Elzimar O.; ALVEZ, Aloísio F. Biossólido na composição de substrato para a produção de mudas de *Tectona grandis*. **Floresta**, Curitiba, v. 42, n.1, p. 77-84, jan./mar. 2012.

CASSOL, Paulo C.; SILVA, Danielle C. P. R.; ERNANI, Paulo R.; KLAUBERG FILHO, Osmar; Lucrecio, Willian. Atributos químicos em Latossolo Vermelho fertilizado com dejetos suíno e adubo solúvel. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v.10, p.103-112, 2011.

CASSOL, Paulo C.; COSTA, Andréia C.; CIPRANDI, Olívio; PANDOLFO, Carla M.; ERNANI, Paulo R. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.36, n.6, p. 1911-1923, nov./dez.2012.

CESTONARO, Taiana; ABREU, Paulo G.; ABREU, Valeria M. N.; COLDEBELLE, Arlei; TOMAZELLI, Inaiara L.; HASSEMER, Marla J. Desempenho de diferentes substratos na decomposição de carcaça de frango de corte. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 12, p. 1318-1322, 2010.

CONOVER, Charles A. Soil amendments for pot and field grown flowers. **Florida Flower Grower**, Florida, v.4, n.4, p.1-4, 1967.

CORRÊA, César T.; SANTOS, Jaqueline S. Vermicompostagem no tratamento de resíduos orgânicos domésticos. In: *Semana de Extensão, Pesquisa e Pós-Graduação SEPesq. XI, 2015*, Porto Alegre, **Anais...** Porto Alegre: UniRitter, 2015.

COSTA, Claudia N.; MEURER, Egon J.; LIMA, Christina V. S.; SANTOS, R.C. Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente. In: Meurer, Egon J. (Ed.) **Fundamento de Química do Solo**. 5 ed., Porto Alegre: Evangraf, 2012, p. 201-242.

COTTA, Jussara A. O.; CARVALHO, Nayhana L. C.; BRUM, Túlio S.; REZENDE, Maria O. O. Compostagem versus vermicompostagem: comparação das técnicas utilizando resíduos vegetais, esterco bovino e serragem. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 65-78, jan./mar. 2015.

CQFS-RS/SC - Comissão de Química e Fertilidade do Solo – RS/SC. **Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Porto Alegre: SBCS-NRS, 376 p., 2016.

EDWARDS, Clive A.; FLETCHER, K. E. (1988) - Interactions between earthworms and microorganisms in organic matter break-down. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam v. 24, n. 1-3, p. 235-247.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Agricultural Outlook 2015-2024**, OECD Publishing, Paris, 148 p., 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1787/agr_outlook-2015-en>. Acesso em: 05 de ago. 2017.

FEAM. Fundação Estadual do Meio Ambiente (2010) - **Diagnóstico Ambiental das Indústrias de Abate no Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 148 p., 2010. Disponível em: <http://www.feam.br/images/stories/arquivos/producaosustentavel/diagnostico_industria_abate.pdf >. Acesso em: 05 de ago. 2017.

FERMINO, Maria H.; KÄMPF Atelene N. Densidade de substratos dependendo dos métodos de análise e níveis de umidade. **Horticultura Brasileira**, v. 30, n. 1, p. 75-79, jan./mar. 2012.

FERNANDES, Carolina; CORÁ, José E.; BRAZ, Leila T. Alterações nas propriedades físicas de substratos para o cultivo do tomateiro do grupo cereja. **Horticultura Brasileira**, v. 24, n. 1, p. 94-98, jan./mar. 2006.

FERREIRA, Ademir O.; SA, João C. M.; NASCIMENTO, Celso G.; BRIEDIS, Clever; RAMOS, Fabricia S. Impacto de resíduos orgânicos de abatedouro de aves e suínos na produtividade do feijão na região dos Campos Gerais – PR – Brasil. **Revista Verde**, Mossoró v. 4, n. 5, p.15-21, out./dez. 2010.

GASPARD, P.; SCHWARTZBROD, J. Helminths and protozoa in stabilized sludge for agricultural use: search for an indicator of parasite contamination. *In: Conference Iwa*, 2001, Acapulco. **Anais...** Acapulco IWA, 2001, p.9-14.

GIROTTI, Eduardo; CERETTA, Carlos A.; LOURENZI, Cledimar R.; Lorensini, Felipe.; TIECHER, Tadeu L.; VIEIRA, Renan C.B.; Trentin, GUSTAVO; BASSO, Claudir J.; MIOTTO, Alcione; BRUNETTO, Gustavo. Nutrient transfers by leaching in a no-tillage system through soil treated with repeated pig slurry applications. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, v.95, p.115-131, jan. 2013.

GOMES, W. R.; Pacheco, E. **Composto orgânico**. Lavras: Escola Superior de Agricultura de Lavras, **Boletim Técnico**, 11, 11p., 1988.

GONZÁLEZ, Almudena G.; PEREIRA, Manuel C.; CUADROS, Francisco; FARTARIA, Tomás. Energy self-sufficiency through hybridization of biogas and photovoltaic solar energy: an application for an Iberian pig slaughterhouse. **Journal of Cleaner Production**, v. 65, p. 318-323, 2014a.

GONZÁLEZ, Almudena G.; CUADROS, Francisco.; CELMA, Antonio R.; Rodríguez, Fernando L. Influence of heavy metals in the biomethanation of slaughterhouse waste. **Journal of Cleaner Production**, v. 65, p. 473-478, fev. 2014b

GONZATTO, Rogério; AITA, Celso; BÉLANGER, Gilles; CHANTIGNY, Martin H. ; MIOLA, Ezequiel C.C.; PUJOL, Stefen B.; DESSBESEL, A.; GIACOMINI, Sandro J. Response of No-Till Grain Crops to Pig Slurry Application Methods and a Nitrification Inhibitor. **Agronomy Journal**. v. 109, p. 1687-1696, mai. 2017.

HARTMANN, Hudson T. KESTER, Dale; Davies, Fred. & Geneve, Robert. **Plant propagation: principles and practices**. 8 ed. Boston: Ed. Prentice-Hall, 2011.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2018) - **Estatística da Produção Pecuária**, Brasil, março de 2018. 76p. Disponível em: <<http://www.norteagropecuario.com.br/media/8286/estudo-do-ibge.pdf>>. Acesso em: 26 fev. 2019.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017) - **Estatística da Produção Pecuária**, Brasil, junho de 2017. 47 p. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Pecuaria/Fasciculo_Indicadores_IBGE/abate-leite-couro-ovos_201701caderno.pdf>. Acesso em: 15 abr. 2017.

INÁCIO Caio T.; MILLER Paul R. M. **Compostagem: ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos**. 1 ed. Rio de Janeiro: Ed. Embrapa Solos, 2009.

ITO Minoru; GUIMARÃES, Diego; AMARAL, Gisele. **Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades**. Agroindústria BNDS Setorial, 44, p. 125-156, 2016. Disponível em: <https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/9974/1/BS%2044%20Impactos%20ambientais%20da%20suinocultura_P.pdf>. Acesso em: 10 de abr. 2017.

KAZMIERCZAK, Tatiana; HOSSA, Clésio L.; MACCAGNAN, Bruna E.; COLLET, Éverton B. Estimativa teórica da produção de biogás a partir de efluente procedente de abatedouro de suínos e aves no município de Videira - SC (estudo de caso). **Ignis: Periódico Científico de Arquitetura e Urbanismo, Engenharias e Tecnologia da Informação**, v.5, n.1, p. 05-17, 2016.

KIEHL, Edmar J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. 6 ed. Piracicaba, Ed: Edmar José Kiehl, 2012.

KONZEN, Egídio A.; ALVARENGA, Ramon C. Cultivo do milho. 2. ed. Embrapa Milho e Sorgo. Sistemas de Produção, **versão eletrônica**, Set 2006. Disponível em: <<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/491728/4/Adubacaoorganica.pdf>>. Acesso em: 11 maio. 2017.

LACERDA, Julian J. J.; SILVA, Douglas R. G. Fertilizantes orgânicos: usos, legislação e métodos de análise. **Boletim Técnico** - n.º 96 -, Lavras - MG, p. 1-90, 2014.

LIMA, Marcia R. P. **Uso de estufa agrícola para secagem e higienização de lodos de esgoto**. 2010. 284 f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Pontifícia Universidade Católica- PUC, São Paulo, 2010.

LOURENZI, Cledimar R.; CERETTA, Carlos A.; BRUNETTO, Gustavo; GIROTTO, Eduardo; TIECHER, Tadeu L.; VIEIRA, Renan C.B.; CANCIAN, Adriana; FERREIRA, Paulo A. A. Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.38, n.3, p.949-958, mai./jun. 2014.

MIOLA, Ezequiel C.C. (2014) - **Estratégias para reduzir as emissões gasosas e melhorar o aproveitamento do nitrogênio de dejetos de suínos pelo milho em plantio direto**. 2014. 114 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

MOREIRA, Marcela F.; SANTOS, Priscila R.; RIZK, Maria C. Produção de adubo orgânico empregando diferentes concentrações de resíduos de rúmen bovino/cascas de café. **Revista Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 11, n. 2, p. 113-123, jul./dez. 2014.

OLIVEIRA, Paulo A. V.; HIGARASHI, Martha M. Unidade de compostagem para o tratamento dos dejetos de suínos. Concórdia, Embrapa Suínos e Aves, **Documento 114**, 39 p., 2006.

ORRICO JUNIOR, Marco A.P.; ORRICO, Ana C.A.; LUCAS JUNIOR, Jorge; SAMPAIO, Alexandre A. M.; FERMANDES, Alexandre R.M.; OLIVEIRA, Emanuel A. Compostagem dos dejetos da bovinocultura de corte: influência do período, do genótipo e da dieta. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 41, n. 5, p. 1301-1307, mai. 2012.

ORRICO, Ana C.A.; CENTURION, Stanley R.; FARIAS, Romildo M.; ORRICO JUNIOR, Marco A.P.; GARCIA, Rodrigo G. Effect of diferente substrates on composting of poultry litter. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 41, n. 7, p. 1764-1768, jul. 2012.

PACHECO, José W. **Guia técnico ambiental de frigoríficos - industrialização de carnes (bovina e suína)**. São Paulo: CETESB (Série P + L), 2006, 85 p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 12 jul. 2017.

PAGLIARINI, Maximiliano K.; CASTILHO, Regina M. M.; ALVES, Marlene C. Caracterização físico-química de misturas de componentes de substrato com resíduo de celulose para fins de produção de mudas. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.7, p.160-169, set. 2012.

PAIVA, Ed Carlo R.; MATOS, Antonio T.; AZEVEDO, Mônica A.; BARROS, Renata T.P.; COSTA, Tatiana D.R. Avaliação da compostagem de carcaças de frango pelos

métodos da composteira e de leiras estáticas aeradas. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 32, n. 5, p. 961-970, set./out. 2012.

PEDROSA, Talita D.; FARIAS, Camilo A.S.; PEREIRA, Rafaela A.; FARIAS, Emanuel T.R. Monitoramento dos parâmetros físico-químicos na compostagem de resíduos agroindustriais. **Nativa**, v. 1, n. 1, p. 44-48, out./dez. 2013.

PERDOMO, Carlos C. Sugestões para o manejo, tratamento e utilização de dejetos suínos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. Instrução Técnica para o suinocultor, **versão eletrônica** 12. 2 p., 1999. Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/preventiva/itsu012.pdf>> Acesso em: 24 de abr. 2017.

PEREIRA, Leandro B. **Manejo da adubação na cultura do feijão em sistema orgânico de produção**. 2014. 86 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista – UNESP Campus Ilha Solteira, 2014.

PORKWORLD. **Doenças entéricas dos suínos**. Porkworld Ed. Especial, 2003.

RIBEIRO, Antônio C.; GUIMARÃES, Paulo T. G.; ALVAREZ VENEGAS, Victor H. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. 5 ed., Viçosa, MG: CFSEMG, 1999 p. 359.

ROMANIW, Jucimare; SÁ, João C. M.; PADILHA, Alessandra A.; RAMOS, Fabrícia S.; EURICH, Guilherme. Impacto do uso de resíduo orgânico de abatedouro de aves e suínos na percolação de nitrato no solo. **Synergismus Scientifica**, Pato Branco, v. 9, n. 1, p. 01-05, 2014.

ROMANIW, Jucimare; SÁ, João C. M.; PADILHA, Alessandra A.; RAMOS, Fabrícia S.; EURICH, Guilherme; BRESSAN, Pamela T. Carbon dynamics in no-till soil due to the use of industrial organic waste and mineral fertilizer. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 46, n. 3, p. 477-487, jul./set. 2015.

ROSA, Andre P. **Avaliação da viabilidade técnica e ambiental do uso do conteúdo ruminal bovino como biocombustível**. 2009. 90 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

SACOMORI, Wagner; CASSOL, Paulo C.; ERNANI, Paulo R.; MIQUELLUTI, David J.; COMIN, Jucinei J.; GATIBONI, Luciano C. Concentração de nutrientes na solução do subsolo de lavoura fertilizada com dejetos líquidos de suínos. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v.15, n.3, p.245-258, 2016.

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

SANTOS, Fernando E.V.; KUNZ, Sustanis H.; CALDEIRA, Marcos V. W.; AZEVEDO, Carlos H. S.; Rangel, Otacilio J. P. Características químicas de substratos formulados com lodo de esgoto para produção de mudas florestais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.18, n.9, p.971–979, set. 2014.

SCHAFER, Gilmar; SOUZA, Paulo V. D.; KOLLER, Otto C.; SCHWARZ, Sérgio F. Physical and chemical properties of substrates to cultivate seedling of citrus rootstocks. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.39, p.1067-1079, mar. 2008.

SCHEFFER-BASSO, Simone M.; SCHERER, Clênio V.; ELWANGER, Marcelo. Resposta de pastagens perenes à adubação com chorume suíno: pastagem natural. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v.37, n.2, p.221-227, 2008.

SEGANFREDO, M.A. Gestão ambiental na suinocultura. Brasília-DF: Embrapa Informação Tecnológica. **Boletim Técnico**, 2007, 302 p.

SEITER, Stefan; HORWATH, William R. Strategies for managing soil organic matter to supply plants nutrition. In: MAGDOFF, Fred; WEIL, Ray R. (Ed.). **Soil organic matter in sustainable agriculture**. London: CR PRESS, 2004, p. 269-293.

SERRANO, Luiz A. L.; SILVA, Carlos M. M.; OGLIARI, Juares; CARVALHO, Almy J. C.; MARINHO, Cláudia S.; DETMANN, Edenio. Utilização de substrato composto por resíduos da agroindústria canavieira para produção de mudas de maracujazeiro-amarelo. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 28, n. 3, p. 487-491, dez. 2006.

SILVA NETO, Sabino P.; SILVA, José E. C.; SANTOS, Antonio C.; CASTRO, José G. D.; DIM, Valdinéia P.; ARAÚJO, Aridouglas S. Características agronômicas e nutricionais do capim-Marandu em função da aplicação de resíduo líquido de frigorífico, **Acta Scientiarum. Animal Sciences**, Maringá, v. 32, n. 1, p. 9-17, 2010.

SILVA, Christian L.; BASSI, Nádia S.S. Análise dos impactos ambientais no Oeste Catarinense e das tecnologias desenvolvidas pela Embrapa Suínos e Aves. In: Encontro Nacional da ANPPAS. VI, 2012, Belém, **Resumo**, Belém: ANPPAS 2012, p. 1-17.

SILVA, Rodrigo F.; VASCONCELLOS, Noeli J. S.; STEFFEN, Gerusa P. K.; DOTTO, Rodrigo B.; GRUTKA, Letícia. Caracterizações microbiológicas e químicas em resíduos orgânicos submetidos à vermicompostagem. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 17, n. 1-4, p. 108-115, jan./mar. 2011.

SIMON, Elis D. T.; ANTUNES, William R.; LEMOES, Lucas S.; TATTO, Francis R.; PÖPPL NETO, José C.; MORSELLI, Tânia B.G.A. Caracterização física e química de substratos alternativos para produção de mudas. *Revista da Jornada de Pós-Graduação e Pesquisa, Versão digital*, São Gabriel, 2016. ISSN:1982-2960, Disponível em: <<http://trabalhos.congrega.urcamp.edu.br/index.php/jpgp/article/view/864/962>>. Acesso em: 22 jul. 2017.

SINHA, Rajiv K.; VALANI, Dalsukh; CHAUHAN, Krunal; AGARWAL, Sunita. Embarking on a second green revolution for sustainable agriculture by vermiculture biotechnology using earthworms: Reviving the dreams of Sir Charles Darwin. **Journal of Agricultural Biotechnology and Sustainable Development**, v. 2, n. 7, p. 113-128, ago. 2010.

SOUZA, Jean C. P. V. B.; AMARAL, Armando L.; MORÉS, Nelson; TREMÉA, Sandro L.; MIELE, Marcelo; SANTOS FILHO, Jonas I. Sistema de produção de leitões baseado em planejamento, gestão e padrões operacionais. Embrapa Concórdia – SC, 2013, **Versão eletrônica** p.1-118. <<http://www.cnpsa.embrapa.br/SP/leitoeos/sp4.pdf>>. Acesso em: 19 mai. 2017.

STEINER, Fábio; PIVETTA, Laércio A.; ZOZ, Tiago; PINTO JUNIOR, Artur S. Estoque de carbono orgânico no solo afetado por adubação orgânica e sistemas de culturas no Sul do Brasil. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 33, n.1, p. 2775-2788, 2012.

SUNADA, Natália S.; ORRICO, Ana Carolina A.; ORRICO JUNIOR, Marco A.P.; CENTURION, Stanley R.; OLIVEIRA, Arley B.M.; FERNANDES, Alexandre R.M.; LUCAS JUNIOR, Jorge L.; SENO, Leonardo O. Compostagem de resíduo sólido de abatedouro avícola. **Ciência Rural**, Santa Maria v. 45, n. 1, p. 178-183, set. 2015.

SYLVESTRE, Sílvia E. Z. **Desempenho de sistemas de reatores anaeróbios e aeróbio na remoção de coliformes e ovos de helmintos de águas residuárias de suinocultura**. 2013. 103 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária – UNESP, Jaboticabal-SP, 2013.

USDA. United States Department of Agriculture (2018) - **Brazil Livestock and Products Annual**. 13 p. Disponível em: <https://gain.fas.usda.gov/Recent%20GAIN%20Publications/Livestock%20and%20Products%20Annual_Brasilia_Brazil_9-4-2018.pdf>. Acesso em: 26 fev. 2019.

VERAS, Luciana R. V.; POVINELLI, Jurandyr A. Vermicompostagem do lodo das lagoas de tratamento de efluentes industriais consorciada com composto de lixo urbano. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 9, n 3, p.218-224, jul./set. 2004.

VERDONCK, Onner (1983) - Reviewing and evaluation of new materials used as substrates. **Acta Horticulturae**, v. 150, p. 467-473.

VIDIGAL, Sanzio M.; SEDIYAMA, Maria Aparecida N.; PEDROSA, Marinalva W.; SANTOS, Marlei R. Produtividade de cebola em cultivo orgânico utilizando composto à base de dejetos de suínos. **Horticultura Brasileira**, Brasília v.28, n.2, p.168-173, abr./jun. 2010.

WEIDEMA, Bo P.; Wesnaes, Marianne; HERMANSEN, John; KRISTENSEN, T.; HALBERG, Niels. (2008) - Environmental Improvement Potentials of Meat and Dairy Products. Joint Research Center, European Commission. EUR, 2008 **versão eletrônica**, p. 1-196. Disponível em: <<http://ftp.jrc.es/EURdoc/JRC46650.pdf>>. Acesso em: 09 jul. 2017.

XU, Yaoyang. YU, M.; MA, Q.; ZHOU, H. Accumulation of copper and zinc in soil and plant within ten-year application of different pig manure rates. **Plant Soil and Environment**, v. 59, n.11, p. 492-499, 2013.

ZENATTI, Ricardo; GONÇALVES JUNIOR, Afonso C.; SCHWANTES, Daniel; NACKE, Hebert; COELHO, Gustavo F.; Souza, Ricardo F. B. Disponibilidade de metais tóxicos na cultura do Tifton 85 e em solo de cultivo fertilizado com dejetos provenientes da suinocultura. **Ambiência - Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais** Guarapuava, v.12 n.1, p. 187-201, jan./abr. 2016.

ZORTEA, Luiz F. **Produção de milho com utilização de adubação orgânica no Planalto Catarinense**. 2015. 36 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Curitibanos-SC, 2015.

ZORZETO, Thais Q. **Caracterização física e química de substratos para plantas e sua avaliação no rendimento do morangueiro (*Fragaria x ananassa*)**. 2011. 96 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agrônomo IAC, Campinas, 2011.

4 HIPÓTESES

I - O resíduo de abatedouro de suínos na sua forma “*in natura*” possui potencial toxicológico ao ambiente.

II - O processo de compostagem e vermicompostagem diminui a presença de coliformes totais e fecais, bem como, de ovos e larvas de helmintos no resíduo de abatedouro de suíno.

III - O resíduo de abatedouro de suíno compostado, vermicompostado ou “*in natura*” apresenta características químicas, físicas e biológicas que permitem a sua utilização como substrato para produção do porta-enxerto cítrico *Poncirus trifoliata* (L.) Raf..

5 RESULTADOS

5.1 ARTIGO 2 – ECOTOXICOLOGY OF PIG SLAUGHTERHOUSE WASTE WITH *Lactuca sativa* L., *Raphanus sativus* L. and *Oryza sativa* L.

Artigo aceito pela Revista Brasileira de Ciência do Solo - RBCS

Qualis Ciências agrárias I – A2

ECOTOXICOLOGY OF PIG SLAUGHTERHOUSE WASTE WITH *Lactuca sativa* L., *Raphanus sativus* L. and *Oryza sativa* L.

ABSTRACT

Pork has been the most consumed animal protein around the world. The production levels are significant compared to other livestock activities, which results in the generation of large amounts of slaughter waste. The disposal of slaughter waste is often done improperly in agricultural areas, causing environmental imbalance by the contamination of soil and water sources by metals and pathogenic organisms. The study aimed to evaluate the phytotoxic effects of pig slaughterhouse waste *in natura* and after stabilization processes on lettuce (*Lactuca sativa* Linnaeus, 1753), radish (*Raphanus sativus* Linnaeus, 1753) and rice (*Oryza sativa* Linnaeus, 1753), in addition to shoot nutrient contents. In order to do this, the waste was evaluated *in natura* (PSWin), as well as after aerated composting (PSWa), natural composting (PSWn) and vermicomposting (PSWv) through phytotoxicity tests on lettuce, radish and rice plants. The evaluations were done through germination, root length, plant development and shoot nutrient analysis. We found that PSWin and PSWa caused negative effects on germination, root length and plant development. Shoot nutrient contents varied greatly among treatments, some of which were above, below or within the recommended limits. This allowed us to conclude that pig slaughterhouse waste *in natura* and after aerated composting caused phytotoxic effects on lettuce, radish and rice plants. Phosphorus and sulfur exhibited contents above those recommended in all the treatments for lettuce, radish and rice. On the other hand, potassium and calcium contents were below those recommended.

Keywords: Pig farming; Phytotoxicity; Lettuce; Radish; Rice.

ECOTOXICOLOGIA DE RESÍDUOS DE ABATEDOURO DE SUÍNOS COM *Lactuca sativa* L., *Raphanus sativus* L. e *Oryza sativa* L.

RESUMO

A carne suína vem sendo a proteína mais consumida do mundo e com níveis de produção expressivos comparados as demais atividades pecuárias, o que se traduz também em geração de grande quantidade de resíduos de abate. Este, muitas vezes disposto irregularmente em áreas agrícolas, acarretando em desequilíbrio ambiental pela contaminação do solo e mananciais hídricos por metais e organismos patogênicos. O presente trabalho teve por objetivo avaliar a fitotoxicidade do resíduo de abatedouro de suínos *in natura* e após processos de estabilização sobre a alface (*Lactuca sativa* Linnaeus, 1753), rabanete (*Raphanus sativus* Linnaeus, 1753) e arroz (*Oryza sativa* Linnaeus, 1753), bem como o teor de nutrientes na parte aérea das plantas. Para isso, resíduo foi avaliado na sua forma *in natura* (RASin), e após compostagem aerada (RASc), compostagem natural (RASn) e vermicompostagem (RASv), através de testes de fitotoxicidade em plantas de alface, rabanete e arroz. A avaliação foi através da germinação, crescimento de radícula, desenvolvimento de planta e análise de nutrientes da parte aérea. Observou-se que os tratamentos RASin e RASc foram os que causaram efeitos negativos, para a germinação, comprimento de radícula e desenvolvimento das plantas. Os teores foliares de nutrientes apresentaram grande variabilidade entre os tratamentos, em relação aos nutrientes que estavam superiores, inferiores ou dentro dos limites recomendados. Isto permitiu concluir que o resíduo de abatedouro de suínos na sua forma *in natura* e quando passou por um processo de compostagem aerada causa efeitos fitotóxicos sobre as plantas alface, rabanete e arroz. Em todos os tratamentos para as plantas alface, rabanete e arroz, os nutrientes fósforo e enxofre apresentaram teores superiores aos recomendados. Enquanto, que os nutrientes potássio e cálcio, apresentam os teores inferiores.

Palavras-chave: Suinocultura; Fitotoxicidade; Alface; Rabanete; Arroz.

INTRODUCTION

Pork is currently the most consumed animal protein around the world and production levels are significant compared to other livestock activities (OLIVEIRA et al., 2017). According to data from IBGE (2019), 44.20 million pigs were butchered in Brazil in 2018.

This represents an increase of 1.02 million head compared to 2017. The southern region of Brazil accounted for 66.8% of the country's pig slaughter in 2018, followed by the Southeast (18.7%), Midwest (14.5%), Northeast (0.9%) and North (0.1%) regions. These data indicate that Brazilian pork production should continue to grow in the next decade. However, this scenario of expansion results in a growing number of slaughterhouses. Consequently, because of this intensive process of pig slaughter, there is a large amount of waste (approximately 116 thousand tons are generated yearly in Brazil), such as slaughter waste.

The disposal of this waste in agricultural areas is often done improperly on the soil surface, without prior knowledge of its composition. This may result in the contamination of soil and water sources by heavy metals such as copper (Cu) and zinc (Zn), as they are important components of feed dietary supplement and antibiotic formulations (SANTOS, 2010). Also, although other metals are necessary nutrients for plants and living organisms, they become dangerous if they exceed tolerable concentrations and may negatively impact the ecosystem and human health (RODRIGUES et al., 2009). Moreover, this waste may have pathogenic organisms composed largely of coliform bacteria (total and fecal) and intestinal parasites (helminth eggs and larvae), which also makes it impossible to use them directly in the soil in food production areas (PEDROSA et al., 2013).

Nevertheless, there has been increasing pursuit for strategies and actions that contribute to sustainability in all sectors, including the industrial sector (BRIEDIS et al., 2011). According to Bassaco et al., (2015), agroindustrial wastes are potentially interesting and abundant, and their use reduces the environmental impact caused by proper disposal. Thus, strategies such as the treatment and reuse of waste should be based on a chemical and physical characterization that indicates its contaminant potential. However, it is also essential to evaluate its biological implications and possible interactions with the environment (COSTA et al., 2008; KALCIKOVA et al., 2011).

Ecotoxicological testing with terrestrial organisms is one of the tools to evaluate the harmful effects of agroindustrial wastes, such as those of pig slaughterhouses. These tests evaluate the toxicity of the wastes on the organisms, because they establish the potential negative effect of the pollutant through bioassays (PANDARD et al., 2006; CHIOCHETTA, 2013). Toxicity is a property that reflects the potential of a substance to cause harm to a living organism. It depends on the concentration and properties of the chemical substance to which the organism is exposed as well as the time of exposure (RAND, 2000). Some plants are bioindicators of toxic substances and several studies have shown the efficiency of lettuce (*Lactuca sativa* Linnaeus, 1753), radish (*Raphanus sativus* Linnaeus, 1753) and rice (*Oryza*

sativa Linnaeus, 1753) in toxicity testing (SOUZA et al., 2014; ZHANG et al., 2014; ALVARENGA et al., 2016; CAETANO et al., 2016), wherein the phytotoxicity of these plants can be determined by seed germination, root length and plant development (OECD, 1984b).

Franco et al. (2017) evaluated different doses of sanitary landfill leachate on the germination of lettuce seeds and observed a 100% inhibition of germination with 1.0 mL of the pollutant. In evaluating the efficiency of the electrolytic process in treating effluents from the textile industry through bioassays with seeds of lettuce (*Lactuca sativa* Linnaeus, 1753), arugula (*Eruca sativa* Linnaeus, 1753) and cucumber (*Cucumis sativus* Linnaeus, 1753), Moraes and Bidoia (2015) found that the electrolytic treatment was successful and indicated low toxicity to the organisms tested. According to Souza et al. (2005), plant seeds are excellent for bioassays, because the germination process begins when they are rehydrated. Thus, physiological changes occur and seeds become highly sensitive when exposed to substances that may cause stress and consequently affect germination.

Although still less frequent than animal testing, studies using plants as indicators of toxicity have increased in recent years (PRIAC et al., 2017). The use of plants has been efficient in monitoring the toxicity of water and soil pollutants. The advantages using plants lie in the great variety of evaluation parameters such as seed germination, root length, biomass gain and plant growth (ŽALTAUSKAITĖ and ČYPAITĖ, 2008). This proves plants are versatile bioindicators because they are sensitive to a variety of aspects, yielding results that allow us to evaluate the ecotoxicological effects of the environment (ABROSCA et al., 2007).

Thus, this study aimed to evaluate the phytotoxic effects of pig slaughterhouse waste *in natura* and after stabilization processes on lettuce (*Lactuca sativa* Linnaeus, 1753), radish (*Raphanus sativus* Linnaeus, 1753) and rice (*Oryza sativa* Linnaeus, 1753), in addition to shoot nutrient contents.

MATERIAL AND METHODS

The pig slaughterhouse waste (PSW) used in this study was obtained from a pig slaughterhouse located in the northern region of the state of Rio Grande do Sul (RS). This slaughter waste is composed of the material that is found inside the intestine of the pigs (feed leftovers) and hairs. In order to carry out the ecotoxicological tests through plant

phytotoxicity, PSW underwent a stabilization process through composting and vermicomposting.

Stabilization of pig slaughterhouse waste

This stage of the study was conducted in the experimental area of the Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS) in Três Passos, which is located at the Escola Técnica Estadual Celeiro (ETEC) in Bom Progresso, RS (27°33'S and 53°51'W).

Three systems were defined to stabilize PSW: aerated composting - with the turning of the compost pile twice a week during the entire stabilization period; natural composting - without the turning of the compost pile; and vermicomposting - earthworms were inoculated after 150 days of aerated composting, when the previously composted PSW showed no more change in temperature. The earthworms *Eisenia Andrei* Bouche (1972) were inoculated at the surface of the compost pile in the morning at a ratio of 5000 worms per m² of bed.

In each of the three systems, 500 kg of PSW were added and arranged in piles of 2.0 x 1.0 x 1.5 m (L x W x H). Moisture of each compost pile was adjusted at 60% (INÁCIO and MILLER, 2009). A plastic tarpaulin was placed on top of the piles to avoid excessive loss or gain of moisture inside each pile and to keep the temperature regulated according to the phases of the composting process. During the entire period of composting and vermicomposting, the temperature was monitored every two days, and the pH in water was monitored every seven days. Characterization of the pig slaughterhouse waste was done prior to the stabilization processes in the PSWin treatment, using a representative sample of the waste. In PSWa, PSWn and PSWv, the characterization was carried out at the end of the 365 days of the stabilization processes, when five subsamples were randomly collected within the pile of each treatment to form a composite sample. The chemical and biological characterization of the waste was conducted in the Soil Analysis Laboratory of the Universidade Federal do Rio Grande do Sul and in the Laboratory of Bacteriology and Laboratory of Veterinary Parasitology of the Universidade Federal de Santa Maria, respectively (Table 1).

Table 1. Chemical and biological characterization of pig slaughterhouse waste from the northern region of the state of Rio Grande do Sul (RS) in 2017.

Determination ^(*)	Treatments				Methodology
	PSWin	PSWa	PSWn	PSWv	
pH	5.20	5.80	6.90	6.50	Potenciometry/ 1:5

CE ⁽¹⁾	1,28	3,20	0,42	2,83	IN SDA N° 17, de 21 de maio de 2007
CEC ⁽²⁾	609.00	670.00	658.00	754.00	IN/MAPA 28/ July 27, 2007
Organic C ⁽³⁾	480.00	290.00	400.00	310.00	Wet combustion/ Walkley-Black
N	14.00	42.00	34.00	44.00	Kjeldahl/ 0.01%
P	7.80	13.00	14.00	16.00	
K	1.30	3.60	1.80	4.40	
Ca	16.00	47.00	31.00	42.00	
Mg	1.80	5.70	3.00	6.00	
S	2.00	1.60	4.20	3.10	
Cu	0.06	0.206	0.16	0.19	
Zn	0.39	1.30	1.10	1.20	
Fe	1.40	13.00	4.10	5.00	
Mn	0.13	0.47	0.24	0.26	Nitric-perchloric acid wet digestion / ICP-OES
Na	0.83	2.40	1.20	2.90	
Al	0.49	5.40	2.50	6.80	
Cd	< 0.0002	0.0002	<0.0002	<0.0002	
Cr	0.006	0.018	0.018	0.02	
Ni	0.003	0.016	0.011	0.015	
Pb	0.006	0.011	0.008	0.009	
As	< 0.002	<0.002	<0.002	<0.002	
Se	< 0.004	<0.004	<0.004	<0.004	
Hg	0.000001	0.000002	<0.000001	0.000001	Cold vapor wet digestion / EPA method 7471 A
TBC ⁽⁴⁾	4.5x10 ⁷	3x10 ⁷	1x10 ⁶	1.1x10 ⁷	Total bacterial plate count
TCC	3x10 ⁷	<1x10 ⁶	<1x10 ⁶	<1x10 ⁶	Total coliform plate count
TFCC	1x10 ⁶	<1x10 ⁶	<1x10 ⁶	<1x10 ⁶	Fecal coliform plate count
Parasites	Coccidian oocysts	Coccidian oocysts and cysts <i>Entamoeba</i> sp.	Negative	Negative	Modified Bailenger method

(*) Average of two replicates per treatment; ⁽¹⁾Electrical conductivity in mS cm⁻¹; ⁽²⁾mmolc kg⁻¹; ⁽³⁾Total content in g kg⁻¹; ⁽⁴⁾CFU/mL, TBC: total bacterial count; TCC: Total coliform count; TFCC: Total fecal coliform count; PSWin: pig slaughterhouse waste *in natura*; PSWa: aerated composting; PSWn: natural composting; PSWv: vermicomposting.

Ecotoxicological Tests

The ecotoxicological tests were carried out in a laboratory of the Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS) in Três Passos, RS. These tests were based on the guidelines of the Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) - Guideline for the testing of chemicals No. 208 (OECD, 1984a). The bioindicator plants used in these phytotoxicity tests were lettuce, radish and rice. Seeds were purchased from the Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI). Five treatments with eight replicates were used in a completely randomized experiment to evaluate both the lethal effects caused by PSW through non-seed germination and the sublethal effects of the presence of substances that may affect plant emergence and development. The treatments were: T1) Pig slaughterhouse waste *in natura* (PSWin); T2) Pig slaughterhouse waste after aerated

composting (PSWa); T3) Pig slaughterhouse waste after natural composting (PSWn); T4: Pig slaughterhouse waste after vermicomposting (PSWv); T5: Washed sand (control).

The assays were conducted in a BOD incubator, with a temperature of $27 \pm 2^\circ\text{C}$ and illumination of approximately 1000 lux. For each treatment, 300 g of waste were placed in 0.5 L plastic pots and then 10 seeds were sown per pot. Afterwards, moisture of each experimental unit was adjusted to 60% of the field capacity.

Germination percentage and root length were evaluated in four replicates per treatment 7 days after plant emergence for lettuce and radish, and 15 days for rice. Total plant length, total number of leaves, fresh and dry shoot weight, fresh and dry root weight, and shoot nutrient contents were evaluated 14 days after sowing for lettuce and radish, and 20 days for rice. Shoot nutrient analysis was carried out according to the methodology described by Tedesco et al. (1995).

The results of the phytotoxicity tests (germination percentage, root length and plant development) were submitted to analysis of variance (ANOVA) and complementary orthogonal contrast tests using the Dunnett test ($P \leq 0.05$). We compared treatments versus control and treatments versus treatments using Sisvar software (FERREIRA, 2011).

RESULTS AND DISCUSSION

Ecotoxicological tests

The average values and the results of the orthogonal contrasts on germination percentage, root length and plant development of lettuce, radish and rice subjected to pig slaughterhouse waste are shown in Tables 2 and 3, respectively.

Table 2. Average values of germination (G), root length (RL), total plant length (TPL), number of leaves (NL), fresh shoot weight (FSW), fresh root weight (FRW), dry shoot weight (DSW), and dry root weight (DRW) for lettuce, radish and rice.

Treatments	G -%-	RL -----cm-----	TPL	NL	FSW -----mg-----	FRW	DSW	DRW
Lettuce								
Control	100	3.20	8.13	3.00	21.89	2.88	1.57	0.62
PSWin	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
PSWa	10	1.68	7.02	2.25	12.88	1.72	1.33	0.26
PSWn	94	3.11	10.75	3.00	42.23	2.38	2.06	0.39
PSWv	96	4.09	11.60	4.25	101.56	4.65	4.83	0.33
Radish								
Control	75	4.76	13.68	1.75	108.18	4.01	6.23	0.59

PSWin	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
PSWa	12	1.20	5.07	1.00	23.47	1.54	4.92	0.22
PSWn	80	5.54	15.47	2.75	307.02	5.90	12.67	0.30
PSWv	84	6.18	15.91	2.75	366.96	5.95	18.07	0.43
Rice								
Control	92	9.11	29.74	2.69	53.58	76.12	8.75	11.26
PSWin	30	2.30	19.14	3.17	85.79	42.09	18.67	3.53
PSWa	43	0.55	9.64	1.66	24.17	41.94	3.85	2.57
PSWn	86	1.63	15.31	1.93	38.45	49.56	7.84	2.68
PSWv	92	8.45	22.37	2.13	49.90	55.6	8.23	3.76

Table 3. Results of the contrasts for germination (G), root length (RL), total plant length (TPL), number of leaves (NL), fresh shoot weight (FSW), fresh root weight (FRW), dry shoot weight (DSW), and dry root weight (DRW) for lettuce, radish and rice.

Contrasts	G	RL	TPL	NL	FSW	FRW	DSW	DRW
Lettuce								
C x all	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>
C x PSWin	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>
C x PSWa	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>
C x PSWn	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
C x PSWv	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>
PSWin x PSWa	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>
PSWin x PSWn	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>
PSWin x PSWv	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>
PSWa x PSWn	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
PSWa x PSWv	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>
PSWn x PSWv	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>
Radish								
C x all	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>
C x PSWin	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>
C x PSWa	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>
C x PSWn	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>
C x PSWv	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>
PSWin x PSWa	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>
PSWin x PSWn	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>
PSWin x PSWv	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>
PSWa x PSWn	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>
PSWa x PSWv	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>
PSWn x PSWv	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>
Rice								
C x all	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>
C x PSWin	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>
C x PSWa	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>
C x PSWn	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>
C x PSWv	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>
PSWin x PSWa	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>
PSWin x PSWn	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>
PSWin x PSWv	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>
PSWa x PSWn	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
PSWa x PSWv	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>
PSWn x PSWv	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>

s = significant and *ns* = not significant through orthogonal contrasts using the Dunnett test ($P < 0.05$).

Lettuce

For lettuce, the control treatment had the highest germination percentage, followed by PSW_v and PSW_n, respectively. It did show significant differences among the three treatments when compared by orthogonal contrasts. However, PSW *in natura* (PSW_{in}) and after aerated composting (PSW_a) caused a significant inhibition in germination of 100% and 90%, respectively. According to Marcos Filho et al. (1987), germination is a biological phenomenon whose occurrence is determined by a range of specific conditions, among which include the conditions of the environment where the seeds germinate.

PSW_v had the highest average values of root length (RL) and plant development parameters TPL, NL, FSW, FRW and DSW. This means that overall it promoted better plant development, and presented significant differences for most parameters in comparison to the other treatments. According to Vig et al. (2011), vermicomposting has been considered the best alternative in the integrated management of solid waste, mainly because these wastes are not used *in natura* and can be transformed into great organic composts.

Radish

For radish, PSW_v, PSW_n and the control treatment showed the highest averages of germination percentage. There were no significant differences when contrasted among these treatments. We also found that PSW *in natura* (PSW_{in}) and after aerated composting (PSW_a) caused a significant inhibition in germination of 100% and 88%, respectively.

PSW_v and PSW_n showed the highest average values of root length and plant development. There were no significant differences when compared to each other, except for SDM. In a study by Souza et al. (2014) with the objective of evaluating the toxicity of two soils with the presence of pesticide residues on lettuce and radish bioindicator plants, there were no significant differences in germination percentage between the control and the tested treatments. However, there was a negative interference on plant development in one of the soil samples, which indicates a phytotoxic effect.

Rice

For rice, the control treatment had the highest average values of germination percentage, followed by PSW_v and PSW_n, respectively. There were no significant differences when

contrasted with one other. Similarly to the other crops, PSWin and PSWa caused a significant inhibition in germination of 70% and 57%, respectively.

The control treatment had the highest average values of root length and plant development (TPL, FRW and DRW). Analyzing the orthogonal contrasts, the control treatment showed significant differences in plant development (TPL, NL, FRW and DRW) when contrasted with PSWv, in root length and plant development (TPL, NL, FRW and DRW) when contrasted with PSWn, in root length and plant development (all parameters) when contrasted with PSWin and PSWa.

Based on the results of the three bioindicator plants presented above, we found that overall PSWin and PSWa showed negative effects both for germination percentage and root length. According to Sobrero and Ronco (2008), the period of germination, root development and the first days of seedling growth are made up of several physiological processes, which may be compromised by the presence of toxic substances. This suggests the occurrence of a phytotoxic effect, attributable to possible contamination found in PSW *in natura* and after aerated composting, although the chemical analyses are within the legal standards according to Brasil (2009) and Brasil (2016b). However, this was not observed in comparing the biological analyses and legislation (BRASIL, 2016a), nor in the values of pH and electrical conductivity (EC) of these treatments, respectively (Table 1). According to Pablos et al. (2011), there is a correlation between physical-chemical parameters and ecotoxicological tests. Young et al. (2012) found an inhibition of root lengthening in lettuce plants and associated with the high EC value found in the sanitary landfill leachate.

A phytotoxic effect was expected for PSW *in natura*, because it has a more acidic pH, and presented biological contamination (Table 1). However, this negative effect was also found in the treatment that underwent aerated composting (PSWa). This caused inhibition in germination of lettuce, radish and rice of 90, 88 and 57%, respectively. Furthermore, low average values of root length and plant development were found in PSWa. According to Sobrero et al. (2004), the evaluation of the toxic effect is determined by seed germination and root growth. The results characterized the phytotoxic effect on the plants evaluated in this study, which can be attributed to the high electrical conductivity value found in the PSWa treatment (Table 1), associated to secondary compounds that may have been formed during the aerated composting process (TANG et al. al., 2018). According to Wilson (1984), electrical conductivity (EC) is indicative of the concentration of ionized salts in the solution and provides a parameter for estimating the salinity of the materials and the osmotic potential

of the solution. Thus, it is a direct contributor to seed plasma membrane damage as a consequence of salt stress (GUO and YU, 2012).

In investigating the phytotoxic effect of sewage sludge after stabilization process on *Ipomoea hederacea* and *Hehanthus annuus*, plants also recommended by OECD (1984), Tang et al. (2018) found high values of electrical conductivity and a positive correlation with the low percentage of plant germination. According to Bafana et al. (2011), the increase in toxicity may be a result of by-products formed with the treatments that the substance or waste in question is subjected to, such as aromatic amines which are known toxic compounds. Composting, which was one of the waste treatment processes used in this study, also involves extremely complex transformations of biochemical nature promoted by different soil microorganisms, which may have different colonies depending on the composting method (INÁCIO and MILLER, 2009). Gerber et al. (2017) evaluated the phytotoxicity of untreated and treated effluents from a pig slaughterhouse on cucumber and lettuce seeds. The authors found that although the phytotoxic effects of the treated effluent were lower in comparison to the raw effluent, the percentage of germination of both plants subjected to each of the effluents was less than 80%. Thus, both effluents were phytotoxic to the bioindicator plants.

Nutrient Content

Total nutrient contents in shoots of lettuce, radish and rice can be seen in Table 4.

Table 4. Total nutrient contents in shoots of lettuce and radish (evaluated 14 days after sowing) and rice (evaluated 20 days after sowing).

Nutrients(*)	Treatments				
	Control	PSWin	PSWa	PSWn	PSWv
-----g kg ⁻¹ -----					
Lettuce					
P	8.50	0.00 ⁽²⁾	8.60	9.40	7.10
K	4.40	0.00	6.70	30.30	28.20
Ca	1.10	0.00	0.50	0.70	0.70
Mg	7.70	0.00	6.80	4.10	4.90
S	8.60	0.00	45.30	5.20	2.90
Cu	<DL ⁽¹⁾	0.00	<DL	0.10	0.02
Zn	<DL	0.00	<DL	0.10	0.13
Mn	<DL	0.00	<DL	0.37	0.13
Fe	<DL	0.00	<DL	0.41	0.30
Radish					
P	8.20	0.00	17.70	11.30	11.50
K	3.30	0.00	5.70	21.90	21.10
Ca	1.90	0.00	2.10	2.80	1.40
Mg	5.20	0.00	12.50	10.40	10.70
S	12.10	0.00	20.80	9.30	9.20

Cu	0.05	0.00	<DL	0.02	0.02
Zn	0.07	0.00	<DL	0.26	0.21
Mn	0.61	0.00	<DL	0.09	0.06
Fe	0.35	0.00	<DL	0.08	0.21
Rice					
P	5.80	9.20	10.50	17.60	11.30
K	8.90	9.30	11.70	12.70	13.30
Ca	0.50	0.20	0.60	0.80	0.30
Mg	4.70	5.30	3.90	5.30	4.90
S	2.60	2.30	3.10	3.10	2.70
Cu	0.03	0.02	0.05	0.03	0.04
Zn	0.09	0.05	0.11	0.13	0.17
Mn	1.53	0.06	0.23	0.08	0.09
Fe	0.21	0.07	0.26	0.05	0.11

(*) Average of two replicates per treatment. ⁽¹⁾ Below the detection limit. ⁽²⁾ 0% germination.

Lettuce

For lettuce, the following nutrients were within the ranges recommended by Raij et al. (1996) for contents of total P, K, Ca, Mg, S, Cu, Zn, Mn and Fe: Mg in PSWn and PSWv, Cu and Mn in PSWv, and Zn in PSWn. These treatments had values between 4.0-6.0 g kg⁻¹ for Mg, 0.005-0.025 g kg⁻¹ for Cu, 0.03-0.15 g kg⁻¹ for Mn, and 0.03-0.1 for Zn. P and S showed values above those suggested by the author (4.0-7.0 g kg⁻¹ for P and 1.5-2.5 g kg⁻¹ for S) in all the treatments, especially S in PSWa. According to Furtini Neto et al. (2000), S is an essential macronutrient for the development of cultivated plant species, and the lack of S may affect yields of several crops. However, it is known that the excess of this molecule can also drastically affect plant biological response and may be harmful to the shoots, the stem and the roots, causing the reduction of chlorophyll, the loss of trunk and root biomass. It may also impair the transport of water inside the plant, in addition to making some nutrients unavailable to the environment, thus compromising plant germination and development (BRENA, 2002).

On the other hand, K and Ca were below the ranges recommended by Raij et al. (1996) in all the treatments. In evaluating shoot nutrient contents in lettuce at 34 days with phosphate fertilization, Kano et al. (2012) also found values within the limits recommended by Raij et al. (1996).

Radish

For radish, Silva et al. (1999) recommend shoot contents of P, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Mn and Fe of 3.0-7.0 g kg⁻¹, 40.0-75.0 g kg⁻¹, 30.0-45.0 g kg⁻¹, 5.0-12.0 g kg⁻¹, 0.005-0.025 g kg⁻¹,

0.02-0.25 g kg⁻¹, 0.05-0.25 g kg⁻¹ and 0.05-0.2 g kg⁻¹, respectively. However, the nutrients that remained within the limits recommended by the author in this study were: Mg in all the treatments; Mn in PSWn and PSWv; and Fe in PSWn. The following nutrients showed levels above those recommended: P and Cu in all the treatments; Zn in PSWn and PSWv; Mn in control; and Fe in control and PSWv. On the other hand, the following nutrients were below those recommended: K and Ca in all the treatments; Cu, Zn and Fe in PSWa; and Zn in control and PSWa.

Rice

For rice, Malavolta et al. (1997) recommend shoot contents of P, K, Ca, Mg, S, Cu, Zn, Mn and Fe of 2.5-4.0 g kg⁻¹, 25.0-35.0 g kg⁻¹, 7.5-10.0 g kg⁻¹, 5.0-7.0 g kg⁻¹, 1.5-2.0 g kg⁻¹, 0.01-0.02 g kg⁻¹, 0.025-0.035 g kg⁻¹, 0.1-0.15 g kg⁻¹ and 0.2-0.3 g kg⁻¹, respectively. In this study, the nutrients that remained within the values recommended by the author were: Zn in all the treatments (except PSWn); Mn and Fe in PSWin, PSWn and PSWv; Mg in PSWin and PSWn; and Cu in PSWin. In contrast, the following showed values above those recommended: P, S and Cu in all the treatments (except Cu in PSWin); Fe and Mn in control and PSWa; and Zn in PSWn. K, Ca and Mg showed levels below those recommended in all the treatments (except Mg in PSWin and PSWn).

Therefore, we found that P and S (except S in radish in which no reference values were established) showed contents above those recommended by the aforementioned authors for all three crops and in all the treatments. On the other hand, K and Ca were below those recommended for all three crops and in all the treatments. According to Faquin and Andrade (2004), if there is excess or deficiency of a nutrient in plants, this will manifest in visible symptoms that are typical for each element, because each element always exerts the same function in any kind of plant. Furthermore, there was also a great variability among the treatments in regards to the nutrients which were above, below or within the limits recommended by the authors for each crop. This suggests that it is attributed to the fact that the pig slaughterhouse waste *in natura* presents variable chemical composition for the different stabilization processes, as shown in the chemical characterization (Table 1).

According to Trani et al. (2013), the organic materials may vary in composition according to their origin, moisture content and stabilization process. These materials have numerous effects on the soil, such as improving structure, water infiltration and aeration. Also, according to the same authors, these materials promote the reduction of abrupt changes

in soil temperature which interfere with biological processes and plant nutrient uptake. However, despite the advantages of using organic waste, one of the challenges to overcome is the imbalance of nutrients in relation to crop needs (WESTERMAN and BICUDO, 2005).

Finally, this study made it possible to further confirm the importance of the pig slaughterhouse waste undergoing a stabilization process before being used as an alternative in agricultural activities. Furthermore, these results highlight the importance of evaluating the toxicity of this waste under different treatment methods. Thus, it is important to continue the advancement of ecotoxicological testing with a greater diversity of bioindicators to evaluate the possibility of solving this environmental problem.

CONCLUSIONS

Pig slaughterhouse waste *in natura* and after aerated composting caused phytotoxic effects on lettuce, radish and rice plants.

Phosphorus and sulfur contents were above those recommended in all the treatments for lettuce, radish and rice, while potassium and calcium contents were below those recommended.

REFERENCES

- Abrosca BD, Fiorentino A, Izzo A, Cefarelli G, Pascarella MT, Uzzo P, Monaco P. Phytotoxicity evaluation of five pharmaceutical pollutants detected in surface water on germination growth of cultivated and spontaneous plants. *J Environ Sci.* 2007;43:285-294. doi:10.1080/10934520701792803
- Bafana A, Devi SS, Chakrabarti T. Azo dyes: past, present and the future. *Environ Rev.* 2011;19:350-370. <https://doi.org/10.1139/a11-018>
- Bassaco AC, Antonioli ZI, Brum Júnior BS, Eckhardt DP, Montagner DF, Bassaco GP. Caracterização química de resíduos de origem animal e comportamento de *Eisenia andrei*. *Ciênc. Nat.* 2015;37:45-51. doi:10.5902/2179460X13241

Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Instrução Normativa n.º 25 [internet]. Brasília, DF: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento; 2009 [acesso em 11 ago 2016]. Disponível em: <http://www.dpv24.iciag.ufu.br/new/dpv24/Apostilas/IN%20MAPA%2025%202009.pdf>

Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Instrução Normativa n.º 7 [internet]. Brasília, DF: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento; 2016a [acesso em 28 ago 2017]. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-sda-27-de-05-06-2006-alterada-pela-in-sda-07-de-12-4-16-republicada-em-2-5-16.pdf>

Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Instrução Normativa n.º 5 [internet]. Brasília, DF: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento; 2016b [acesso em 28 ago 2017]. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-5-de-10-3-16-remineralizadores-e-substratos-para-plantas.pdf>

Brena NA. A chuva ácida e seus efeitos sobre as florestas. 2 ed. São Paulo: Livraria Cultura; 2002.

Briedis C, Sá JCM, Ferreira AO, Ramos FS. Efeito primário e residual de resíduos orgânicos de abatedouro de aves e suínos na produtividade do trigo. *Rev. verde agroecologia desenvolv. sustent.* 2011;6:221-226.

Chiochetta CG. Remediação de solo ácido pelo uso de resíduos sólidos agro-industriais: estudo dos aspectos físico-químicos, ecotoxicológicos e agronômicos. [tese] Itajaí: Universidade do Vale do Itajaí; 2013.

Costa CR, Olivi P, Botta CM, Espindola ELG. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Quím. Nova.* 2008;31:1820-1830. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422008000700038>

Ferreira DF. Sisvar: A computer statistical analysis system. *Ciênc. agrotec.*, 2011;35:1039-1042. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542011000600001>

Franco HA, Martins GMDO, Mussel YL, Moreno SC, Thode Filho S, Marques MRDC. Ecotoxicidade de lixiviado de aterro sanitário na germinação de sementes de alface (*Lactuca sativa l.*) e pepino (*Cucumis sativus l.*). Rev. Estud. Ambientais. 2017;19:36-43.

doi:10.7867/1983-1501.2017v19n1p36-43

Furtini Neto AE, Fernandes LA, Faquin V, Da Silva IR, Accioly AMDA. Respostas de cultivares de feijoeiro ao enxofre. Pesq. agropec. bras. 2000;35:567-573.

<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2000000300012>

Gerber MD, Lucia Jr. T, Correa L, Neto JEP, Érico Correa ÉK. Phytotoxicity of effluents from swine slaughterhouses using lettuce and cucumber seeds as bioindicators. Sci Total Environ. 2017;592:86-90. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.075>

Guo W, Yu LH. Effect of seed soaking with humic acid on soluble sugar accumulation and allocation in germinated wheat seed under salt stress[J]. J. Trit. Crops, 2012;32:90-96.

doi:10.7606/j.issn.1009-1041.2012.01.016

Ibge. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estatística da Produção Pecuária [internet]. Brasil: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; 2019 [acesso em 14 mar 2019]. Disponível em:

https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/2380/epp_2018_4tri.pdf

Inácio CT, Miller PRM. Compostagem: ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos. 1 ed. Rio de Janeiro: Ed. Embrapa Solos; 2009.

Kalcikova G, Zagorc-Koncan J, Gotvajn AZ. Evaluation of landfill leachate quality with battery of biotests. Acta Envir. Univ. Comenianae, 2011;19:145-150.

Kano C, Cardoso AII, Villas Boas RL. Acúmulo de nutrientes e resposta da alface à adubação fosfatada. Biotemas, 2012;25:39-47. doi:10.5007/2175-7925.2012v25n3p39

Malavolta E, Vitti GC, Oliveira SA. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. 2 ed. Piracicaba: Potafos; 1997.

Marcos Filho J, Cícero SM, Silva WR. Avaliação da qualidade das sementes. 1 ed. Piracicaba: Fealq; 1987.

Morais JR, Bidoia ED. Colour degradation of simulated textile effluent by electrolytic treatment and ecotoxicological evaluation. *Water Air Soil Pollut*, 2015;226:402. doi:10.1007/s11270-015-2665-2

Oecd. Organization for Economic Cooperation and Development. Guideline 208: Terrestrial Plants, Growth Test. OECD Guidelines for testing of chemical. OECD Paris; 1984a.

Oecd. Organization for Economic Cooperation and Development. Guideline for testing of chemicals n°207; 1984b.

Oliveira DV, Fagundes MBB, Fernandes MM, Fernandes MM, Pitaluca CM. Análise do consumo intermediário para a produção de suínos no Mato Grosso do Sul. *Desafio Online*, 2017;5.

Pablos MV, Martini F, Fernandez C, Babin M, Herraez I, Miranda J, Martinez J, Carbonell G, San-Segundo L, García-Hortigüela P. Correlation between physicochemical and ecotoxicological approaches to estimate landfill leachates toxicity. *Waste Manage*. 2011;31:1841-1847. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.022>

Pandard P, Devillers J, Charissou AM, Poulsen V, Jourdain MJ, Féraud JF, Grand C, Bispo A. Selecting a battery of bioassays for ecotoxicological characterization of wastes. *Sci. Total e Environ*. 2006;336:114-125. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.12.016>

Pedrosa TD, Farias CAS, Pereira RA, Farias ETR. Monitoramento dos parâmetros físico-químicos na compostagem de resíduos agroindustriais. *Nativa*, 2013;1:44-48. <http://dx.doi.org/10.14583/2318-7670.v01n01a08>

Priac A, Badot P, Crini G. Treated wastewater phytotoxicity assessment using *Lactuca sativa*: focus on germination and root elongation test parameters. *C R Biol*. 2017;340:188-194. doi:10.1016/j.crv.2017.01.002

Raij BV, Cantarella H, Quaggio JA, Furlani AMC. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2 ed. Campinas: Instituto Agronômico & Fundação IAC; 1996.

Rand GM. Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate, and risk assessment. 2nd ed., Washington: Taylor & Francis; 2000.

Rodrigues ASD, Nalini Júnior H. A. Valores de background geoquímico e suas implicações em estudos ambientais. Rem: Rev. Esc. Minas. 2009;62:155-165.

<http://dx.doi.org/10.1590/S0370-44672009000200006>

Santos RC. Aplicação de dejetos líquidos de suínos em solos: aspectos biológicos e químicos do percolado [dissertação]. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul; 2010.

Sobrero MC, Ronco A. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga *Lactuca sativa* L. In: Morales GC. Editors. Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones. México: IMTA; 2004. Canadá: IDRC; 2004. p. 63 -72.

Sobrero MC, Ronco A. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga *Lactuca sativa* L. In: Romero PR, Cantú AM. Editors. Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo: la 50 experiênciã em Mexico. México: Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecologia; 2008. p. 55 – 67.

Souza DT, Nociti LAS, Silva e Castro LH. Resíduos de agrotóxicos no solo sobre a germinação e crescimento de alface (*Lactuca sativa*) e rabanete (*Raphanus sativus*). Nucleus, 2014;11:301-306. doi:10.3738/1982.2278.1092

Souza SAM, Stein VC, Cattelan LV, Bobrowski VL, Beatriz RHG. Utilização de sementes de alface e de rúcula como ensaios biológicos para avaliação do efeito citotóxico e alelopático de extratos aquosos de plantas medicinais. Revista de Bioterra. 2005;5.

Tang Y, Lia X, Donga B, Huang J, Weia Y, Daia X, Dai L. Effect of aromatic repolymerization of humic acid-like fraction on digestate phytotoxicity reduction during high-

solid anaerobic digestion for stabilization treatment of sewage sludge. *Water Res.* 2018;143:436-444. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.003>

Tedesco MJ, Gianello C, Bissani CA, Bohnen H, Volkweiss, SJ. *Análise de solo, plantas e outros materiais*. 2.ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 147p. (Boletim Técnico, 5).

Trani PE, Terra MM, Tecchio MA, Teixeira LAJ, Hanasiro J. *Adubação orgânica de hortaliças e frutíferas*. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, IAC; 2013.

Vig AP, Singh J, Wani SH, Dhaliwal SS. Vermicomposting of tannery sludge mixed with cattle dung into valuable manure using earthworm *Eisenia fétida* (Savigny). *Bioresour Technol.* 2011;102:7941-7945. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.05.056>

Westerman PW, Bicudo JR. Management considerations for organic waste use in agriculture. *Bioresour Technol.* 2005;96:215-221. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.05.011>

Wilson GCS. Analytical analysis and physical properties of horticultural substrates. *Acta Hortic.* 1984;150:19-32.

Young BJ, Riera NI, Beily ME, Bres PA, Crespo DC, Ronco, AE, 2012. Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2012;76:182-186. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.09.019>

Žaltauskaitė J, Čypaitė A. Assessment of landfill leachate toxicity using higher plants. *Environ Res Eng Manag.* 2008;4:42-47.

Zhang JJ, Lu YC, Tan LR, Yang H. Accumulation and toxicological response of atrazine in rice crops. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2014;102:105-112. doi:10.1016/j.ecoenv.2013.12.034

5.2 ARTIGO 3 – ENZYME BIOMARKERS AND TOXICITY OF PIG ABATTOIR WASTE IN *Eisenia andrei*

Artigo submetido a Revista Environmental Pollution

Qualis – A1

Enzyme biomarkers and toxicity of pig abattoir waste in *Eisenia andrei*

Maiara Figueiredo Ramires^{a*}, Eduardo Lorensi de Souza^b, Márlon de Castro Vasconcelos^b, Bárbara Estevão Clasen^b, Daniel Erison Fontanive^b, Renan Bianchetto^b, Júlio Cesar Grasel Cezimbra^b and Zaida Inês Antonioli^a

^aDepartment of Soil Science, Universidade Federal de Santa Maria, Av. Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria – RS, 97105-900, Brazil. *Corresponding author, *e-mail*: maiara_agroin13@yahoo.com.br,

^bUniversidade Estadual do Rio Grande do Sul, Rua Cipriano Barata, n. 211, Bairro Érico Veríssimo, Três Passos - RS, 98600000, Brazil.

ABSTRACT

Pork has been the most consumed animal protein in the world and the high production levels has resulted in the generation of large amounts of abattoir waste. Mismanagement of abattoir waste in agricultural areas, cause environmental imbalance through the contamination of soil and water sources by metals and pathogenic organisms. Therefore, possible effects on soil organisms prior to their environmental application should be evaluated. Thus, the aim of this study was to determine the effects on the organism of abattoir waste in natura (PAWin) and after stabilization processes through avoidance, acute toxicity and chronic toxicity tests on *Eisenia andrei* earthworms, in addition to the effects of exposure at an enzymatic level. In order to do this, the waste was evaluated in natura, and after aerated composting (PAWa), natural composting (PAWn) and vermicomposting (PAWv) through ecotoxicological tests with *Eisenia andrei*. The evaluation was based on avoidance behavior, mortality, initial and final earthworm weight and reproduction, in addition to a set of biomarkers formed by acetylcholinesterase, lipid peroxidation, catalase and glutathione S-transferase. The ecotoxicological results showed that pig abattoir waste after aerated composting and natural composting had a toxic effect on *Eisenia andrei*, which resulted in 100% mortality. PAWin and PAWa caused increased AChE activity in different experimental periods, while PAWn caused a decrease in activity after 14 days compared to the control. PAWin and PAWa increased TBARS levels at 7 and 14 days, respectively. CAT activity was reduced at 3, 7 and 14 days in PAWv, while the GST activity increased in PAWa after 3 days, as well as PAWin after 3 and 14 days of exposure compared to the control. In conclusion, of all treatments assessed in this study, pig abattoir waste after vermicomposting was the treatment that had the least toxic effects on the earthworms.

Keywords: Pollution; Ecotoxicology; Earthworms; enzyme activity; lipid peroxidation.

Capsule: To assess the toxic potential of pig abattoir waste at the ecosystem level.

1. Introduction

The protein market is currently one of the fastest growing sectors in the world. Pork is one of the most important and representative animal proteins in this market. According to data from the United States Department of Agriculture, the world production of pork was expected to reach 113.5 million tons in 2018, due to increases of 1.25 million tons in carcass equivalent in China and 0.55 and 0.37 million tons in the US and European Union in 2017, respectively (USDA, 2018). Brazil is among the world's largest meat producers and exporters, ranking fourth in pork production and export (CONAB, 2017). According to IBGE (2018), 43.19 million pigs were butchered in 2017, representing an increase of 865.59 thousand head compared to 2016. Approximately 60% of the butcher was concentrated in the states of Santa Catarina (SC), Paraná (PR) and Rio Grande do Sul (RS) (USDA, 2018).

However, this intensive process of pig slaughter results in large amounts of waste. According to Henriques et al. (2017), abattoirs are classified as agroindustries, whose waste include viscera of butchered animals, meat fragments, blood, intestinal contents, hairs, bones, fats and waste water. The most serious issues associated with this waste is due to the high content of organic matter and biological contamination to soil invertebrates. Yaqout (2003) notes that serious pollution problems may arise when such waste is released directly into the environment, causing harm to existing biota. In Brazil, most of the abattoir waste undergoes composting processes or is used for manufacturing feed. However, the part that cannot be reused is typically discarded in dumps, sanitary landfills as well as in agricultural areas via surface application to the soil (Pacheco, 2008). The influence of long-term organic waste application on the structure and activity of the microbial community as well as on soil invertebrates is one of the main environmental problems (Hlava et al., 2017). In this sense, it is important to emphasize that organic fertilization has a significant impact on the functioning of ecosystem as a whole (Buhk et al., 2017; Lu and Tian, 2017). In addition to mineral fertilizers, agricultural soils are typically fertilized with organic waste (e.g., animal waste, sewage sludge, etc.) rich in organic matter, which has certain advantages and risks. One of these risks is potential contamination of these materials due to having high concentration of several chemical compounds, such as cadmium (Cd), copper (Cu), molybdenum (Mo), nickel (Ni) and zinc (Zn), as well as inorganic compounds caused by the use of inputs such as residual veterinary drugs

(Vodyanitskii 2013; Wilson 2013; Gregory et al., 2015; Wiszniewska et al., 2016; Silva et al., 2019).

Mismanagement of organic wastes from livestock results in several environmental issues. The improper disposal of these abattoir wastes can lead to the accumulation of nutrients such as phosphorus (P) and nitrogen (N) and of metals such as copper (Cu) and zinc (Zn) in soil, as they make up the dietary supplement of feed and antibiotic formulations (Santos, 2010; Tella et al., 2016; Jensen et al., 2016). High concentrations of these elements in soil have a negative impact on agricultural areas, causing toxicity to plants and thus to human and animal health. For instance, the accumulation of nutrients such as P and N may increase the risk of surface water eutrophication and consequently cause fish death (Ni et al., 2016; Barletta et al., 2019). Nitrogen becomes highly soluble when converted to nitrate (NO_3^-). In addition, excess amounts of N through the indiscriminate use of organic fertilizers can lead to leaching, where the risk of surface water and groundwater contamination is greater. This may have implications for the health of pregnant women, as the intake of NO_3^- through drinking water may cause diseases in newborns such as methemoglobinemia (also known as blue baby syndrome), which is caused by reduced oxygen transport in the blood (Green, 2019). Lastly, this waste may have pathogenic organisms, composed largely of coliform bacteria (total and fecal) and helminth eggs and larvae, which also makes it impracticable to use directly on the soil due to potential human ingestion from contaminated grains and vegetables (Pedrosa et al., 2013). The ingestion of water or food contaminated by these organisms may cause intoxication and serious intestinal infections and may lead to death (Macedo et al., 2016).

In this sense, stabilization processes such as composting and vermicomposting for these types of wastes can help eliminate or reduce these pathogens, in addition to reducing the possibility that heavy metals become available for absorption by plants and organisms due to humic substances present in the final product (Inácio and Miller, 2009). On the other hand, solely evaluating physicochemical and biological attributes may not be enough to certify the production of a quality compost or vermicompost that can be safely used in agriculture. Thus, ecotoxicological tests can be used as an additional tool in evaluating the quality of the final product generated by the stabilization processes (Massukado et al., 2010).

One method to test the effects of waste on soil quality is through toxicity testing on key soil receptors. Thus, studies are carried out with the purpose of knowing the effects of releasing harmful materials into the environment on terrestrial organisms. Living organisms directly influenced by imbalances in their environments are typically used for these assays (Santos, 2012; Scoriza and Correia, 2018). For instance, the use of oligochaetes (earthworms) in

bioassays is justified by the important role these organisms play in the terrestrial food chain, abundance in tropical and temperate soils, simple cultivation in laboratory and because they are sensitive to the presence of toxic agents in soil and environment (Nahmani et al., 2007; Cesar et al., 2013; Bustos et al., 2015; Medina et al., 2018). When in contact with these substances, organisms present changes that can be observed through behavior (avoidance), mortality and weight (acute toxicity) and reproduction (chronic toxicity) (Vieira, 2009; Pivato et al. 2018; Scoriza and Correia, 2018). The avoidance test is a fast and simple procedure. It is important because it assesses the organism's behavior in avoiding exposure to possible contaminated environments, making it a sublethal indicator of the potential survival of the species in an environment (Hellou et al., 2005). The acute toxicity test evaluates a severe and rapid response such as the lethality of the test organism, and it can also measure changes and biometric aspects related to weight gain and growth of organisms. The chronic toxicity test is also essential as it assesses the toxic effect over a longer period of time, during which the toxic agent allows the organism to survive but leads to disturbances in its biological functions, such as reproduction (Bianchi et al., 2010). Segat et al. (2015) evaluated the effect of the disposal of different concentrations of pig manure in four types of Brazilian tropical soils on *E. andrei*. The authors found there was mortality, a decrease in reproduction rate and an increase in avoidance behavior in the Entisol at concentrations of 45 and 30 m³ ha⁻¹. Entisols are characterized as sandy soils with low organic matter and CEC. These soils likely have low sorption of waste and conditions with high bioavailability. Other studies in literature found high toxicity to contamination in soils with low organic matter (Sivakumar and Subbhuraam, 2005; Sousa et al., 2008; Sizmur et al., 2011; Cesar et al., 2012).

Another complementary approach is standard toxicology testing. Biomarkers are defined as indicators of biochemical, physiological, histological or behavioral changes at an individual level in which the effect of the contaminants is evidenced (Weeks and Svendsen, 1996). Due to sensitivity to pollution stress, biomarkers have been widely used as potential tools for assessing contaminated areas. They can also be used as an early warning sign due to changes triggered in sublevels of organisms (Pauwels et al., 2013; Shi et al., 2017). Among the main parameters used as biomarkers is oxidative stress, evaluated through antioxidant enzyme activity and lipid peroxidation. For the early detection of biological effects in earthworms, the biomarkers acetylcholinesterase, thiobarbituric acid reactive substances, catalase and glutathione *S*-transferase were selected. Song et al. (2018) found a significant increase in antioxidant enzyme activity after 14 days of exposure of *Eisenia fetida* Savigny (1826) to soils fertilized with different doses of cellulose waste. Earthworms have great importance in terrestrial

ecotoxicology, mainly because of their ability to accumulate and respond to different contaminants and degrees of complexity (Sforzini, et al., 2015). Studies using biomarkers (i.e., acetylcholinesterase, thiobarbituric acid reactive substances, catalase and glutathione-S-transferase) are useful for clarifying the mechanisms of action of chemicals and determining the level of stress induced by pollutants in worms exposed to contaminated environments where different contaminants may be present (Parelho et al., 2018; Sanchez-Hernandez et al., 2019; Chen et al., 2019; Hackenberger et al., 2019).

Ecotoxicological studies on organism and subcellular enzymatic level provide a unique opportunity to assess the environmental effects of pig waste. Thus, this study aimed to determine the toxicological effects of abattoir waste *in natura* and after stabilization processes on *E. andrei* through tests of avoidance, acute toxicity and chronic toxicity, as well as the effects of exposure at an enzymatic level.

2. Material and Methods

2.1. Pig abattoir waste and soil

Pig abattoir waste (PAW) was obtained from an abattoir in southern Brazil. It is composed of the material that is inside the intestine (feed waste) and hairs. Prior to ecotoxicological testing, PAW underwent stabilization processes of composting and vermicomposting for 365 days.

The stabilization processes consisted of three systems/treatments carried out in composting piles. The first aerated composting (PAW_a) with turning of the pile twice a week during the entire period. The second consisted of natural composting (PAW_n) without turning of the pile. The third consisted of vermicomposting (PAW_v) in which *E. Andrei* earthworms were inoculated at a ratio of 5000 worms per m² was after 150 days of aerated composting (when PAW did not show any more temperature variation).

We added 500 kg of PAW in each of the three systems. It was arranged in piles with dimensions of 2.0 x 1.5 x 1.0 m (W x H x C). Humidity of each compost pile was adjusted to 60% (Inácio and Miller, 2009). A plastic tarpaulin was placed over the piles to avoid excessive loss or gain of humidity and to keep the temperature regulated according to the phases of the composting process.

The chemical characterization of the pig abattoir waste was done prior to stabilization in PAW_{in} (i.e., non-treated waste), using a sample representative of the waste. Afterwards, the *in*

natura waste was stored at -30 °C until the remaining treatments were obtained. The characterization of PAWa, PAWn and PAWv occurred after the 365 days of stabilization. Five subsamples were randomly collected from the surface layers and inside the compost pile of each treatment to form a composite sample. The chemical and biological characterization of the material was carried out in the Soil Analysis Laboratory of the Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) and in the Laboratories of Bacteriology and Veterinary Parasitology of the Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), respectively (Table 1). The methodology used in the study and the results are shown in Table 1.

Table 1. Chemical and biological characterization of pig abattoir waste in 2017.

Determination ^(*)	Treatments				Methodology
	PAWa	PAWin	PAWn	PAWv	
pH	5.8	5.2	6.9	6.5	Potenciometry/ 1:5 (TEDESCO et al., 1995)
CEC ⁽¹⁾	670	609	658	754	IN/MAPA 28/ July 27, 2007
Organic C ⁽²⁾	29	48	40	31	Wet combustion/ Walkley-Black (TEDESCO et al., 1995)
N ⁽²⁾	4.2	1.4	3.4	4.4	Kjeldahl/ 0.01% (TEDESCO et al., 1995)
P ⁽²⁾	1.3	0.78	1.4	1.6	
K ⁽²⁾	0.36	0.13	0.18	0.44	
Ca ⁽²⁾	4.7	1.6	3.1	4.2	
Mg ⁽²⁾	0.57	0.18	0.30	0.60	
S ⁽²⁾	0.16	0.20	0.42	0.31	
Fe ⁽²⁾	1.3	0.14	0.41	0.50	
Zn ⁽²⁾	0.13	0.03	0.11	0.12	
Na ⁽²⁾	0.24	0.08	0.12	0.29	
Al ⁽²⁾	0.54	0.05	0.25	0.68	Nitric-perchloric acid wet digestion / ICP-OES (TEDESCO et al., 1995)
Mn ⁽³⁾	466	129	237	258	
Cu ⁽³⁾	206	59	160	188	
Cd ⁽³⁾	0.2	<0.2	<0.2	<0.2	
Cr ⁽³⁾	18	6	18	20	
Ni ⁽³⁾	16	3	11	15	
Pb ⁽³⁾	11	6	8	9	
As ⁽³⁾	<2	<2	<2	<2	
Se ⁽³⁾	<4	<4	<4	<4	
Hg ⁽³⁾	0.02	0.01	<0.01	0.01	Cold vapor wet digestion / EPA method 7471 A (TEDESCO et al., 1995)
TBC ⁽⁴⁾	3x10 ⁷	4.5x10 ⁷	1x10 ⁶	1.1x10 ⁷	Total bacterial plate count (CETESB, 1978)
TCC ⁽⁴⁾	<1x10 ⁶	3x10 ⁷	<1x10 ⁶	<1x10 ⁶	Total coliform plate count (CETESB, 1978)
TFCC ⁽⁴⁾	<1x10 ⁶	1x10 ⁶	<1x10 ⁶	<1x10 ⁶	Fecal coliform plate count (CETESB, 1978)
Parasites	Coccidian oocysts and cysts <i>Entamoeba</i> sp.	Coccidian oocysts	Negative	Negative	Modified Bailenger method (WHO, 1989)

(*) Average of two replicates per treatment; ⁽¹⁾ mmolc kg⁻¹; ⁽²⁾ Total content in %; ⁽³⁾ mg kg⁻¹; ⁽⁴⁾ CFU/mL, TBC: total bacterial count; TCC: Total coliform count; TFCC: Total fecal coliform count; PAWa: pig abattoir waste after aerated composting; PAWin: pig abattoir waste *in natura*; PAWn: pig abattoir waste after natural composting; PAWv: pig abattoir waste after vermicomposting.

The soil used in this study was obtained from a native grassland area of a rural property located in southern Brazil and it is classified as a Hapludox with clayey A horizons (Soil Survey Staff, 2014). Soil was collected at a depth of 0-20 cm from different locations to form a composite sample. Then, it was air-dried, broken down and passed through a 2 mm mesh sieve to separate plant fragments and other residues. Finally, the composite sample was sent to the Soil Analysis Laboratory of the Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) for the evaluation of chemical attributes, according to the methodologies of the Official Network of Soil and Plant Analysis Laboratories of the States of Rio Grande do Sul and Santa Catarina (*Rede Oficial de Laboratórios de Análise de Solo - ROLAS*). The soil had the following characteristics: 5.4 pH in water; 3.0% organic matter; 54% clay; 170 mmol_c kg⁻¹ CEC; 7.3 mg kg⁻¹ P; 232 mg kg⁻¹ K; 1663.3 mg kg⁻¹ Ca; 401.1 mg kg⁻¹ Mg; 4.9 cmol_c kg⁻¹H+Al; 20 mg kg⁻¹ Cu; and 13 mg kg⁻¹ Zn.

2.2. *Ecotoxicological tests*

The toxicity tests were carried out in the laboratory of the Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS). Tests of avoidance, acute toxicity and chronic toxicity and enzymatic activity with *E. andrei* were carried out in a completely randomized design (CRD) with five treatments (PAWin, PAWa, PAWn, PAWv and a control soil with natural instead of artificial soil). A modification of the OECD (1984, 2004) filter-paper contact test was performed. The earthworms used for the four tests were previously washed with deionized water and put on clean damp filter paper for 24 h to clear out the gut content (Xie et al., 2013; Lackmann et al., 2018; Hackenberger et al., 2018; Hackenberger et al., 2019). The four tests were kept in a Bio-Oxygen Demand incubator with controlled temperature (23±2° C) and a light-dark cycle of 12 h (400 to 800 lux) and humidity of approximately 60% of field capacity.

2.2.1. *Avoidance test*

The test was based on the International Organization for Standardization (ISO) guidelines 17512-1 (ISO, 2008), with adaptations. The adaptations were made in order to verify if the different stabilization processes would produce substances not identified in the chemical analysis, potentially toxic or repellent to earthworms, since the waste is rich in organic matter. Therefore, we evaluated the possible adverse effects on soil organisms prior to environmental application. This test aims to simultaneously expose the earthworms to samples of control soil

and PAW_a, PAW_{in}, PAW_n and PAW_v, totaling four treatments with four replicates. The test was based on the guidelines of ISO 17512-1 (ISO, 2008). For this test, the treatments (PAW_a, PAW_{in}, PAW_n and PAW_v) were placed in a 1L plastic container divided in half by a removable divider was used. Control soil (500g) and pure waste of each treatment (500g) were placed in each of the halves (without mixing). Then, the divider was removed and 10 previously acclimated and weighed (250 to 600mg) adult worms were placed on the dividing line between the two materials (control soil and each treatment). After 48 hours of exposure, the divider was again placed in the containers to separate the materials once again and manually count the number of earthworms on each side. The net response was calculated according to Equation 1:

$$F = \frac{C-T}{N} \times 100 \quad (1)$$

where,

F = net response

C = number of individuals found in control soil

T = number of individuals found in treatment soil

N = total number of individuals placed in container

*A positive number means avoidance and negative means attraction.

2.2.2. Acute toxicity test

This test evaluates the occurrence of severe and rapid effects such as earthworm mortality. The test was based on the guidelines of ISO 11268-1 (ISO, 2012). The experiment was carried out in a completely randomized design (CRD) with five treatments (control, PAW_a, PAW_{in}, PAW_n and PAW_v) and four replicates. No feeding of the animals is required during the test. The test setup consisted of adding 500 g of material of each treatment in 1L containers. Then, for each experimental unit, 10 previously acclimated adult worms were weighed (250 to 600 mg) and inoculated. The test was conducted for 14 days and earthworm mortality was observed at 7 days. The earthworms were weighed 14 days after installation of the experiment.

2.2.3. Chronic toxicity test

The test aims to expose the adult earthworms to treatments for a longer period of time to measure the effects on reproduction. The first step was to select the earthworms. In order to

obtain worms of age and standard size (mass), it is recommended to start the culture with juveniles (OECD, 2004). For this, juvenile earthworms without clitellum were collected from worm farm of the Soils Department of UFSM. The earthworms were then placed individually in Petri dishes containing soil and cattle manure as food. Holes were drilled into the dish lids to allow gas exchange. Then, the dishes were placed and kept in a BOD incubator until adulthood (with developed clitellum and the recommended weight) to be used in the test.

The chronic toxicity test was based on the guidelines of ISO 11268-2 (2012) and OECD 222 (2015). After the growth period in BOD, the assay was assembled in a completely randomized design (CRD) with five treatments (control, PAW_a, PAW_{in}, PAW_n and PAW_v) and nine replicates. The test setup consisted of adding 25 g of material of each treatment. Then, for each experimental unit, 2 previously acclimated adult worms were weighed (250 to 600 mg), inoculated and incubated for 28 days. Dry cattle manure was added every week as food. The test was conducted for 56 days. The adult worms were removed 28 days after the start of the test and only the cocoons remained incubated for another 28 days. At the end of the 56 days, the cocoons and the number of juvenile worms were counted.

2.2.4. *Biochemical test*

This test evaluates the exposure of the adult worms to the treatments at an enzymatic level. The test was carried out in a completely randomized design (CRD) with five treatments (control, PAW_a, PAW_{in}, PAW_n and PAW_v) and four replicates. The test setup consisted of adding 500 g of material of each treatment in 1L containers. Then, for each experimental unit, 10 previously acclimated adult worms were weighed (250 to 600 mg) and inoculated. The test was conducted for 28 days and 2 worms were collected from each replicate per treatment on the 3rd, 7th, 14th and 28th day. The earthworms were washed and stored in Petri dishes on a wet filter paper for 24 h (in the dark at 20° C) to empty intestinal contents. After this period, the worms were frozen in liquid nitrogen and stored at -80° C until analysis. For the assays, body worm homogenates were prepared with sodium phosphate buffer (0.1M, pH 7.2) for determination of acetylcholinesterase, potassium phosphate buffer (20 mM pH 7.5) for catalase and thiobarbituric acid-reactive substances, and potassium phosphate buffer (50 mM, pH 7.0) for GST.

2.2.4.1. *Acetylcholinesterase (AChE)*

Acetylcholinesterase activity was measured as described by Ellman et al. (1961). Aliquots of homogenate (50 μ L) were incubated at 30° C for 2 min with potassium phosphate buffer (0.1 M, pH 7.5), H₂O and 10 mM DTNB as chromogen. After 2 minutes, the reaction was started by adding acetylcholine (ACh; 0.5 mM) as substrate for the reaction mixture until reaching a final volume of 2.0 mL. Absorbance was determined at 412 nm for 2 minutes. Enzyme activity was expressed as μ mol of hydrolyzed ACh/min/mg protein.

2.2.4.2. *Lipid Peroxidation (TBARS)*

Lipid peroxidation was estimated by TBARS assay, interpreted by a reaction of malondialdehyde (MDA) with 2-thiobarbituric acid (TBA) and measured by spectrophotometry according to Buege and Aust (1978). Trichloroacetic acid (10%) and thiobarbituric acid (0.67%) were added. The reaction mixture was placed in a microcentrifuge tube and incubated for 15 min at 95° C. After cooling, it was centrifuged at 4000 rpm for 15 min and the optical density was measured at 535 nm in spectrophotometer. Levels of TBARS were expressed as nmol MDA/mg protein.

2.2.4.3. *Catalase (CAT)*

Catalase activity was assayed spectrophotometrically (Xu et al., 1997). The assay mixture consisted of potassium phosphate buffer (50 mM, pH 7.0), 50 mL H₂O₂ (0.3 M) and 50 mL homogenate. The absorbance change of H₂O₂ per min was measured at 240 nm. CAT activity was calculated and expressed in μ mol/min/mg protein.

2.2.4.4. *Glutathione S-Transferase (GST)*

Glutathione S-Transferase activity in the sample was measured according to Habig et al. (1974) using 1-chloro-2,4-dinitrobenzene (CDNB) as substrate. The increasing absorbance at 340 nm was monitored against the blank. GST activity was expressed as μ mol GS-DNB/min/mg protein.

2.2.4.5. Protein

Protein of the samples was determined the Coomassie blue method by spectrophotometry using bovine serum albumin as standard. Absorbance was measured at 595 nm according to Bradford et al. (1976).

2.3. Statistical analysis

Avoidance data were assessed using the Fisher exact test. The results of the ecotoxicological tests and the chronic toxicity test were submitted to analysis of variance (one-way ANOVA) and complementary tests of orthogonal contrasts using the Dunnett test ($P \leq 0.05$). We used the *glbt* function of the *multcomp* package (Hothorn, et al., 2008) for contrast analysis. The effect of the treatments on the weight of the earthworms was evaluated by the T-test (separately for each treatment) using initial weight versus final weight as the factor. To evaluate the effect of the treatments on survival, we used generalized linear models (GLM) with binomial distribution. In the case of overdispersion, quasibinomial distribution was used. The difference between the treatments was evaluated by the *coms* function of the *RT4Bio* package (Reis-Junio et al., 2015). We also used that follow packages: *car* (Fox and Weisberg, 2011), *devtools* (Wickham et al., 2018), *extrafont* (Chang, 2014) *ggpurb* (Kassambara, 2018) and *gridExtra* (Auguie, 2017). All the analyses were performed in R software v.3.5.1.

3. Results and Discussion

3.1. Avoidance test

The validation criteria of the avoidance test were met, as no mortality or loss of organisms was observed. Earthworm avoidance behavior can be seen in Fig. 1.

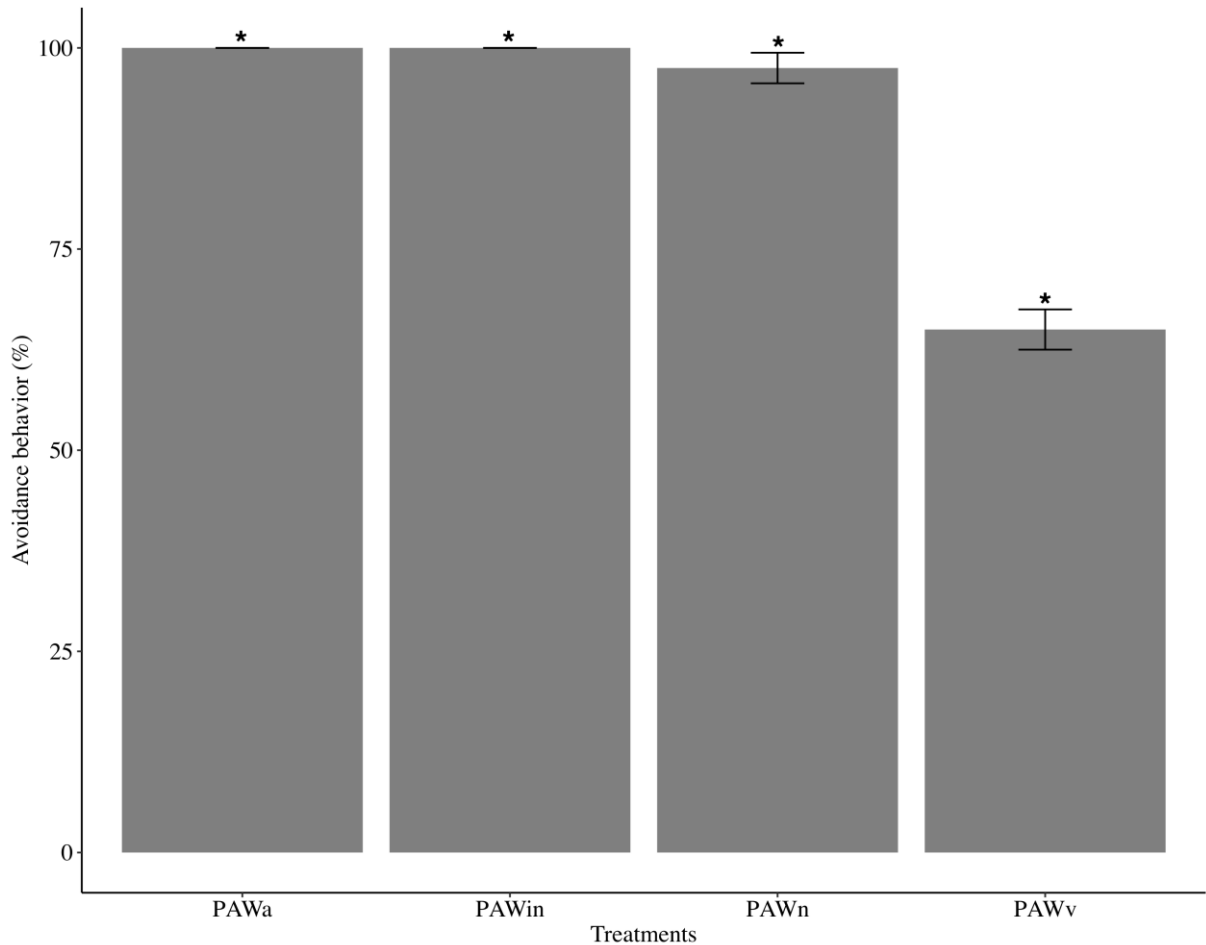


Fig. 1. Avoidance behavior of *E. andrei* to pig abattoir waste *in natura* and after stabilization processes. The asterisk indicates significant difference between treatments and control by the Fisher exact test ($p \leq 0.05$) (mean \pm SE). PAWa: pig abattoir waste after aerated composting; PAWin: pig abattoir waste *in natura*; PAWn: pig abattoir waste after natural composting; PAWv: pig abattoir waste after vermicomposting.

Earthworm behavior was similar in all the treatments, showing significant avoidance ($p \leq 0.05$) to pig abattoir waste. According to ISO 17512-1 (ISO, 2008), avoidance of at least 80% of the population characterizes limited capacity of the material to function as a habitat. The earthworms of the PAWv treatment did not show avoidance behavior above 80%, which suggests that this is a potentially safe habitat for earthworms. The organic matter (OM) content of the control soil associated with the lack of food in PAWv (due to the fact that it had undergone a vermicomposting) may explain a preference of 65% of the earthworms for the control soil. According to Natal-da-Luz et al. (2008), the avoidance response by invertebrates can be influenced by soil organic matter content. In addition, the same authors reported that earthworm species of the genus *Eisenia* are favored in environments with higher organic matter content. On the other hand, the avoidance response higher than 80% in other treatments may be

associated to a compound or substance that caused the earthworms to evade. According to Arenzon (2004), the variability of toxic effects may be related to differences in organism sensitivities, the complexity of the compounds present in the samples, the bioavailability of certain substances, or even due to the presence of substances that have not been analyzed.

Cesar et al. (2012) evaluated different doses of sewage sludge in different soils (Chernosol and Ferralsol) and the toxic effect on *E. fetida*. The authors found that 80% of earthworms significantly avoided ($p \leq 0.05$) the highest dose of sewage sludge (32.9%) in Chernosol, whereas the same effect was observed in Ferralsol at doses of 13.32, 19.98 and 33.3%, respectively. The authors reported that soil properties (e.g. texture and organic matter) and pH influenced the behavioral responses of these organisms. In evaluating the effects of biochar of sewage sludge on *E. fetida*, Melo et al. (2017) observed avoidance behavior equal to or greater than 80% for the control soil at all the concentrations tested. According to Sissino et al. (2006), among the ecotoxicological tests, the avoidance test can be used as a rapid method to determine the bioavailability of pollutants in the matrix, where avoidance behavior is used as a quality indicator (Lowe et al., 2016; Gainer et al., 2019; Sanchez-Hernandez et al., 2019).

3.2. Acute toxicity test

Earthworm mortality and average weight can be found in Fig. 2.

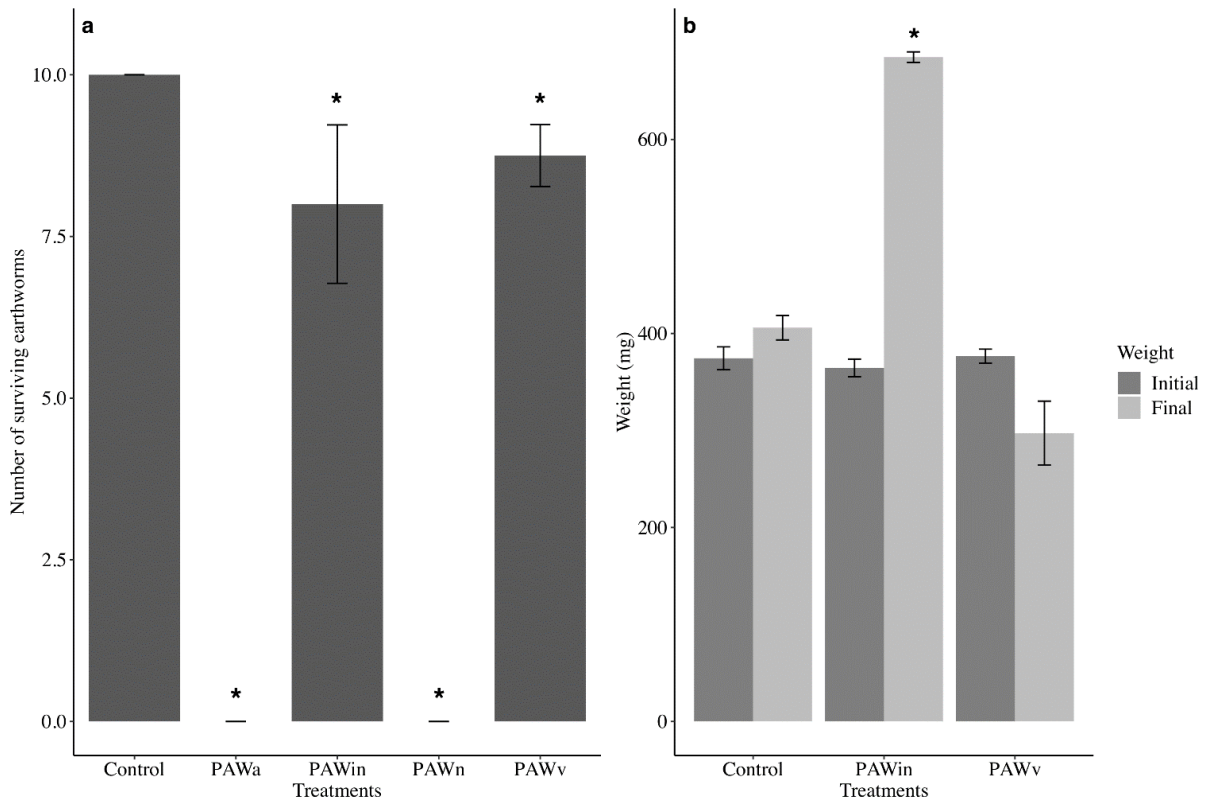


Fig. 2. (a) Number of surviving *E. andrei* earthworms after 7 days of exposure to pig abattoir waste *in natura* and after stabilization processes. The asterisk indicates the significant difference between treatments and control by the Dunnett test ($P \leq 0.05$) (mean \pm SE); (b) Average initial and final weight of *E. andrei* earthworms after 14 days of exposure to pig abattoir waste *in natura* and after stabilization processes. The asterisk indicates the significant difference between initial and final weight in each treatment by the Dunnett test ($p \leq 0.05$) (mean \pm SE). PAWa: pig abattoir waste after aerated composting; PAWin: pig abattoir waste *in natura*; PAWn: pig abattoir waste after natural composting; PAWv: pig abattoir waste after vermicomposting.

The percentage of surviving earthworms varied among all the treatments and presented significant difference ($p \leq 0.05$) to the control (Fig. 2a). However, when the surviving earthworms are observed in absolute numbers, PAWin and PAWv showed a survival of 80 and 90%, respectively. On the other hand, PAWa and PAWn treatments caused mortality in 100% of the earthworms (Fig. 2a). This shows an insufficient quality of the compost produced from the pig abattoir waste both after aerated composting (PAWa) and natural composting (PAWn). According to Bafana et al. (2011), the increase in toxicity may result from by-products formed during a physical-chemical and/or biological treatment, which the material in question is subjected to, such as compounds of higher aromatic structure (e.g. aromatic amines), which may be toxic. Sánchez-Monedero et al. (2002) found the main effects of composting processes on different types and mixtures of organic wastes, such as poultry manure, sewage, barley straw and corn are the formation of higher molecular weight products with high concentration of aromatic structure, high concentration of oxygen and nitrogen, and increased functional groups.

The same authors added that the formation of these secondary structures will occur as the degree of maturation of the compost increases. This may help to understand the survival of earthworms when the vermicompost (PAW_v) was produced, considering that PAW only went through a period of pre-composting before the inoculation of the earthworms to the vermicomposting process.

Where organic solid wastes are used for agricultural purposes, it is common to find maximum and minimum limits for some parameters (pH, C/N ratio, humidity, heavy metals, viable helminth eggs, *Salmonella* sp., total nitrogen, organic carbon and cation exchange capacity) in Brazilian legislation (BRASIL, 2009; BRASIL, 2016). However, there is no regulation, nor are the possible synergistic or antagonistic effects of organic waste and the interference on soil fauna considered. According to Natal-da-Luz et al. (2009), ecotoxicological characterization is essential to complement chemical analysis, which although required by legislation is sometimes insufficient. Thus, many countries (including Brazil) do not have comprehensive environmental legislation in terms of ecotoxicology (Pereira et al., 2016). In evaluating the quality of organic compost produced from household solid waste composed of food scraps, Massukado et al. (2010) found for the acute toxicity test (Average Lethal Concentration) that all earthworms were dead within 15 min of exposure to a concentration of 100%, and after 7 days of exposure to concentrations of 25 to 75%, characterizing the toxic potential of the analyzed material.

A significant increase ($p \leq 0.05$) in average earthworm weight (Fig. 2b) was observed in PAW_{in} at 14 days of exposure. There was an average increase in weight of 342 mg between initial and final weight in this treatment. This can be explained by the organic fraction of fresh matter found in this treatment. According to Aquino et al. (2005), non-decomposed organic materials have different characteristics than those of stabilized organic matter.

In this study, the loss of earthworm weight observed from the beginning to the end of exposure to PAW_v, although not significant ($p \geq 0.05$), is most likely directly related to the depletion of food in this treatment. These results are in agreement with Cesar et al. (2017), who evaluated the effectiveness of treating coal mining waste and found a loss of earthworm weight at higher concentrations of the waste. The authors believe that this loss is attributed to food shortages or changes in the physical structure of the soil, not necessarily because of the presence of metals.

The results of acute toxicity test show that the determination of the quality of a waste and its potential use in agriculture cannot be established solely based on chemical and biological

analysis, but should use an integrated approach capable of translating the effects on the ecosystem.

3.3. Chronic toxicity test

The treatments evaluated in this study did not influence the reproduction of *E. andrei*, which was measured by counting the number of juvenile worms 56 days after the test (Fig. 3).

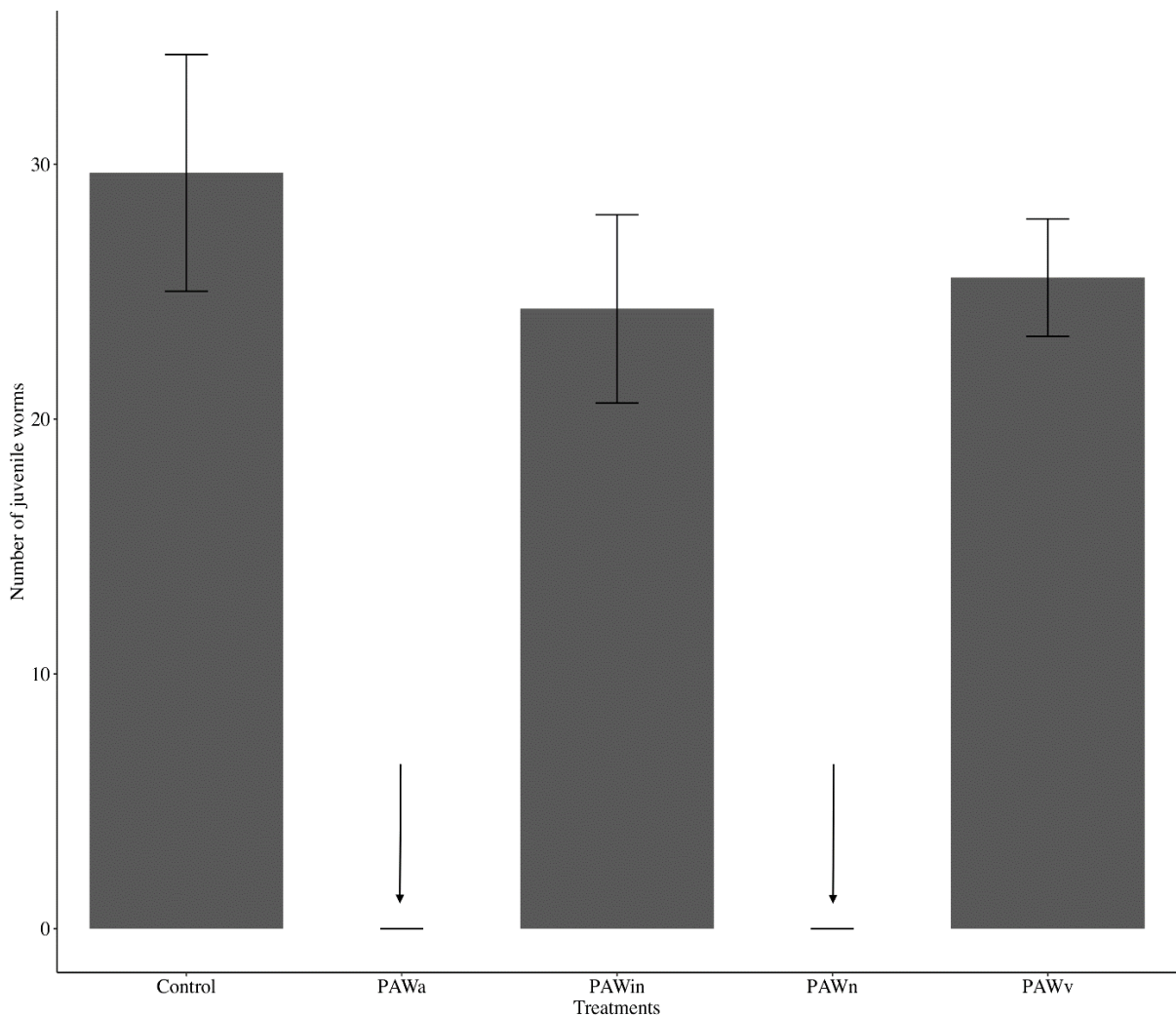


Fig. 3. Number of juvenile worms of *E. andrei* after 56 days of exposure to pig abattoir waste *in natura* and after stabilization processes. The asterisk indicates the significant difference between initial and final weight in each treatment by the Dunnett test ($p \leq 0.05$) (mean \pm SE). The arrows indicate the earthworm mortality in PAWa and PAWn. PAWa: pig abattoir waste after aerated composting; PAWin: pig abattoir waste *in natura*; PAWn: pig abattoir waste after natural composting; PAWv: pig abattoir waste after vermicomposting.

According to ISO 11268-2 (2012) and OECD 222 (2015), the chronic toxicity test was not valid in PAW_a and PAW_n, because all of the earthworms died in less than 24 hours of exposure, which confirm the acute (lethal) effects of these treatments.

There were no significant differences ($p \geq 0.05$) in the average number of juvenile worms in PAW_{in} and PAW_v in relation to the control. These results may indicate that there is no significant difference influence between the use of pig abattoir waste *in natura* or after vermicomposting on earthworm reproduction. This suggests that there was no additional energy expenditure by the earthworm to resist possible contaminants in these treatments, which allowed reproduction to occur. According to Donker et al. (1993), when there is reduced production of cocoons and consequently of new individuals, this is due to the energy expenditure by the earthworm to resist the contaminant through avoidance. In conducting toxicological evaluations at different points of an area contaminated by sanitary effluent, Lisbôa (2017) found a significant decrease ($p \leq 0.05$) in the reproductive success of *E. andrei* earthworms in some of the points. The author suggests that these results may be attributed to the organism choosing to survive instead of reproducing new individuals. Huguier et al. (2015) carried out an ecotoxicological evaluation of nine organic wastes and found that wastes with sewage sludge caused significant decrease ($\alpha = 0.05$) in the reproduction of earthworms, even at the lowest application rates tested.

According to Žaltauskaitė and Sodienė (2010), the chronic toxicity test is the most sensitive and it is considered the most relevant for predicting impacts on ecosystems, as it shows population dynamics over time. The effects are sublethal and observed in situations in which the concentration of the toxic agent to which the organisms are exposed allows survival, but affects one or more of their biological functions (e.g. reproduction, egg development and hatching) (Magalhães and Ferrão Filho, 2008).

3.4. Biochemical test

Among biomarkers, measuring the activity of acetylcholinesterase (AChE) is considered of key in evaluating the effects of exposure to neurotoxic compounds. AChE activity varied over the 28 days of exposure (Fig. 4a). On the third day, there was a significant increase ($p \leq 0.05$) in activity in PAW_a compared to the control. At 7 days, AChE activity in PAW_a remained significantly higher ($p \leq 0.05$) in relation to the control and PAW_{in}. At 14 days, PAW_{in} maintained AChE activity significantly higher ($p \leq 0.05$) than the control. However, activity in PAW_n was significantly lower ($p \leq 0.05$) compared to the control.

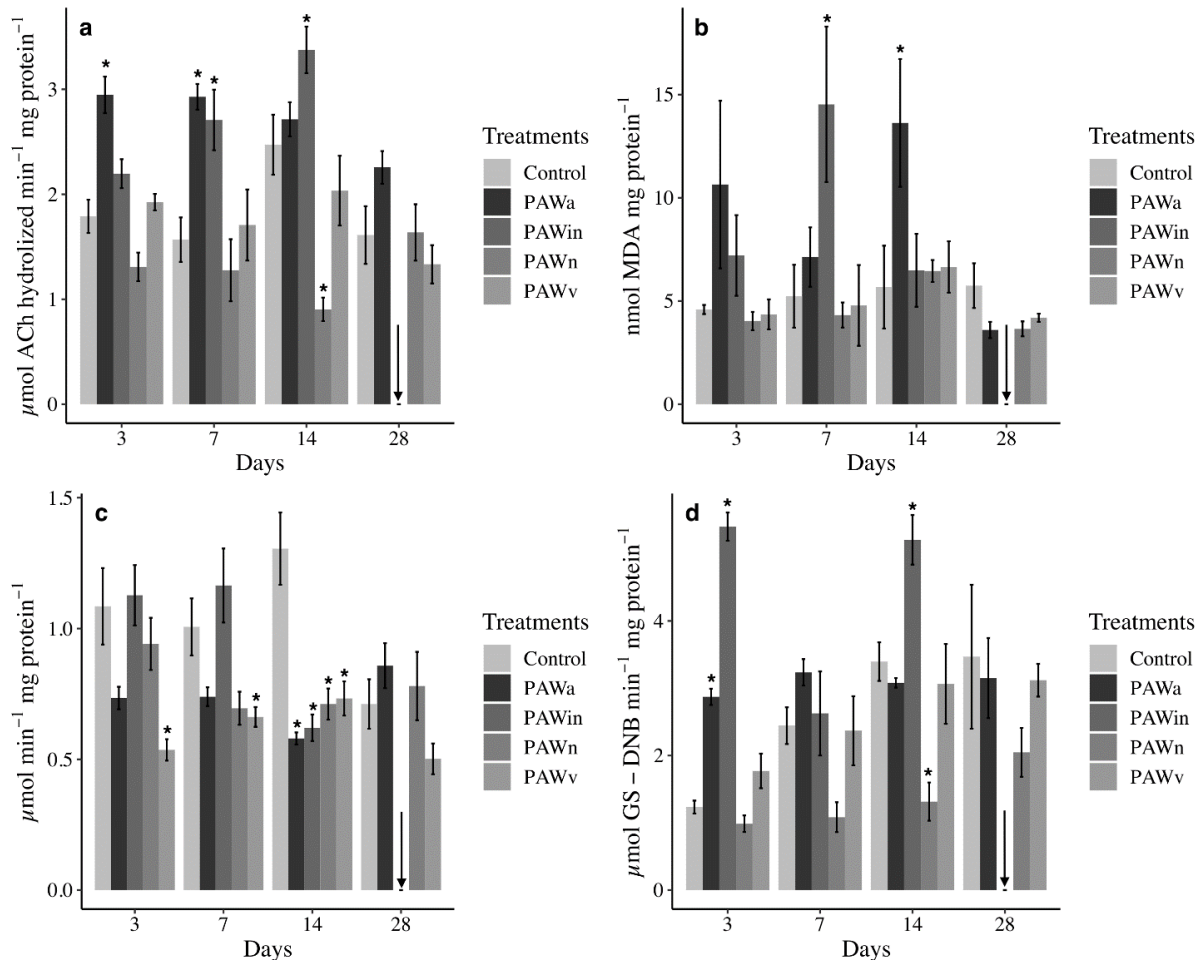


Fig. 4. (a) acetylcholinesterase (AChE) activity, (b) malondialdehyde (MDA) levels, (c) catalase (CAT) activity and (d) *S*-transferase (GST) activity observed in *Eisenia andrei* earthworms (Bouché 1972) during 28 days of exposure to pig abattoir waste *in natura* and after stabilization processes. The asterisk indicates the significant difference of treatments and control by the Dunnett test ($p \leq 0.05$) (mean \pm SE). The arrows indicate earthworm mortality in PAWin at 28 days of exposure. PAWa: pig abattoir waste after aerated composting; PAWin: pig abattoir waste *in natura*; PAWn: pig abattoir waste after natural composting; PAWv: pig abattoir waste after vermicomposting.

According to numerous authors, AChE activity can be altered by exposure to various chemicals (Roubalová, et al., 2014; Rodriguez-Campos et al., 2014; Campani et al., 2017; Parelho et al., 2018; Leris, et al., 2019; Minovski et al., 2019). The increase in AChE activity represents an overstimulation of neuromuscular receptors causing numerous signs of intoxication. Although it occurs quite frequently, this increase is rarely explained. However, increased AChE is linked to oxidative damage and intracellular ionomostasis (Qi et al., 2013; Mrdaković et al., 2016; Hackenberger et al., 2018), generation of reactive species and antioxidant defense (Parelho et al., 2018; Hackenberger, et al., 2018). Our results revealed that the exposure of earthworms to PAWa and PAWin triggered a different pattern of response compared to that observed with control soil, which indicates the presence of neurotoxic

compounds in these treatments. With increased AChE activity, hydrolysis of acetylcholine (ACh) is probably increased. Consequently, the reduction of this neurotransmitter may lead to dysfunctions that influence behavior, locomotion system, balance and orientation. This increase in activity may be a protective compensatory response to toxicity caused by exposing the organisms to the pig abattoir waste. These results suggest that AChE may be a target of toxic compounds formed in natural composting of the waste, which may be responsible for mortality in PAW_n.

Regarding TBARS levels, no significant differences ($p \geq 0.05$) were found between all treatments and control on the third day of exposure (Fig. 4b). At seven days of exposure, TBARS levels increased significantly ($p \leq 0.05$) in PAW_n compared to the control. At 14 days, there was a significant increase ($p \leq 0.05$) in TBARS levels only in PAW_a. With increasing exposure time (28 days), TBARS levels did not show significant differences ($p \geq 0.05$) in relation to the control. In general, the MDA level directly reflects the degree of lipid peroxidation, and indirectly reflects the damage caused by reactive species in organisms (Zhang et al., 2013; Wang et al., 2016).

The changes in TBARS levels observed in PAW_n and PAW_a show that these treatments were toxic to earthworms even though the chemical and biological parameters were within the limits allowed in legislation. Mkhinini et al. (2019) observed significant increases in MDA levels after seven days of exposure of *E. andrei* to soils with a 20-year history of wastewater application. The study was important to show the toxic effects of long-term application of organic materials on edaphic fauna.

Catalase (CAT) activity in treatments was close or lower than the control over the 28 days of exposure (Fig. 4c). On the third and seventh day of exposure, CAT activity was significantly lower ($p \leq 0.05$) in PAW_v than in the control. At 14 days, CAT activity significantly lower ($p \leq 0.05$) in all treatments compared to the control. After 28 days of exposure, there were no significant differences ($p \geq 0.05$) between treatments and the control. The most common response of CAT against a toxic situation is the induction of activity that is considered beneficial in dealing with a stress condition (Wang et al., 2012). However, the response found in this study is likely due to the natural antioxidant defense of the earthworm being saturated, as the amount of reactive oxygen species generated exceeded the defense capacity of the organism, causing a gradual reduction in enzyme activity (Zhou et al., 2013). Catalase is an antioxidant defense enzyme that catalyzes the reduction of hydrogen peroxide (H₂O₂) in water and molecular oxygen, thus protecting cells from the toxic effects of this substance (Song et al.,

2018). The lack of this antioxidant defense can be observed through increases in TBARS levels in PAWin and PAWa (Fig. 4b).

Another important component in cellular defense is the detoxifying enzyme glutathione S-transferase (GST) known to be involved in the metabolism of lipophilic organic toxic substances and playing an important role in cellular protection against oxidative stress (Hattab et al., 2015; Maity et al., 2018a; Maity et al., 2018b). On the third day of exposure, there was a significant increase ($p \leq 0.05$) in GST activity in PAWa and PAWin compared to the control (Fig. 4d). At 7 days of exposure, there were no significant differences ($p \geq 0.05$) in GST activity between all treatments and the control. However, there was a significant increase ($p \leq 0.05$) in GST activity in PAWin and significant reduction ($p \leq 0.05$) in PAWn after 14 days of exposure. After 28 days of exposure, all treatments had GST activity close to the control. The results of this study showed that *E. andrei* earthworms exposed to pig abattoir waste *in natura* (PAWin) and after aerated composting (PAWa) showed significant changes in glutathione S-transferase activity. Studies have shown that GST is activated when organisms are exposed to organic compounds, metals and pathogens (Cossu et al., 1997; Schreck et al., 2008; Velki and Hackenberger, 2013).

Finally, we found that the lack of efficient CAT activity in the protection against reactive species resulted in damage verified by the increase in TBARS levels. Thus, overloading GST activity, which was high in PAWa and PAWin. The antioxidant system was effective after 28 days of exposure, as there were no significant differences in the levels of TBARS and AChE in all the treatments in relation to the control. We also noticed that antioxidant enzyme activity was normalized, and there were no significant changes compared to the control.

The increase in TBARS levels evidences the occurrence of oxidation among reactive species produced by exposure to xenobiotics present in the waste and unsaturated fatty acids of cell membranes. Such membrane damage may be caused by excessive production of hydroxyl radical which is not being degraded due to decreased CAT activity. However, GST activity is increased, which shows that the antioxidant defense system is working to eliminate the hydrogen peroxide generated by the exposure of the worms to the waste and that it is not sufficiently degraded by CAT.

Based on the results of this study, pig abattoir waste after vermicomposting (PAWv) in general caused less toxic effect on the earthworms compared to the other treatments. These results showed that this waste has to undergo a stabilization process beyond composting (i.e. vermicomposting) prior to soil application. Although microorganisms are responsible for the biochemical degradation of organic matter in vermicomposting, the earthworms influence the

process both physically and biochemically (Naddafi et al., 2004). The stabilization of organic matter is achieved via the metabolism of some earthworm species in feeding on this material. They quickly ingest organic matter, transforming it into better quality compost than those produced by traditional composting (Cotta et al., 2015). Also, it should be noted that chemical and biological analysis of organic waste are not enough to determine its potential as a source of nutrients. Thus, ecotoxicological tests should be done prior to deciding to use organic waste from abattoirs.

4. Conclusions

This study has provided an initial outline of the risk assessment of the use of pig abattoir waste in agricultural areas without the knowledge of its proper treatment. The earthworm bioassays carried out to test different forms of stabilization (treatment) of this waste allowed us to conclude that the pig abattoir waste *in natura* and after stabilization processes resulted in avoidance behavior in *E. andrei* earthworms. Acute and chronic toxicity tests showed that pig abattoir waste after aerated composting (PAWa) and natural composting (PAWn) had a toxic effect resulting in death of *Eisenia andrei*, but there was a satisfactory reproduction in the waste *in natura* (PAWin) and after vermicomposting.

At an enzymatic level, the results of the ecotoxicological tests showed that the exposure of *Eisenia andrei* to pig abattoir waste *in natura* (PAWin) and after aerated composting (PAWa) and natural composting (PAWn) caused increased activity of acetylcholinesterase (AChE) and glutathione S-transferase (GST), as well as increased lipid peroxidation levels (TBARS). On the other hand, there was a decrease in catalase (CAT) activity in these treatments as well as in the vermicomposting treatment (PAWv).

Acknowledgments

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brazil (CAPES) - Finance Code 001, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Soils Department/UFSM and Graduate Program in Soil Science/UFSM.

References

- Aquino, A.M., 2005. Integrando Compostagem e Vermicompostagem na Reciclagem de Resíduos Orgânicos Domésticos. EMBRAPA. Circular Técnica. n. 12.
- Arenzon A., 2004. Ensaio ecotoxicológico no monitoramento da qualidade de águas subterrâneas potencialmente impactadas. 2004, 127p. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. Porto Alegre – RS.
- Auguie, B., 2017. gridExtra: Miscellaneous Functions for "Grid" Graphics. R package version 2.3. <https://CRAN.R-project.org/package=gridExtra>
- Bafana, A., Devi S.S., Chakrabarti, T., 2011. Azo dyes: past, present and the future. *Environ Rev.* 19, 350-370. <https://doi.org/10.1139/a11-018>
- Barletta, M., Lima, A.R.A., Costa, M. F., 2019. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. *Sci Total Environ.* 651, 1199-1218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.276>
- Bianchi, M.O., Correia, M.E.F., Resende, A.S., Campello, E.F.C., 2010. Importância de estudos ecotoxicológicos com invertebrados do solo. *Seropédica: Embrapa Agrobiologia*, 2010. 32 p.
- Bradford, M.M., 1976. A Rapid and Sensitive Method for the Quantitation of Microgram Quantities of Protein Utilizing the Principle of Protein-Dye Binding. *Anal Biochem.* 72, 248-254. [https://doi.org/10.1016/0003-2697\(76\)90527-3](https://doi.org/10.1016/0003-2697(76)90527-3)
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2009. Instrução Normativa n.º 25 de 23 de junho de 2009. <http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaAto.do?method=recuperarTextoAtoTematicaPortal&codigoTematica=1229186> (Accessed 28 August 2018).
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2016. Instrução Normativa n.º 7 de 02 de maio de 2016. <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-sda-27-de-05-06-2006-alterada-pela-in-sda-07-de-12-4-16-republicada-em-2-5-16.pdf> (Accessed 28 August 2018).
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2009. Instrução Normativa n.º 28 de 27 de julho de 2007. http://www.normasbrasil.com.br/norma/instrucao-normativa-28-2007_76666.html (Accessed 28 August 2018).
- Buege, J.A., Aust, S.D., 1978. Microsomal lipid peroxidation. *Methods Enzymol.* 302–310.
- Buhk, C., Alt, M., Steinbauer, M.J., Beierkuhnlein, C., Warren, S.D., Jentsch, A., 2017. Homogenizing and diversifying effects of intensive agricultural land-use on plant species beta diversity in Central Europe - A call to adapt our conservation measures. *Sci. Total Environ.* 576, 225–233. [10.1016/j.scitotenv.2016.10.106](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.106)
- Bustos, V., Mondaca, P., Verdejo, J. Sauv e, S., Gaete, H., Celis-Diez, J.L., Neaman, A., 2015. Thresholds of arsenic toxicity to *Eisenia fetidain* field-collected agricultural soils exposed to

copper mining activities in Chile. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 122, 448–454. [10.1016/j.ecoenv.2015.07.026](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.07.026)

Campani, T., Caliani, I., Pozzuoli C., Romi, C., Fossi, M.C., Casini, S., 2017. Assessment of toxicological effects of raw and bioremediated olive mill waste in the earthworm *Eisenia fetida*: A biomarker approach for sustainable agriculture. *Appl. Soil Ecol.* 119, 18-25. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.05.016>

Cesar, R., Silva, M., Colonese, J., Bidone, E., Egler, S., Castilhos, Z., Polivanov, H., 2012. Influence of the properties of tropical soils in the toxicity and bioavailability of heavy metals in sewage sludge-amended lands. *Environ. Earth Sci.* 66, 2281–2292. <https://link.springer.com/article/10.1007/s12665-011-1449-2>

Cesar, R., Rodrigues, A.P., Santos, M.C.B., Senderowitz, S., Colonese, J., Moreira, C., Bertolino, L. C., Castilhos, Z., Egler, S., Maddock, J., 2013. Ecotoxicidade e biodisponibilidade de metais em solos impactados por rejeitos industriais em Queimados - RJ, Brasil. São Paulo, UNESP, *Geociências*. 32, 600-610. <http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/7275>

Cesar, R., Rocha, B., Castilhos, Z., Campos, T., Shneider, C., 2017. Bioensaios com oligoquetas edáficas para avaliação da eficácia do tratamento de resíduos de mineração de carvão em cenário de disposição terrestre. *Geociências*. 36, 793 - 800. <http://ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/12546>

CETESB. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental, 1978. Contagem padrão de colônias de bactérias - L5.201. São Paulo: Cetesb, 1978. 11p.

Chang, W., 2014. extrafont: Tools for using fonts. R package version 0.17. <https://CRAN.R-project.org/package=extrafont>

Chen, Z., Hu, S., 2019. Heavy metals distribution and their bioavailability in earthworm assistant sludge treatment wetland. *J. Hazard. Mater.* 366, 615-623. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.12.039>

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento, 2017. Carne Suína. [file:///D:/arquivos/Downloads/Carne Suína - Analise Mensal - dezembro-2017%20\(2\).pdf](file:///D:/arquivos/Downloads/Carne_Suina_-_Analise_Mensal_-_dezembro-2017%20(2).pdf) (Accessed 18 December 2018).

Cossu, C., Doyotte, A., Jacquin, M.C., Babut, M., Exinger, A., Vasseur, P., 1997. Glutathione reductase, selenium - dependent glutathione peroxidase, glutathione levels, and lipid peroxidation in freshwater bivalves, *Unio tumidus*, as biomarkers of aquatic contamination in field studies. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 38, 122–131. [10.1006/eesa.1997.1582](https://doi.org/10.1006/eesa.1997.1582)

Cotta, J.A.O., Carvalho, N.L.C., Brum, T.S., Rezende, M.O.O., 2015. Compostagem versus vermicompostagem: comparação das técnicas utilizando resíduos vegetais, esterco bovino e serragem. *Eng. Sanit. Ambient.* 20, 65-78. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522015020000111864>

Donker, M.H., Van Capelleveen, H.E., Van Straalen, N.M., 1993. Metal contamination affects size–structure and life history dynamics in isopod field populations. In *Ecotoxicology of Metals in Invertebrates* (R. Dallinger and P. S. Rainbow, Eds.), pp. 383–399. Lewis Pub., Chelsea, MI.

Ellman, G.L., Courtne, K.D., Andres, V., Featherstone, R.M., 1961. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem Pharmacol.* 7, 88-95. [https://doi.org/10.1016/0006-2952\(61\)90145-9](https://doi.org/10.1016/0006-2952(61)90145-9)

Fox, J., Weisberg, S., 2011. An {R} Companion to Applied Regression, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>

Green, A., 2019. Agricultural Waste and Pollution. *Waste.* 2, 531-551. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815060-3.00028-1>

Gainer, A., Bresee, K., Hogan, N., Siciliano, S.D., 2019. Advancing soil ecological risk assessments for petroleum hydrocarbon contaminated soils in Canada: Persistence, organic carbon normalization and relevance of species assemblages. *Sci Total Environ.* 668, 400-410. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.459>

Gregory, A.S., Ritz, K., Mcgrath, S.P., Quinton, J.N., Goulding, K.W.T., Jones, R.J.A., Harris, J.A., Bol, R., Wallace, P., Pilgrim, E.S, A.P., 2015. A review of the impacts of degradation threats on soil properties in the UK. *Soil Use Manage.* 31, 1–15. <https://doi.org/10.1111/sum.12212>

Habig, W.H., Pabst, M.J., Jakoby, W.B., 1974. Glutathione S-Transferases. The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *J. Biol. Chem.* 249, 7130-7139. <http://www.jbc.org/content/249/22/7130.full.pdf>

Hackenberger, D.K., Palijan, G., Lončarić, Ž., Glavaš, O.J., Hackenberger, B.K., 2018. Influence of soil temperature and moisture on biochemical biomarkers in earthworm and microbial activity after exposure to propiconazole and chlorantraniliprole. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 148, 480–489. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.10.072>

Hackenberger, D.K., Viktoria Feigl, V., Lončarić, Ž., Hackenberger, B.K., 2019. Biochemical and reproductive effects of red mud to earthworm *Eisenia fetida*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 168, 279–286. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.09>

Hattab, S., Boughattas, I., Boussetta, H., Viarengo, A., Banni, M., Sforzini, S., 2015. Transcriptional expression levels and biochemical markers of oxidative stress in the earthworm *Eisenia andrei* after exposure to 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 122, 76–82. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.07.014>

Hellou, J., Cheeseman, K., Jouvenelle, M.L., Robertson, S., 2005. Behavioral response of *Corophium volutator* relative to experimental conditions, physical and chemical disturbances. *Environ. Toxicol. Chem.* 24, 3061-3068. <https://doi.org/10.1897/05-100R.1>

Henriques, J.K.S., Rodrigues, R.B.R., Lazzari, R., 2017. Caracterização e uso das farinhas de abatedouros de aves em dietas para peixes. *Acta Tecnológica.* 2, 103-115. <http://portaldeperiodicos.ifma.edu.br/index.php/actatecnologica/article/view/589/126126136>

Hlava, J., Száková, J., Vadlejch, J., Čadková, Z., Balík, J., Tlustoš, P., 2017. Long-term application of organic matter-based fertilisers: Advantages or risks for soil biota? - A review. *Environ. Rev.* 25, 408-414, 2017. <https://doi.org/10.1139/er-2017-0011>

Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P., 2008. Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biom. J.* 50, 346-363. [10.1002/bimj.200810425](https://doi.org/10.1002/bimj.200810425)

Huguier, P., Manier, N., Chabot, L., Bauda, P., Pandard, P. Ecotoxicological assessment of organic wastes spread on land: Towards a proposal of a suitable test battery., 2015. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 113, 103-111. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.11.017>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estatística da Produção Pecuária, 2018. <http://www.norteagropecuario.com.br/media/8286/estudo-do-ibge.pdf> (Accessed 19 September 2018).

Inácio C.T, Miller P.R.M., 2009. *Compostagem: ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos*. 1 ed. Rio de Janeiro: Ed. Embrapa Solos.

ISO 17512-1. International Organization for Standardization, 2008. Soil quality – Avoidance test for determining the quality of soils and effects of chemicals on behavior–pt 1: Test with earthworms (*Eisenia fétida* and *Eisenia andrei*). Genève, Switzerland.

ISO 11268-2. International Organization for Standardization, 2012. Soil quality-Effects of Pollutants on Earthworms-Part 2: Determination of Effects on Reproduction of *Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*. International Organization for Standardization, Genève, Switzerland.

Jensen, J., Larsen, M.M., Bak, J., 2016. National monitoring study in Denmark finds increased and critical levels of copper and zinc in arable soils fertilized with pig slurry. *Environ. Pollut.* 214, 334-340. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.034>

Kassambara, A., 2018. ggpubr: 'ggplot2' Based Publication Ready Plots. R package version 0.2. <https://CRAN.R-project.org/package=ggpubr>

Lackmann, C., Velki, M., Seiler, T., Hollert, H., 2018. Herbicides diuron and fluazifop-*p*-butyl affect avoidance response and multixenobiotic resistance activity in earthworm *Eisenia Andrei*. *Chemosphere* 210, 110-119. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.008>

Leris, I., Kalogianni, E., Tsangaris, E., Laschou, S., Anastasopoulou, E., Vardakas, L., Kapakos, Y., Skoulikidis, N.T., 2019. Acute and sub-chronic toxicity bioassays of Olive Mill Wastewater on the Eastern mosquitofish *Gambusia holbrooki*. *Ecotoxicol. Environ.Saf.* 175, 48-57. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.03.025>

Lisbôa, R.M., 2017. Avaliação toxicológica de solo contaminado com efluente sanitário. 2017, 93p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal de Santa Maria – UFSM. Santa Maria – RS.

Lowe, C.N., Butt, K.R., Cheynier, K.Y., 2016. Assessment of avoidance behaviour by earthworms (*Lumbricus rubellus* and *Octolasion cyaneum*) in linear pollution gradients. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 124, 324-328. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.11.015>

- Lu, C.Q., Tian, H.Q., 2017. Global nitrogen and phosphorus fertilizer use for agriculture production in the past half century: shifted hot spots and nutrient imbalance. *Earth Syst. Sci. Data*. 9, 181–192. <https://doi.org/10.5194/essd-9-181-2017>
- Macedo, V.F., Zanardo, J.G., Lopes, R.P.C., Mendonça, H.F.M.S., Raymundo, N.L.S., Moraes, R., 2016. Prevalência de coliformes e staphylococcus aureus em mãos de manipuladores de alimentos de feira livre de Vitória, ES. *Salus J Health Sci*. 2, 27-38. <http://www.salusjournal.org/wp-content/uploads/2016/10/V.2n.2-JUN.2016.pdf#page=41>
- Magalhães, D.P., Ferrão Filho, A.S., 2008. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. *Oecol. bras.* 12, 355-381. <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/27395>
- Maity, S., Banerjee, R., Goswami, P., Chakrabarti, M., Mukherjee, A., 2018a. Oxidative stress responses of two different ecophysiological species of earthworms (*Eutyphoeus waltoni* and *Eisenia fetida*) exposed to Cd-contaminated soil. *Chemosphere*. 203, 307–317. [10.1016/j.chemosphere.2018.03.189](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.189)
- Maity, S., Porá, J., Dey, P., 2018b. Antioxidant Responses in the Earthworm *Aporrectodea caliginosa* of Eastern Slovakia: Application of Principal Component Analysis as a Tool to Identify Metal Contaminated Areas. *Environ. Monit. Assess.* 190, 21 [10.1007/s10661-017-6377-5](https://doi.org/10.1007/s10661-017-6377-5)
- Massukado, L.M., Schalch, V., 2010. Avaliação da qualidade do composto proveniente da compostagem da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares. *Revista DAE*, 183, 9-15. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.051>
- Medina, E.F., Pires, J.M.M., Oliveira, S.F.D., Silva, B.E.C., 2018. Seleção de solos da Região de Viçosa para utilização como barreira química para metais pesados. *JCEC*. 04, 0349-0352. <https://doi.org/10.18540/jcecv14iss3pp0349-0352>
- Melo, T.M., Bottlinger, M., Schulz, E., Wilson, M. L., Aguiar Filho, A.M.; Ok, Y.S., Rinklebe, J., 2017. Effect of biosolid hydrochar on toxicity to earthworms and brine shrimp. *Environ Geochem Health*. 39, 1351–1364. [10.1007/s10653-017-9995-5](https://doi.org/10.1007/s10653-017-9995-5)
- Minovski, N., Saçan, M.T., Eminoğlu, E.M., Erdem, S.S., Novič, M., 2019. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 170, 548-558. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.099>
- Mkhinini, M., Boughattas, I., Alphonse, V., Livet, A., Bousserhine, N., Banni, M., 2019. Effect of treated wastewater irrigation in East Central region of Tunisia (Monastir governorate) on the biochemical and transcriptomic response of earthworms *Eisenia andrei*. *Sci Total Environ*. 647, 1245–1255. [10.1016/j.scitotenv.2018.07.449](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.449)
- Mrdaković, M., Ilijin, L., Vlahović, M., Matić, D., Gavrilović, A., Mrkonja, A., Perić-Mataruga, V. 2016. Acetylcholinesterase (AChE) and heat shock proteins (Hsp70) of gypsy moth (*Lymantria dispar* L.) larvae in response to long-term fluoranthene exposure. *Chemosphere*, 159, 565-569. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.059>

Naddafi, K., Zamanzadeh, M., Azimi, A.A., Omrani, G.A., Mesdaghinia, A.R.; Mobedi, E., 2004. Effect of Temperature, Dry Solids and C/N Ratio on Vermicomposting of Waste Activated Sludge. Pak. J. Biol. Sci. 7, 1217-1220. [10.3923/pjbs.2004.1217.1220](https://doi.org/10.3923/pjbs.2004.1217.1220)

Nahmani, J., Hodson, M.E.; Black, S., 2007. A review of studies performed to assess metal uptake by earthworms. Environ. Pollut. 145, 402-424. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.04.009>

Natal-da-luz, T., Tidona, S., Van Gestel, C.A.M., Morais, P.V., Sousa, J.P., 2009. The use of Collembola avoidance tests to characterize sewage sludges as soil amendments. Chemosphere, 77, 1526-1533. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.09.056>

Natal-da-Luz, T., Römbke, J., Sousa, J.P., 2008. Avoidance tests in site-specific risk assessment – Influence of soil properties on the avoidance response of Collembola and earthworms. Environ. Toxicol. Chem. 27, 1112–1117. [10.1897/07-386.1](https://doi.org/10.1897/07-386.1)

Ni, Z., Wang, S., Wang, Y., 2016. Characteristics of bioavailable organic phosphorus in sediment and its contribution to lake eutrophication in China. Environ. Pollut. 219, 537-544. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.087>

OECD 222. Guidelines for the Testing of Chemicals, 2015. Earthworm Reproduction Test (*Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*). Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, France.

OECD (2004) Earthworm reproduction test. Guideline for testing chemicals. No. 222. OECD, Paris, France.

Pacheco, J.W., 2008. Guia técnico ambiental de frigoríficos - industrialização de carnes (bovina e suína). São Paulo: CETESB (Série P + L), 85p.

Parelho, C., Rodrigues, A.S., Bernardo, F., Barreto, M.C., Cunha, L., Poeta, P., Garcia, P., 2018. Biological endpoints in earthworms (*Amyntas gracilis*) as tools for the ecotoxicity assessment of soils from livestock production systems. Ecol. Indic. 95, 984-990. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.045>

Pauwels, M., Frérot H., Souleman, D., Vandenbulcke, F., 2013. Using biomarkers in an evolutionary context: lessons from the analysis of biological responses of oligochaete annelids to metal exposure. Environ. Pollut. 179, 343-350. [10.1016/j.envpol.2013.05.005](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.005)

Pedrosa, T.D., Farias, A.S., Pereira, R.A., Farias, E.T.R., 2013. Monitoramento dos parâmetros físico-químicos na compostagem de resíduos agroindustriais. Nativa. 01, 44-48. <http://dx.doi.org/10.14583/2318-7670.v01n01a08>

Pereira, E.L., Paiva, T.C.B., Silva, F.T., 2016. Physico-chemical and Ecotoxicological Characterization of Slaughterhouse Wastewater Resulting from Green Line Slaughter. Water Air Soil Pollut. 227, 199. [10.1007/s11270-016-2873-4](https://doi.org/10.1007/s11270-016-2873-4)

Pivato, A., Lavagnolo, M.C., Manachini, B., Raga, R., Beggio, B., Vanin, S., 2018. Acute toxicity tests using earthworms to estimate ecological quality of compost and digestate. Journ. Mater. Cycles. Waste. Manag. 20, 552-560. <https://doi.org/10.1007/s10163-017-0619-z>

- Qi, S., Wang, C., Chen, X., Qin, Z., Li, X., Wang, C. 2013. Toxicity assessments with *Daphnia magna* of Guadipyr, a new neonicotinoid insecticide and studies of its effect on acetylcholinesterase (AChE), glutathione S-transferase (GST), catalase (CAT) and chitinase activities. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 98, 339-344. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.09.013>
- R CORE TEAM R., 2018. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Reis-Junio, R., Borges, G.R.A., Oliveira, M.L., 2015. R Tools for Biologists (RT4Bio) developed in the Laboratory of Behavioral and Computational Ecology at State University of Montes Claros - MG - Brazil. Formerly known as RRJ. https://www.researchgate.net/publication/282808626_RT4Bio_-_R_Tools_for_Biologists
- Rodriguez-Campos, J., Dendooven, L., Alvarez-Bernal, D., Contreras-Ramos, S.M., 2014. Potential of earthworms to accelerate removal of organic contaminants from soil: A review. *Appl. Soil Ecol.* 79, 10-25. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.02.010>
- Roubalová, R., Dvořák, J., Procházková, P., Elhottová, D., Rossmann, P., Škanta, F., Bilej, F., 2014. The effect of dibenzo-p-dioxin- and dibenzofuran-contaminated soil on the earthworm *Eisenia Andrei*. *Environ. Poll.* 193, 22-28. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.026>
- Sanchez-Hernandez, J.C., Ríos, J.M., Attademo, A.M., Malcevski, A., Cares, X.A., 2019. Assessing biochar impact on earthworms: Implications for soil quality promotion. *J Hazard Mater.* 336, 582-591. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.12.032>
- Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., García, D., Roig, A., 2002. Chemical and structural evolution of humic acids during organic waste composting. *Biodegradation.* 13, 361-371. <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1022888231982>
- Santos, H.M., 2012. Caracterização química e ecotoxicológica dos resíduos gerados na estação de tratamento de esgoto (ETE) de Goiânia/Go. 2012, 78p. Dissertação (Mestrado em Química). Universidade Federal de Goiás, Goiânia - Go.
- Santos, R.C., 2010. Aplicação de dejetos líquidos de suínos em solos: aspectos biológicos e químicos do percolado. 2010, 91p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. Porto Alegre – RS.
- Schreck, E., Geret, F., Gontier, L., Treilhou, M., 2008. Neurotoxic effect and metabolic responses induced by a mixture of six pesticides on the earthworm *Aporrectodea caliginosa* nocturna. *Chemosphere.* 71, 1832–1839. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.02.003>
- Segat, T.C., Alves, P.R.L., Baretta, D., Cardoso, E.J.B.N., 2015. Ecotoxicological evaluation of swine manure disposal on tropical soils in Brazil. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 122, 91–97. [10.1016/j.ecoenv.2015.07.017](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.07.017)
- Sforzini, S., Moore, M.N., Boeri, M., Bencivenga, M., Viarengo A., 2015. Effects of PAHs and dioxins on the earthworm *Eisenia andrei*: A multivariate approach for biomarker interpretation. *Environ. Poll.* 196, 60-71. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.09.015>

Shi, Z., Tang, Z., Wang, C., 2017. A brief review and evaluation of earthworm biomarkers in soil pollution assessment. *Environ Sci Pollut Res Int.* 24, 13284–13294. [10.1007/s11356-017-8784-0](https://doi.org/10.1007/s11356-017-8784-0)

Silva, V., Mol, H.G.J., Tinstrá, M., Ritsema, C.J., Geissen, V., 2019. Pesticide residues in European agricultural soils – A hidden reality unfolded. *Sci. Total Environ.* 653, 1532–1545. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441>

Sissino, C.L.S., Bulus, M.R.M., Rizzo, A.C., Moreira, J.C., 2006. Ensaio de comportamento com minhocas (*Eisenia fetida*) para avaliação de áreas contaminadas: Resultados preliminares para contaminação por hidrocarbonetos. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.* 1, 41 -44.

Sivakumar, S., Subbhuraam, C.V., 2005. Toxicity of Chromium (III) and chromium (VI) to the earthworm *Eisenia fetida*. *Ecotox Environ. Saf.* 62, 93-98. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.08.006>

Sizmur, T., Palumbo-Roe, B., Watts, M.J., Hodson, M., 2011. Impact of the earthworm *Lumbricus terrestris* (L.) on As, Cu, Pb and Zn mobility and speciation in contaminated soils. *Environ. Pollut.* 159, 742-748. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.033>

Scoriza, R.N., Correia, M.E.F., 2018. Soil ecotoxicology and mesofauna at the site of an attested oil spill in Ipanema National Forest. *Rev. Bras. Cienc. Agrar.* 13, 1-9. [10.5039/agraria.v13i1a5495](https://doi.org/10.5039/agraria.v13i1a5495)

Soil Survey Staff, 2014. *Keys to Soil Taxonomy*. 12th Edition, USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington DC.

Song, P., Ping L., Gao, J., Li, X., Zhu, M., Wang, J., 2018. Ecotoxicological effects of fertilizers made from pulping waste liquor on earthworm *Eisenia fetida*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 166, 237–241. [10.1016/j.ecoenv.2018.09.092](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.09.092)

Sousa, A., Pereira, A.R., Antunes, S.C., Cachada, A., Pereira, E., Duarte, A.C., Gonçalves, F., 2008. Validation of avoidance assays for the screening assessment of soils under different anthropogenic disturbances. *Ecotox. Environ. Saf.* 71, 661-670. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.02.004>

Tedesco, M.J., Gianello, C., Bissani, C.A., Bohnen, H., Volkweiss, S. J. *Análise de solo, plantas e outros materiais*. 2.ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 147p. (Boletim Técnico, 5).

Tella, M., Bravin, M.N., Thuriès, L. Cazevaille, P., Chevassus-Rosset, C., Collin, B., Chaurand, P. Legros, S., Doelsch, E., 2016. Increased zinc and copper availability in organic waste amended soil potentially involving distinct release mechanisms. *Environ. Pollut.* 212, 299-306. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.077>

USDA. United States Department of Agriculture, 2018. *Brazil Livestock and Products Annual*. https://gain.fas.usda.gov/Recent%20GAIN%20Publications/Livestock%20and%20Products%20Annual_Brasilia_Brazil_9-4-2018.pdf (Accessed 10 September 2018).

Velki, M., Hackenberger, B.K., 2013. Inhibition and recovery of molecular biomarkers of earthworm *Eisenia andrei* after exposure to organophosphate dimethoate. *Soil Biol. Biochem.* 57, 100–108. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.09.018>

Vieira, C.A.M., 2009. Avaliação ecotoxicológica de lixiviados de lamas provenientes de estações de tratamento de águas. Capacidade de germinação de sementes de alface (*Lactuca sativa*). 2009, 94p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Instituto Superior de Engenharia do Porto.

Who., 1989. Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture. World Health Organization, Technical Report Series 778. Geneva: World Bank.

Wickham, H., Hester, J., Chang, W., 2018. devtools: Tools to Make Developing R Packages Easier. R package version 2.0.1. <https://CRAN.R-project.org/package=devtools>

Wilson, M.F., 2013. Agriculture and industry as potential origins for chemical contamination in the environment. A review of the potential sources of organic contamination. *Curr Org Chem.* 17, 2972–2975. [10.2174/13852728113179990133](https://doi.org/10.2174/13852728113179990133)

Wiszniewska, A., Hanus-Fajerska, E., Muszynska, E., Ciarkowska, K., 2016. Natural organic amendments for improved phytoremediation of polluted soils: A review of recent progress. *Pedosphere.* 26, 1–12. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)60017-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)60017-0)

Vodyanitskii, Y.N., 2013. Contamination of soils with heavy metals and metalloids and its ecological hazard (analytic review). *Eurasian J. Soil Sci.* 46, 793–801. [10.1134/S1064229313050153](https://doi.org/10.1134/S1064229313050153)

Xie, X., Qian, Y., Wu, Y., Yin, J., Zhai, J., 2013. Effects of decabromodiphenyl ether (BDE-209) on the avoidance response, survival, growth and reproduction of earthworms (*Eisenia fetida*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 90, 21–27. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.12.009>

Xu, J.B., Yuan, X.F., Lang, P.Z., 1997. Determination of catalase activity and catalase inhibition by ultraviolet spectrometry. *Environ. Chem.* 16, 73–76.

Zhang, Q.M., Zhu, L.S., Wang, J., Xie, H., Wang, J.H., Han, Y.N., Yang, J.H., 2013. Oxidative stress and lipid peroxidation in the earthworm *Eisenia fetida* induced by low doses of fomesafen. *Environ Sci Pollut Res Int.* 20, 201–208. [10.1007/s11356-012-0962-5](https://doi.org/10.1007/s11356-012-0962-5)

Žaltauskaitė, J., Sodiene, I., 2010. Effects of total cadmium and lead concentrations in soil on the growth, reproduction and survival of earthworm *Eisenia fetida*. *Ekologija.* 56, 10–16. [10.2478/v10055-010-0002-z](https://doi.org/10.2478/v10055-010-0002-z)

Wang, J., Zhu, L., Liu, W., Wang, J., Xie, H., 2012. Biochemical responses of earthworm (*Eisenia foetida*) to the pesticides chlorpyrifos and fenvalerate. *Toxicol. Mech. Methods.* 22, 236–241. [10.3109/15376516.2011.640718](https://doi.org/10.3109/15376516.2011.640718)

Wang, J., Wang, J., Wang, G., Zhu, L., Wang, J., 2016. DNA damage and oxidative stress induced by imidacloprid exposure in the earthworm *Eisenia fetida*. *Chemosphere.* 144, 510–517. [10.1016/j.chemosphere.2015.09.004](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.004)

Weeks, J.M., Svendsen, C., 1996. Neutral red retention by lysosomes from earthworm (*Lumbricus rubellus*) coelomocytes: a simple biomarker of exposure to soil copper. *Environ. Toxicol. Chem.* 15, 1801–1805. <https://doi.org/10.1002/etc.5620151022>

Yaqout, A. F., 2003. Assessment and analysis of industrial liquid waste and sludge disposal at unlined landfill sites in arid climate. *Waste Manag.* 23, 817-824. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00036-9](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00036-9)

Zhou, C.F.; Wang, Y; Li, C. C.; Sun, R.J.; Yu, Y.; Zhou, D., 2013. Subacute toxicity of copper and glyphosate and their interaction to earthworm (*Eisenia fetida*). *Environ. Pollut.* 180, 71-77. [10.1016/j.envpol.2013.05.016](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.016)

5.3 ARTIGO 4 – PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DE SUBSTRATOS A PARTIR DE RESÍDUOS DE ABATEDOURO DE SUÍNOS

Artigo submetido a Revista Ciências Agrárias - RCA

Qualis Ciências agrárias I – B3

Propriedades físico-químicas de substratos a partir de resíduos de abatedouro de suínos

Physical and chemical properties of substrates from pig slaughterhouse waste

Maiara F. Ramires^{1*}, Eduardo Lorensi de Souza², Daniel Erison Fontanive³, Renan Bianchetto³, Júlio Cesar Grasel Cezimbra³, Jean Francisco Barcellos Bester³ Luiz Emilio Nunes Carpes Filho³ e Zaida Inês Antonioli⁴

¹ *Doutoranda do Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Departamento de Solos, Universidade Federal de Santa Maria, Av. Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria – RS, 97105-900, Brasil. Parte da Tese de Doutorado da Primeira Autora, Bolsista Capes, *E-mail: maiara_agroin13@yahoo.com.br*

² *Prof. Dr. Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Rua Cipriano Barata, n. 211, Bairro Érico Veríssimo, Três Passos - RS, CEP 98600-000.*

³ *Estudante do Curso de Agronomia, Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Rua Cipriano Barata, n. 211, Bairro Érico Veríssimo, Três Passos - RS, CEP 98600-000.*

⁴ *Profª. Dra. Departamento de Solos, Universidade Federal de Santa Maria. Bolsista de Produtividade do CNPq. Av. Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria - RS, 97105-900.*

Resumo

Objetivou-se caracterizar as propriedades físico-químicas de substratos a partir de resíduos de abatedouro de suínos *in natura* e após processos de estabilização. O resíduo foi analisado *in natura* (RASin), e após compostagem aerada (RASc), compostagem natural (RASn) e vermicompostagem (RASv). As análises físico-químicas foram realizadas conforme a IN N° 14, de 15 de dezembro de 2004 do MAPA (IN SDA N° 17, de 21 de maio de 2007 e IN SDA N° 31, de 23 de outubro de 2008). O tratamento RASin apresentou valores adequados para a PT, AR, AT, G, CRA, pH e TTSS. Enquanto que o tratamento RASc os valores adequados foram para DS, PT, EA, G, CRA e pH. No tratamento RASn os valores adequados foram para PT, EA, AT, G, CRA, e CE. E o tratamento RASv apresentou valores adequados para DS, EA, G, CRA e pH. Concluiu-se que o resíduo de abatedouro de suínos *in natura* e após estabilização, apresentou potencial para ser utilizado como substrato alternativo. Para as variáveis DS, PT, EA, AFD, AR, AT, G, CRA, pH, CE e TTSS, se enquadram como ideais em sete o tratamento RASin, em seis os tratamentos RASc e RASn e em cinco o tratamento RASv.

Palavras-chave: suinocultura, resíduos orgânicos, produção de mudas

Abstract

The objective was to characterize the physical and chemical properties of substrates from pig slaughterhouse waste. The waste was examined *in natura* (PSWin), and after aerated composting (PSWc), natural composting (PSWn) and vermicomposting (PSWv). The physical and chemical analyses were done according to normative instruction No. 14, 17 and 31 of the Brazilian Ministry of Agriculture. The PSWin treatment presented adequate values for total porosity (TP), remaining water (RW), buffering water (BW), particle size (PS), readily

available water (RAW), pH and total soluble salt content (TSSC). PSWc had appropriate values for dry density (DD), TP, aeration space (AS), PS, water holding capacity (WHC) and pH. PSWn showed adequate values for TP, AS, BW, PS, WHC, and electrical conductivity (EC). Lastly, PSWv exhibited adequate values for DD, AS, PS, WHC and pH. We found that pig slaughter waste *in natura* and after stabilization could potentially be used as an alternative substrate. For the variables examined in this study, seven of them are within the ideal limits for PSWin, six for PSWc and PSWn and five for PSWv.

Keywords: pig farming, organic waste, seedling production

Introdução

O aumento da população faz com que cada vez mais se busque por alternativas de produção de alimentos de forma sustentável. Para uma produção sustentável de carne suína, é necessário à utilização racional de todos os recursos, inclusive o aproveitamento daqueles resíduos decorrentes do abate (MAPA, 2016). De acordo com os dados do IBGE (2018) a Região Sul do Brasil responde por 65,9% do abate nacional de suínos, onde Santa Catarina (SC) lidera, com 26,4% da participação nacional, seguido por Paraná (PR) (21,5%) e Rio Grande do Sul (RS) (18,0%). No RS a região Noroeste destaca-se pela grande escala de abate de suínos, em que os animais são provenientes de diversas regiões criadoras do RS e SC.

Nesse sentido, a cadeia de produção suinícola procura alternativas que não só reduzam o impacto ambiental e o custo envolvido com seu manejo, mas que também agreguem valor a matérias prima desprezadas, como os resíduos de abate. Este subproduto potencialmente poluidor do ambiente pode ser transformado em um produto de interesse agrícola, seja pela produção de fertilizante orgânico ou na produção de substratos para plantas (MAPA, 2016).

Segundo Klein (2015), ainda existe o desafio para que os substratos alternativos sejam próprios de cada região, utilizando matérias primas locais. Isto já acontece em algumas regiões do Brasil, porém, no Sul estes estudos ainda são escassos visto que se tem muitos rejeitos de indústria, da agricultura e tantas outras matérias primas com destino incerto no ambiente (Fermino e Kämpf, 2012).

Algumas cadeias produtivas na agricultura, em especial a de produção de mudas e outras espécies hortícolas em cultivos protegidos, demandam alta quantidade de substrato para a adequada produção, o que onera a atividade. No cultivo em ambiente protegido e em recipientes, o custo na aquisição de substratos utilizados para a produção de mudas faz com que novos resíduos orgânicos sejam testados nos viveiros (Raabe *et al.*, 2015). Os substratos para plantas podem ser produzidos a partir de qualquer material ou mistura de materiais que contenham características físico-químicas desejáveis para o desenvolvimento das mesmas, visto que o substrato exerce influência significativa no crescimento das plantas e vários são os materiais que podem ser usados na sua composição (Caldeira *et al.*, 2012).

Nesse sentido, para garantir a produção de substratos com propriedades adequadas ao desenvolvimento das plantas, é essencial a caracterização física, química e biológica desses materiais. Segundo Verdonck (1983), as características físicas são as mais importantes, devido às relações ar-água que não podem alterar durante o cultivo da planta. Entre essas características, Kämpf (2005) cita a densidade em base úmida e seca, a porosidade total e o espaço de aeração, a retenção de água a baixas tensões de umidade e a granulometria. Entre as características químicas, o valor do pH, condutividade elétrica e teor total de sais solúveis também são importantes. Com o objetivo de fazer um panorama das propriedades físicas e químicas de substratos utilizados em horticultura no Sul do Brasil, Schäfer *et al.* (2015), verificaram que para as características físicas, os substratos apresentaram faixa ampla de densidade em base seca, podendo ser utilizados para diversos tamanhos de recipientes. Contudo

estes autores reportam que a maioria se apresentou fora da faixa ideal para as demais características físicas. Em relação as características químicas os autores constataram que os substratos se mostraram em sua maioria, alcalinos e com condutividade elétrica bem diversa, com considerável número de amostras acima do recomendado.

Portanto, com base no exposto e na importância do substrato e da utilização de materiais renováveis para sua formulação, este estudo objetivou caracterizar as propriedades físico-químicas de substratos a partir de resíduos de abatedouro de suínos *in natura* e após processos de estabilização.

Material e Métodos

O resíduo de abatedouro de suínos (RAS), utilizado nesse estudo foi obtido de um abatedouro de suínos situado na Região Norte do estado do RS. Este resíduo resultante do abate, é composto pelo material que se encontra no interior do intestino dos suínos (restos de ração) e pelos. Para a realização das análises físico-químicas, o RAS foi utilizado na sua forma *in natura*, compondo o tratamento RAS_{in}, além do substrato RAS passar por um processo de estabilização através dos processos de compostagem e vermicompostagem para formar os tratamentos: resíduo de abatedouro de suínos compostado com aeração (RAS_c), resíduo de abatedouro de suínos compostado naturalmente sem revolvimento (RAS_n) e resíduo de abatedouro de suínos vermicompostado (RAS_v), como descrito a seguir.

Estabilização do resíduo de abatedouro de suínos

Essa etapa do estudo foi conduzida na área experimental da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul – UERGS, unidade em Três Passos – RS, localizada na Escola Técnica Estadual

Celeiro - ETEC, no Município de Bom Progresso - RS (27°33'S e 53°51'O).

Para a realização do processo de estabilização do resíduo de abatedouro de suínos, foram definidos três sistemas: 1) compostagem aerada, com revolvimento da leira de compostagem duas vezes por semana, durante todo o período da estabilização do material; 2) compostagem ao natural, onde não ocorreu o revolvimento da leira de compostagem; 3) vermicompostagem, ou seja, após 150 dias de tempo de compostagem com revolvimento duas vezes por semana, e quando o RAS previamente compostado não apresentava mais variações de temperatura, ocorreu a inoculação das minhocas. As minhocas *Eisenia andrei* Bouché (1972), que foram inoculadas na superfície do composto no período da manhã com uma proporção de 5 mil minhocas por m² de leira.

Em cada um dos três sistemas foram adicionados 500 kg de RAS dispostos em leiras com as dimensões de 1,0 m de comprimento, 2,0 m de largura e 1,5 m de altura. A umidade de cada leira de compostagem foi ajustada em 60% do material seco. Cada uma das leiras foi revestida com uma lona plástica, cobrindo-as e evitando a perda ou ganho excessivo de umidade, bem como para manter regulada a temperatura conforme as fases do processo de compostagem. Durante todo o período do processo de compostagem e vermicompostagem foi realizado o monitoramento da temperatura a cada dois dias, e do pH em água, a cada sete dias. A caracterização físico-química do resíduo de abatedouro de suínos ocorreu antes dos processos de estabilização no tratamento RASin, utilizando-se uma amostra representativa do resíduo. Nos tratamentos RASc, RASn e RASv, a caracterização ocorreu ao final dos 365 dias dos processos de estabilização, onde em cada tratamento foram coletadas aleatoriamente cinco subamostras dentro da leira para formar uma amostra composta.

Caracterização físico-química

A caracterização físico-química dos tratamentos foi realizada no laboratório de Substratos do Departamento de Horticultura e Silvicultura da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). As análises foram realizadas, conforme a Instrução Normativa nº 14, de 15 de dezembro de 2004 do Ministério da Agricultura, juntamente com seus anexos e complementos (IN SDA Nº 17, de 21 de maio de 2007 e IN SDA Nº 31, de 23 de outubro de 2008).

As análises físicas realizadas foram a densidade em base seca e a curva de retenção de água (porosidade total, espaço de aeração, água disponível e água remanescente). A determinação da densidade foi realizada através do Método da Auto-compactação (Hoffmann, 1970) e as curvas de retenção de água nas tensões de 0; 10; 50 e 100 hPa, foram determinadas em funis de tensão, conforme os princípios de De Boodt e Verdonck (1972). Para as análises químicas foram consideradas as avaliações de condutividade elétrica (CE) e potencial hidrogeniônico (pH) e teor totais de sais solúveis (TTSS) (Brasil, 2007). Todas as análises foram realizadas com três repetições e os resultados referentes as análises físico-química dos substratos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e teste de média por meio do teste Tukey ($P \leq 0,01$), utilizando-se os procedimentos disponíveis no pacote estatístico Sisvar (Ferreira, 2014).

Resultados e Discussão

Caracterização física

A densidade seca (DS), apresentou valores que variaram de 167,43 a 308,38 kg m⁻³ nos tratamentos RASn e RASv, respectivamente (Tabela 1). De acordo com Kämpf (2005), valores satisfatórios de DS devem ser definidos conforme o tamanho do recipiente utilizado na

produção de mudas, independente da espécie de planta utilizada. Nesse sentido, os valores de referência de DS sugeridos pelo autor encontram-se entre 100 a 300 kg m⁻³ para bandejas multicelulares, de 200 a 400 kg m⁻³ para recipientes de até 15 cm de altura, de 300 a 500 kg m⁻³ para recipientes de 20 a 30 cm de altura e de 500 a 800 kg m⁻³ para recipientes maiores de 30 cm de altura. Nesse estudo, entre os tratamentos analisados foi possível observar que todos se encontram dentro das faixas de DS recomendadas para a utilização em bandejas multicelulares, os tratamentos RASc e RASv para recipientes de até 15 cm de altura e RASv para recipientes de 20 a 30 cm de altura (Tabela 1). Segundo Schäfer *et al.* (2015), valores de DS entre 200 a 300 kg m⁻³ podem ser usados tanto para bandejas quanto para vasos até 15 cm, podendo os substratos que apresentam esses valores ser inseridos em ambos os grupos.

Tabela 1: Valores médios de densidade seca (DS), porosidade total (PT), espaço de aeração (EA), água facilmente disponível (AFD), água remanescente (AR) e água tamponante (AT) em substratos a partir de resíduos de abatedouro de suínos.

Tratamentos	Determinações					
	DS -(Kg m ⁻³)-	PT	EA	AFD	AR	AT
			------(%)-----			
RASin	181,85 c*	87,16 ab	50,80 a	3,02 b	27,59 c	5,76 a
RASc	282,76 b	82,36 bc	30,73 b	12,36 ab	37,11 b	2,16 bc
RASn	167,43 c	88,66 a	29,07 b	13,40 a	42,51 a	3,68 ab
RASv	308,38 a	77,24 c	29,21 b	13,00 ab	33,99 b	1,21 c
CV %	1,81	1,56	7,55	27,31	2,63	20,85
Valores de referência	200-300 Kämpf, 2005	85	20-30	20-30	20-30	4-10 De Boot e Verdonck, 1972

*Média de três repetições. Letras diferentes entre as linhas indicam diferença estatística entre si pelo teste de Tukey (P ≤ 0,01).

Para a porosidade total (PT), substratos com valores próximos a 85% são considerados preferenciais segundo De Boodt e Verdonck (1972) e Kämpf (2005). Assim sendo, verificou-se que nos tratamentos avaliados, os valores de porosidade total variaram de 77 a 88% nos

tratamentos RASv e RASn, respectivamente (Tabela 1). Dessa forma, somente o tratamento RASv apresentou valor de porosidade total inferior ao recomendado, apresentando diferença significativa dos tratamentos RASin e RASn. A porosidade pode ser classificada quanto a sua distribuição e tamanho em macroporos ou microporos. A microporosidade é uma classe de tamanho de poros que após ser saturada em água, a retém contra a gravidade, enquanto os macroporos, após serem saturados em água não a retém, ou são esvaziados pela ação da gravidade. A porosidade é de extrema importância considerando-se que os microporos são responsáveis pela retenção e armazenamento da água e os macroporos responsáveis pela aeração e pela maior contribuição na infiltração de água (Reinert e Reichert, 2006).

O espaço de aeração (EA), apresentou valores que variaram de 29 a 50% nos tratamentos RASn e RASin, respectivamente (Tabela 1). A faixa ideal para este parâmetro varia de 20 a 30% (De Boot e Verdonck, 1972). Desta forma, constatou-se que apenas o tratamento RASin apresentou valor superior significativo de EA em relação aos demais tratamentos e superior a faixa recomendada, indicando um substrato com alta capacidade de drenagem. Valor elevado de EA, como o apresentado pelo tratamento RASin pode resultar em deficiências hídricas às plantas, principalmente com irrigações pouco frequentes, por outro lado, valores reduzidos, podem causar falta de oxigênio para o desenvolvimento das raízes (Zorzeto *et al.*, 2014).

Os valores de água facilmente disponível (AFD), variaram significativamente de 3,03 a 13,40% nos tratamentos RASin e RASn, respectivamente, (Tabela 1). Valores de 20 a 30% para a água disponível são relatados como ideais na bibliografia (De Boodt e Verdonck, 1972). Nesse estudo, entre os tratamentos avaliados, todos estão com os valores de AFD inferiores aos recomendados pelos autores. Isso sugere que deve-se ter um manejo mais eficiente da irrigação para esses substratos no caso da sua utilização, pois nessas situações recomenda-se aumentar o número de irrigações, associado a um volume menor de água aplicado ou usar um condicionador de substratos para aumentar estes valores (Schäfer *et al.*, 2015). Segundo Bunt

(1961), a água retida deve ser facilmente disponível às raízes das plantas, uma vez que normalmente os recipientes possuem reduzido volume e profundidade. Assim o substrato deve apresentar potencial para armazenar água suficiente entre uma irrigação e outra.

Para a água remanescente (AR), os valores variaram de 27,59 a 42,51% nos tratamentos RASin e RASn, respectivamente (Tabela 1). A água remanescente corresponde ao volume de água que é retida no material após ter sido submetido à tensão de 100 hPa (De Boodt e Verdonck, 1972). Substratos com volumes de água remanescente entre 20 e 30% apresentam a faixa considerada ideal (Kämpf, 2005). Dessa forma, entre os substratos avaliados, o tratamento RASin está dentro da faixa recomendada, apresentando diferença significativa dos demais tratamentos (Tabela 1). Em estudo realizado por Mota *et al.* (2018), com vermiculita e casca de arroz carbonizada nas combinações 1:0, 3:1, 1:1 e 1:3, além do substrato comercial Trimix® e somente vermiculita, os autores verificaram apenas no substrato Trimix® e na combinação 1:1 valores dentro das faixas adequadas de água remanescente.

Para a água tamponante (AT), os valores variaram de 1,21 a 5,76% nos tratamentos RASv e RASin, respectivamente (Tabela 1). A AT é o volume de água liberado pelo substrato ao passar de 50 a 100 hPa, sendo os valores de 4 a 10% considerados os ideais (De Boodt e Verdonck, 1972). Sendo assim, apenas os tratamentos RASin e RASn mostraram-se significativamente adequados, em relação aos demais tratamentos. Isso permite à cultura a disponibilidade adequada de água para o seu desenvolvimento, mesmo em condições mais limitantes de umidade (Zorzeto *et al.*, 2014).

Outro atributo físico importante que caracteriza um substrato é a sua granulometria (G) (Tabela 2). Esta corresponde à distribuição das partículas de um material segundo seu tamanho, expresso como a porcentagem da massa de cada fração em relação à massa total seca ao ar (Barbosa *et al.*, 2018).

Tabela 2: Valores médios de granulometria (G) em diferentes frações, em substratos a partir de resíduos de abatedouro de suínos.

Tratamentos	Frações granulométricas (mm)				
	>3,350	3,350-2,000	2,000-1,400	1,400-0,500	0,500-0,106
	------(%)-----				
RASin	10,43 c	12,27 a	24,89 a	50,11 a	2,30 b
RASc	23,71 b	8,81 a	8,23 b	42,02 ab	16,90 a
RASn	34,77 a	13,26 a	12,67 b	35,33 bc	3,82 b
RASv	34,73 a	10,25 a	6,09 b	30,56 c	17,15 a
CV%	10,30	11,17	15,70	5,44	13,35
Valores de referência	--	--	--	1000-0,500 Reis, 2007	--

*Média de três repetições. Letras diferentes entre as linhas indicam diferença estatística entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,01$).

A porcentagem de partículas com $G > 3,350$ mm foi significativamente superior nos tratamentos RASn e RASv. Em trabalho realizado por Massad *et al.* (2016), que teve por objetivo avaliar a influência de diferentes granulometrias do bagaço de cana-de-açúcar para composição de substratos alternativos constituídos a partir da mistura de um substrato comercial, na produção de mudas de *Anadenanthera peregrina* (L) Speg., os autores concluíram que os substratos de granulometria de 4 mm, proporcionaram maior índice de germinação das sementes, maior altura e relação altura/diâmetro do coleto nas mudas.

Para as partículas com granulometria entre 3,350 – 2,000 mm, não houve diferença significativa entre os tratamentos. E para as partículas com granulometria entre 2,000 – 1,400 mm o tratamento RASin apresentou uma porcentagem significativamente superior em relação aos demais. Para partículas com granulometria entre 1,400 – 0,500 mm os tratamentos RASin e RASc foram significativamente superiores ao tratamento RASv. Essa faixa de granulometria também foi a que apresentou porcentagem superior em volume total de massa em relação as demais faixas granulométricas nos tratamentos RASin e RASc. Por último, as partículas

menores, com granulometria entre 0,500 – 0,106 mm ocorreram nos tratamentos RASc e RASv em porcentagens significativamente superiores aos outros tratamentos.

Nesse sentido, do ponto de vista do tamanho das partículas de um substrato, o mais adequado para permitir o fornecimento de água e suficiente arejamento, é normalmente um material com textura grosseira a média, com partículas com granulometria entre 0,250 e 2,500 mm ou com um tamanho mínimo de granulometria entre 0,500 e 1,000 mm (Reis, 2007). As partículas finas apresentam maior superfície específica e capacidade de troca catiônica. No entanto, substratos com grande percentagem de partículas finas podem apresentar problemas de arejamento e reter grandes quantidades de água a tensões elevadas, embora esta esteja pouco disponível (Reis, 2007). Outro aspecto importante relativo ao tamanho das partículas do substrato, é o contato entre as partículas de substrato e as sementes, o qual pode ser dificultado se não houver uma distribuição granulométrica das partículas adequada ao tamanho da semente. Esta situação pode ocorrer com alguns materiais como os compostos mais grosseiros (Reis, 2007).

A caracterização da capacidade de retenção de água (Tabela 3) de um substrato é útil para estabelecer um equilíbrio entre a água disponível para as plantas e o espaço de aeração para o desenvolvimento das raízes (Ludwig *et al.*, 2008).

Tabela 3: Valores médios de capacidade de retenção de água (CRA) em diferentes tensões, em substratos a partir de resíduos de abatedouro de suínos.

Tratamentos	Tensões de capacidade de retenção de água (hPa)		
	10	50	100
	(%)		
RASin	36,37 c	33,35 c	27,59 c
RASc	51,63 ab	39,27 b	37,11 b
RASn	59,60 a	46,20 a	42,51 a
RASv	48,03 b	35,03 c	33,82 b
CV (%)	4,55	2,31	2,70
Valores de referência	--	--	24-40 Abad <i>et al.</i> , 1993

*Média de três repetições. Letras diferentes entre as linhas indicam diferença estatística entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,01$).

Observa-se que os valores de capacidade de retenção de água (CRA), foram superiores no tratamento RASn nas diferentes tensões, o que pode ser explicado pela sua maior porosidade total também nesse tratamento. Segundo Abad *et al.* (1993), a CRA considerada ideal encontra-se aproximadamente entre 24 e 40% para tensão de 100 hPa. Dessa forma, considerando a tensão de 100 hPa e os percentuais considerados ideais pelos autores, enquadram-se dentro desses, todos os tratamentos estudados.

Caracterização química

Os resultados referentes às faixas de potencial hidrogeniônico (pH), indicam que os valores variaram de 5,4 a 7,13 nos tratamentos RASin e RASn, respectivamente (Tabela 4). O valor de pH é muito importante, em que valores muito baixos podem incrementar a disponibilidade de alguns micronutrientes e causar fitotoxicidade para algumas plantas (Bailey *et al.*, 2000). Dessa forma, com valores de pH entre 6,0 a 7,0 ocorre adequada disponibilidade de nutrientes nos substratos minerais (Kämpf, 2000). Para substratos orgânicos, se considera as faixas de pH ótimo recomendadas por Kämpf (2005), de 5,2 a 5,5, sendo a faixa de pH de 5,5 a 6,5 considerada ideal para plantas ornamentais (Waldemar, 2000). Entretanto, Abad *et al.* (1993), considera o nível ótimo para o valor do pH de substratos orgânicos entre 5,2 e 6,3. Com base nesses estudos, observa-se que o tratamento RASn possui o valor de pH significativamente superior em relação aos demais tratamentos, não se enquadrando dentro da faixa recomendada para substratos orgânicos de forma geral. Os tratamentos RASin, RASc e RASv adequam-se nas faixas consideradas ideais para plantas ornamentais e nas recomendadas por Abad *et al.*

(1993), enquanto que o tratamento RASin está dentro da faixa de pH ótimo sugerido por Kämpf (2005), para o uso na produção de mudas e estabelecimento das plantas em geral.

Tabela 4: Valores médios de potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), teor total de sais solúveis (TTSS) em substratos a partir de resíduos de abatedouro de suínos.

Tratamentos	Determinações		
	pH	CE ----(mS cm ⁻¹)----	TTSS ----- (g L ⁻¹)-----
RASin	5,44 c*	1,28 c	1,49 c
RASc	6,03 b	3,20 a	4,95 a
RASn	7,13 a	0,42 d	0,63 d
RASv	6,16 b	2,83 b	4,39 b
CV %	0,74	1,38	2,74
Valores de referência	5,20-6,30 Abad <i>et al.</i> , 1993	0,36-0,65 Cavins <i>et al.</i> , 2000	1,00-2,00 Kämpf, 2005

*Média de três repetições. Letras diferentes entre as linhas indicam diferença estatística entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,01$).

A condutividade elétrica (CE) é um indicativo da concentração de sais ionizados na solução (Wilson, 1984) e fornece um parâmetro para a estimativa da salinidade do substrato e do potencial osmótico da solução. Substratos com CE entre 0,36 e 0,65 mS cm⁻¹ podem ser considerados normais (Cavins *et al.*, 2000). Observa-se que somente o tratamento RASn está com o valor de CE dentro da faixa considerada normal, apresentando diferença significativa dos demais tratamentos (Tabela 4). No caso dos tratamentos com os valores de CE superiores, estes devem ser usados como substratos com maior restrição. Devem ser evitados, principalmente nas etapas de estabelecimento de plantas e em casos onde não haja possibilidade de substituição do substrato, sugere-se fazer uma lixiviação dos sais (Schäfer *et al.*, 2015). Em estudo realizado por Santos *et al.* (2014), com substratos formulados com lodo de esgoto em diferentes proporções com outros resíduos orgânicos, os autores encontraram valores de CE que variaram de 0,20 a 1,14 mS cm⁻¹. Os autores Araújo *et al.* (2016), utilizando substratos com

diferentes proporções de resíduos orgânicos, irrigados com água de abastecimento e água residuária de suinocultura, verificaram valores de CE de 4,15 mS cm⁻¹ para água residuária de suinocultura.

Para o teor total de sais solúveis (TTSS), os valores variaram de 0,63 a 4,95 g L⁻¹ nos tratamentos RASn e RASc, respectivamente (Tabela 4). Os tratamentos RASc e RASv apresentaram valores de 4,95 e 4,39 g L⁻¹, respectivamente. Segundo Kämpf (2005), valores entre 2,0 a 4,0 g L⁻¹ podem ser classificados como altos. Por outro lado, o tratamento RASn, apresentou sais solúveis abaixo de 1 g L⁻¹, valor considerado baixo. Isso sugere que apenas o tratamento RASin está dentro do valor de TTSS considerado normal de acordo com Kämpf (2005).

Com base nos resultados obtidos é importante ressaltar que para a utilização de substratos orgânicos alternativos na produção de plantas, deve-se observar as características físico-químicas buscando sempre atender as necessidades da planta, além dos aspectos econômicos, como baixo custo e grande disponibilidade na região (Dutra *et al.*, 2012). Assim geralmente se utilizam resíduos industriais, como o bagaço de cana, a casca de arroz carbonizada, o esterco bovino e a cama de aviário na composição de substratos orgânicos.

Conclusões

O resíduo de abatedouro de suínos na sua forma *in natura* e após transformação por processos de estabilização, apresentou de maneira geral potencial para ser utilizado como substrato alternativo.

Para as variáveis densidade seca, porosidade total, espaço de aeração, água facilmente disponível, água remanescente, água tamponante, granulometria, capacidade de retenção de água, potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica e teor total de sais solúveis analisadas,

se enquadram como ideais em sete, o tratamento com o resíduo na sua forma *in natura* (RASin), em seis os tratamentos compostagem aerada (RASc) e compostagem natural (RASn) e em cinco o tratamento vermicompostagem (RASv).

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Departamento de Solos/UFSM e Programa de Pós-graduação de Ciência do Solo/UFSM.

Referências bibliográficas

Abad, M.; Martinez, P. F. & Martinez, J. (1993) - Evaluación agrónomica de los substratos de cultivo. *Actas de Horticultura*, Villaviciosa, Espanha, v.11, p.141-154.

Araújo, E. F.; Arauco, A. M. S.; Lacerda, J. J. J.; Ratke, R. F. & Medeiros, J. C. (2016) - Crescimento e balanço nutricional de mudas de *Enterolobium contortsiliquum* com aplicação de substratos orgânicos e água residuária. *Pesquisa Florestal Brasileira*, Colombo, v.36, n.86, p.169-177. <https://doi.org/10.4336/2016.pfb.36.86.1135>.

Bailey, D. A.; Nelson, P. V. & Fonteno, W. C. (2000) - Substrates pH and water quality. Raleigh: North Carolina State University. [cit.16-07-2018]. <<http://www.nurserycropscience.info/water/source-water-quality/other-references/substrate-ph-and-water-quality.pdf>>.

Barbosa, J. R. L.; Rigon, F.; Conte, A. M. & Sato, O. (2018) - Caracterização de atributos físicos de substratos para fins de produção de mudas. *Revista Cultivando o Saber*, v.11, n.1, p.13-25. [cit.2018-05-18]. <https://www.fag.edu.br/upload/revista/cultivando_o_saber/5ab39af2b5694.pdf>.

BRASIL/Ministério da Agricultura, Pecuária e abastecimento (MAPA). (2007) - Secretaria de Defesa Agropecuária (SDA). Instrução Normativa SDA Nº 17 de 21 de maio de 2007. Métodos Analíticos Oficiais para Análise de Substratos e Condicionadores de Solos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 24 de maio 2007. [cit. 21-04-2018]. <<http://extranet.agricultura.gov.br/sislegis-consulta/servlet/VisualizarAnexo?id=14783>>.

Bunt, A. C. (1961) - Some Physical properties of pot-plant composts and their affect on plant growht. *Plant and Soil*, The Hague, v.15, n.1, p.322-331.

Caldeira, M. V. W.; Delarmelina, W. M.; Lübe, S. G.; Gomes, D. R.; Gonçalves, E. de O. & Alves, A. F. (2012) - Biossólido na composição de substrato para a produção de mudas de *Tectona grandis*. *Floresta*, Curitiba, v.42, n.1, p.77-84. DOI: 10.5380/ufv.v42i1.26302

Cavins, T. J.; Whipker, B. E.; Fonteno, W. C.; Harden, B.; Mccall, I. & Gibson, J.L. (2000) - Monitoring and managing pH and EC using the PourThru Extraction Method. *Horticulture Information Leaflet 590*, New 7/2000. Raleigh: North Caroline State University, 17p.

Dutra, T. R.; Massad, M. D.; Sarmiento, M. F. Q. & Oliveira, J. C. (2012) - Emergência e crescimento inicial da canafístula em diferentes substratos e métodos de superação de dormência. *Revista Caatinga*, v.25, n.2, p.65-71. [cit.2018-07-15].

<<https://periodicos.ufersa.edu.br/index.php/caatinga/article/view/2243/pdf>>.

De Boodt, M. & Verdonck, O. (1972) - The physical properties of the substrates in horticulture. *Acta Horticulturae*, Wageningen, v.26, p.37-44. DOI: 10.17660/ActaHortic.1972.26.5

Fermino, M. H. & Kämpf A. N. (2012) - Densidade de substratos dependendo dos métodos de análise e níveis de umidade. *Horticultura Brasileira*, Brasília, v.30, n.1, p.75-79. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-05362012000100013>.

Ferreira, D. F. (2014) - *Sisvar: a Guide for its Bootstrap procedures in multiple comparisons*. *Ciência Agrotécnica*, v.38, n.2, p.109-112. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542014000200001>.

Hofmann, G. (1970) - Verbindliche methoden zur untersuchung von TKS und gartnerischen erden. *Mitteilungen der VSLUFA*, Heft, v.6, p.129-153.

IBGE/Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017). *Estatística da Produção Pecuária, Brasil*. [cit. 2018-04-16]. <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/2380/epp_2018_mar.pdf>.

Kämpf, A. N. (2005) - *Produção comercial de plantas ornamentais*. Guaíba: Agropecuária. 256p.

Kämpf, A. N. (2000) - Seleção de materiais para uso como substrato. In: Kämpf, A.N.; Fermino, M.H. (Ed.). Substrato para plantas: a base da produção vegetal em recipientes. Porto Alegre: Gênese. p. 139-145.

Klein, C. (2015) - Utilização de substratos alternativos para produção de mudas. Revista Brasileira de Energias Renováveis, v.4, n.3, p.43-63. <http://dx.doi.org/10.5380/rber.v4i3.40742>.

Ludwig, L.; Fernandes, D. M.; Sanches, L. V. C. & Villas Boas, R. L. (2008) - Caracterização física de substratos formulados a partir de casca de pínus e terra vermelha. In: Encontro Nacional Sobre Substratos para Plantas - Materiais Regionais como substrato, 6, Fortaleza. Anais eletrônicos... Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, SEBRAE /CE e UFC, 2008. [cit.2018-04-17]. <http://www.cnpat.embrapa.br/viensub/Trab_PDF/sub_2.pdf>.

MAPA/Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. (2016) - Suinocultura de baixa emissão de carbono. Brasília, DF, 1 ed. [cit.2018-04-16]. <<http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sustentabilidade/plano-abc/suinocultura-abc/publicacoes-de-suinocultura/tecnologias-de-producao-mais-limpa-e-aproveitamento-economico-dos-residuos-da-producao-de-suinos.pdf>>.

Massad, M. D.; Dutra, T. R.; Cardoso, R. L. R.; Santos, T. B. & Sarmiento, M. F. Q. (2016) - Produção de mudas de *Anadenanthera peregrina* em resposta a substratos alternativos com bagaço de cana. Ecologia e Nutrição Florestal, Santa Maria-RS, v.4, n.2, p.45-53. DOI: 10.5902/2316980X24308

Mota, C. S.; Araújo, E. L. S.; Silva, F. G.; Dornelles, P.; Freiburger, M. B. & Mendes, G. C. (2018) - Physiology and quality of *Eugenia dysenterica* DC seedlings grown in vermiculite and rice husk-based substrates. *Revista Brasileira de Fruticultura*, Jaboticabal, v.40, n.1. <http://dx.doi.org/10.1590/0100-29452018049>.

Raabe, J.; Sousa, J. R. L.; Amaral, G. C. & Souza, A. M. (2015) - Sobrevivência de mudas de clones de *Eucalyptus* spp. propagadas em diferentes substratos. III Congresso Brasileiro de Eucalipto – 02 e 04 de Setembro de 2015; Vitória – ES, (anais). [cit.2018-08-20]. <http://www.congressoeucalipto.com.br/trabalhos_a/Raabe_Joabel.pdf>.

Reinert, D. J. & Reichert, R. M. (2016) - Propriedades físicas do solo. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria. 18 p.

Reis, M. (2007) - Material vegetal e viveiros. 1. In: I. Mourão (ed.) *Manual de Horticultura no Modo de Produção Biológico*. Escola Superior Agrária de Ponte de Lima. p. 19-52.

Santos, F. E.V.; Kunz, S. H. K.; Caldeira, M. V. W. Carlos H.S. Azevedo, C.H.S. & Rangel, O.J.P. (2014) - Características químicas de substratos formulados com lodo de esgoto para produção de mudas florestais. *Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.18, n.9, p.971–979. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v18n09p971-979>.

Schäfer, G.; Souza, P. V. D. de & Fior, C.S. (2015) - Um panorama das propriedades físicas e químicas de substratos utilizados em horticultura no sul do Brasil. *Ornamental Horticulture*. v.21, n.3 p.299-306. [cit.2018-08-21]. <<https://ornamentalthorticulture.emnuvens.com.br/rbho/article/viewFile/735/592>>.

Verdonck, O. (1983) - Reviewing and evaluation of new materials used as substrates. *Acta Horticulturae*, v.150, p.467 - 473. DOI: 10.17660/ActaHortic.1984.150.50

Waldemar, C. C. A. (2000) - Experiência do DMLU como fornecedor de resíduos úteis na composição de substratos para plantas. In: Kämpf, A.N.; Fermino, M.H. (Ed.) *Substrato para plantas: a base da produção vegetal em recipientes*. Porto Alegre: Gênese. p. 171-176.

Wilson, G. C. S. (1984) - Analytical analyses and physical properties of horticultural substrates. *Acta Horticulturae*, v.150, p.19-32.

Zorzeto, T. Q.; Dechen, S. C. F.; Abreu, M. F. & Fernandes Junior, F. (2014) - Caracterização física de substratos para plantas. *Bragantia*, v.73 n.3, p.300-311. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4499.0086>.

5.4 ARTIGO 5 – PRODUÇÃO DE MUDAS DO PORTA-ENXERTO *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. COM RESÍDUO DE ABATEDOURO DE SUÍNOS

Produção de mudas do porta-enxerto *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. com resíduo de abatedouro de suínos

RESUMO

A obtenção de mudas cítricas de qualidade, passa pela produção em ambiente protegido, em que a enxertia é o modo de propagação mais utilizado. Nesse sistema, o porta-enxerto é fundamental na formação da muda e **para tanto** a utilização de substratos que sejam de baixo custo aos viveiristas ainda é um desafio. **Desta forma o objetivo do presente trabalho foi avaliar o** uso de resíduos de abatedouro de suínos como substrato para produção de mudas do porta-enxerto cítrico *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. Para isso, o resíduo foi avaliado na sua forma in natura (RASin), e após a compostagem aerada (RASc), compostagem natural (RASn) e vermicompostagem (RASv), onde os tratamentos foram constituídos do RASin, RASc, RASn e RASv e diferentes porcentagens de solo (**0, 25, 50, 75 e 100 %**), além do substrato comercial Carolina Soil[®]. As avaliações biométricas foram altura de plantas (AP) e o diâmetro de caule (DC), comprimento de raiz (CR), massa verde da parte aérea (MVA) e raiz (MVR). Além da determinação de macro e micronutrientes presentes na massa seca da parte aérea. **Os substratos produzidos a partir** do resíduo de abatedouro de suínos que **passaram** pelos processos de compostagem aerada (RASc), compostagem ao natural (RASn) e vermicompostagem (RASv) favoreceram o desenvolvimento das mudas do porta-enxerto cítrico *Poncirus trifoliata* (L.) Raf., independente da porcentagem **de resíduo** utilizada. Já o aumento da porcentagem de **resíduo** nesses mesmos tratamentos, mostrou-se eficiente para suprir a demanda de macro e micronutrientes das mudas do porta-enxerto, estando a maioria dos nutrientes próximos aos níveis considerados **adequados**.

Palavras-chave: Suinocultura; Resíduos orgânicos; Enxertia, Citros

Production of *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. rootstock with pig slaughterhouse waste

ABSTRACT

Obtaining quality citrus seedlings involves production in a protected environment in which grafting is the most widely used mode of propagation. In this system, the rootstock is essential in seedling formation and finding low-cost substrates is still a challenge. Thus, this study aimed to evaluate the use of pig slaughterhouse waste as a substrate for the production of seedlings of citrus rootstock *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. In order to do this, the waste was evaluated in

natura (PSWin), and after aerated composting (PSWa), natural composting (PSWn) and vermicomposting (PSWv). The treatments were made up of PSWin, PSWa, PSWn and PSWv and different percentages soil (0, 25, 50, 75 and 100%), in addition to Carolina Soil® commercial substrate. Biometric measurements consisted of plant height (PH) and stem diameter (SD), root length (RL), shoot fresh weight (SFW) and root fresh weight (RFW). We also determined macronutrients and micronutrients in shoot dry weight. The substrates produced from pig slaughterhouse waste after aerated composting (PSWa), natural composting (PSWn) and vermicomposting (PSWv) promoted the development of *Poncirus trifoliata* (L.) Raf., regardless of the percentage of waste used. Still, increasing percentages of the waste in these in treatments were more efficient in meeting the macro and micronutrient demands of the rootstock seedlings, and most nutrients were close to the levels considered adequate.

Keywords: Pig farming; Organic waste; Grafting; Citrus.

1 INTRODUÇÃO

As plantas cítricas são frutíferas de expressiva importância econômica e social para o Brasil, principalmente por gerar emprego e renda, bem como pela elevada demanda por parte dos consumidores, uma vez que seus frutos podem ser consumidos *in natura* ou processados (CTACC, 2018). O Brasil é o maior exportador mundial de frutas cítricas processadas, em especial o suco concentrado de laranja congelado (FAO, 2015). Segundo os dados do IBGE (2018a), na safra de 2018, a produção brasileira de laranja foi de aproximadamente 18.419.183 toneladas. Da produção nacional, o estado do Rio Grande do Sul (RS) é o sexto maior produtor da fruta, com aproximadamente 399.296 toneladas anuais (IBGE, 2017).

No RS, a citricultura é um dos ramos da fruticultura que possui maior importância econômica. Estima-se que cerca de 20 mil produtores, a grande maioria de base familiar com áreas de pomares não superior a 2 hectares, cultivam aproximadamente 40 mil hectares de citros, e isso faz da citricultura uma considerável fonte de renda para agricultores familiares (OLIVEIRA et al., 2016). Nesta cadeia produtiva, a muda cítrica é o principal elemento na implantação do pomar, sendo necessário ter cuidados no aspecto fitossanitário em função da ampla gama de doenças e pragas que atacam a cultura, (SARMIENTO et al., 2016).

Atualmente, a obtenção de mudas cítricas de qualidade, passa pela produção em ambiente protegido, que apesar de aumentar o preço das mudas, qualifica-as com padrão fitossanitário. Além disso, a legislação exige que as mudas sejam adquiridas de viveiros certificados e que sejam produzidas em ambiente protegido (PAROLIN et al., 2017).

Plantas cítricas podem ser propagadas de modo seminífero, por alporquia, estaquia e enxertia, sendo este último o mais utilizado por apresentar vantagens, entre as quais se pode

citar a uniformidade das mudas, precocidade de produção e aumento na produtividade (ANDRADE & MARTINS, 2003). Na propagação por enxertia, o porta-enxerto é fundamental na formação da muda cítrica, visto que pode interferir em várias características da copa, como desenvolvimento, vigor, precocidade de produção, quantidade e qualidade da produção, período de maturação dos frutos, resistência a pragas e a doenças e capacidade de adaptação da planta às condições edafoclimáticas desfavoráveis, preservando as características fundamentais das copas desejadas (POMPEU JUNIOR, 2005). No RS existem diversos porta-enxertos atuando na sustentação dos pomares, porém o *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. é o mais utilizado devido às suas características agrônômicas desejáveis, como indução de resistência ao frio, qualidade dos frutos e menor porte das plantas enxertadas (RIETH et al., 2012).

Apesar da legislação vigente exigir que as mudas cítricas sejam produzidas em ambiente protegido, dois fatores limitam os sistemas de produção no país, ou seja, o alto custo das estufas e do substrato comercial utilizado. Segundo Fermino & Kämp (2012), ainda existe uma carência de substratos recomendados para citros no Sul do Brasil. As empresas produtoras dos substratos nem sempre se localizam próximas ao mercado consumidor e o transporte a grandes distâncias eleva o preço, pois em torno de 12% do custo total da produção de mudas é proveniente do substrato (MADAIL et al., 2010). Isso induz ao viveirista a elaborar seu próprio substrato, misturando materiais disponíveis na região, surgindo a necessidade de estudos com novos materiais (RIETH et al., 2012).

Assim como a citricultura, o setor suinícola há muito tempo tem colaborado para o crescimento econômico do país. No Brasil, de acordo com os dados do IBGE (2018b), no ano de 2017, foram abatidas 43,19 milhões de cabeças de suínos. Entretanto, na cadeia alimentar, a carne é o produto que causa o maior impacto ambiental devido à ineficiência na transformação das partes não aproveitáveis para o consumo direto em subprodutos para os consumidores, como os resíduos de abate (ROMANIW et al., 2014). Nessa perspectiva, a cadeia suinícola precisa buscar estratégias que reduzam esse impacto e que agreguem valor a matérias prima desprezadas, como os resíduos de abate, onde no Brasil por ano, são geradas aproximadamente 116 mil toneladas.

Com base no acima exposto, uma possibilidade para o aproveitamento do resíduo de abatedouro de suínos, seria a sua transformação em substrato ou parte deste, para a produção de mudas de porta-enxerto cítricos por possuir potencial nutricional para substrato, possibilitando a transformação de um subproduto potencialmente poluidor ao meio ambiente em um produto de interesse agrícola. Além disso, apresentaria baixo custo para os viveiristas, uma vez que o substrato é um grande responsável no aumento de custos de produção, além de

dar um destino ambientalmente seguro para o resíduo (TUDEIA, 2016). Ao longo dos anos, estudos realizados por alguns autores mostraram que o uso de resíduos industriais compostos por diversos materiais orgânicos como uma opção de substratos na produção de mudas de porta-enxertos cítricos vem apresentando resultados satisfatórios (SCHÄFER et al., 2006; SILVA et al., 2011; FERNANDES et al., 2012; GIULIANE, 2012; TUDEIA, 2016). Isto demonstra que a utilização de materiais de fácil e constante disponibilidade nas regiões produtoras, que possam ser utilizados na composição de substratos, é de fundamental importância para baratear os custos de produção de mudas e ajudar a dar suporte para as modificações exigidas pela modernização da citricultura.

Nesse contexto, visa-se avaliar a possibilidade de uso de resíduos de abatedouro de suínos como substrato para produção de mudas do porta-enxerto cítrico *Poncirus trifoliata* (L.) Raf.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O resíduo de abatedouro de suínos (RAS), utilizado nesse estudo foi obtido de um abatedouro situado na Região Norte do estado do RS. Este resíduo resultante do abate é composto pelo material que se encontra no interior do intestino dos suínos (restos de ração) e pelos. Para a realização das análises físico-químicas, o RAS foi utilizado na sua forma *in natura*, compondo o tratamento RAS_{in}, além do substrato RAS passar por um processo de estabilização através dos processos de compostagem e vermicompostagem para formar os tratamentos: resíduo de abatedouro de suínos compostado com aeração (RAS_c), resíduo de abatedouro de suínos compostado naturalmente sem revolvimento (RAS_n) e resíduo de abatedouro de suínos vermicompostado (RAS_v), como descrito a seguir no item 2.1.

2.1 Estabilização e caracterização do resíduo de abatedouro de suínos e caracterização do solo

Essa etapa do estudo foi conduzida na área experimental da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul – UERGS, na unidade em Três Passos – RS, localizada na Escola Técnica Estadual Celeiro - ETEC, no Município de Bom Progresso - RS (27°33'S e 53°51'O).

Para a realização do processo de estabilização do RAS, foram definidos três sistemas: 1) compostagem aerada, com revolvimento da leira de compostagem duas vezes por semana,

durante todo o período da estabilização do material; 2) compostagem ao natural, sem o revolvimento da leira de compostagem; 3) vermicompostagem, ou seja, após 150 dias de tempo de compostagem aerada, quando o RAS previamente compostado não apresentou mais variações de temperatura, ocorreu a inoculação das minhocas. As minhocas *Eisenia andrei* Bouché (1972) foram inoculadas na superfície do composto no período da manhã em uma proporção de 5 mil minhocas por m² de canteiro.

Em cada um dos três sistemas foram adicionados 500 kg de RAS dispostos em leiras com as dimensões de 1,0 x 2,0 x 1,5 m (Comprimento x Largura x Altura). A umidade de cada leira de compostagem foi ajustada em 60% do material seco (INÁCIO & MILLER, 2009). As leiras foram cobertas com uma lona plástica, para evitar a perda ou ganho excessivo de umidade e manter a temperatura conforme as fases do processo de compostagem. Durante todo o processo de compostagem e vermicompostagem foi realizado o monitoramento da temperatura a cada dois dias, e do pH em água, a cada sete dias.

A caracterização inicial do resíduo de abatedouro de suínos ocorreu antes dos processos de estabilização no tratamento RASin, utilizando-se uma amostra representativa do resíduo coletado. Nos tratamentos RASc, RASn e RASv, a caracterização final ocorreu aos 365 dias do processo de estabilização, onde em cada tratamento foram coletadas aleatoriamente cinco subamostras dentro da leira para formar uma amostra composta. A caracterização química do material foi realizada no Laboratório de Análise de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Tabela 1).

Tabela 1: Caracterização química do resíduo de abatedouro de suínos oriundo da região Norte do RS, em 2017.

Teores ^(*)	Resíduos				Legislação substratos
	RASin	RASc	RASn	RASv	
pH	5,20	5,80	6,90	6,50	Até uma unidade para menos ⁽⁴⁾
CTC ⁽¹⁾	609,00	670,00	658,00	754,00	Até 15% para menos ⁽⁴⁾
C-org. ⁽¹⁾	480,00	290,00	400,00	310,00	--
N ⁽²⁾	14,00	42,00	34,00	44,00	--
P ⁽²⁾	7,80	13,00	14,00	16,00	--
K ⁽²⁾	1,30	3,60	1,80	4,40	--
Ca ⁽²⁾	16,00	47,00	31,00	42,00	--
Mg ⁽²⁾	1,80	5,70	3,00	6,00	--
S ⁽²⁾	2,00	1,60	4,20	3,10	--
Cu ⁽²⁾	0,06	0,206	0,16	0,19	--
Zn ⁽²⁾	0,39	1,30	1,10	1,20	--
Fe ⁽²⁾	1,40	13,00	4,10	5,00	--
Mn ⁽²⁾	0,13	0,47	0,24	0,26	--
Na ⁽²⁾	0,83	2,40	1,20	2,90	--

Al ⁽²⁾	0,49	5,40	2,50	6,80	--
Cd ⁽²⁾	< 0,0002	0,0002	<0,0002	<0,0002	0,008(máx.) ⁽³⁾
Cr ⁽²⁾	0,006	0,018	0,018	0,02	0,5(máx.) ⁽³⁾
Ni ⁽²⁾	0,003	0,016	0,011	0,015	0,175(máx.) ⁽³⁾
Pb ⁽²⁾	0,006	0,011	0,008	0,009	0,3(máx.) ⁽³⁾
As ⁽²⁾	< 0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,02(máx.) ⁽³⁾
Se ⁽²⁾	< 0,004	<0,004	<0,004	<0,004	0,08(máx.) ⁽³⁾
Hg ⁽²⁾	0,000001	0,000002	<0,000001	0,000001	0,0025(máx.) ⁽³⁾

^(*)Média de duas repetições por tratamento; ⁽¹⁾mmolc kg⁻¹; ⁽²⁾Teor total em g kg⁻¹; ⁽³⁾Instrução Normativa Nº 7 de 02 de maio de 2016a; ⁽⁴⁾Instrução Normativa Nº 5 de 10 de março de 2016b. RASin: resíduo de abatedouro de suíno in natura; RASc: compostagem aerada; RASn: compostagem ao natural; RASv: vermicompostagem.

O solo utilizado nesse estudo é classificado como Latossolo Vermelho (SANTOS, 2013), obtido de uma área de campo nativo em propriedade rural situada na Região Norte do Rio Grande do Sul. A coleta foi realizada na camada de 0-20 cm e seco ao ar, destorroado e peneirado com peneira de malha 2 mm, para separação de fragmentos vegetais e outros resíduos. Após, a amostra do solo foi encaminhada ao Laboratório de Análise de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) para a caracterização. O solo apresentou as seguintes características: pH em água: 5,4; matéria orgânica: 3,0%; argila: 54%; CTC: 170 mmolc kg⁻¹; P: 0,0073 g kg⁻¹; K: 0,232 g kg⁻¹; Ca: 8,3 cmol_c/dm³; Mg: 3,3 cmol_c/dm³; H+Al: 4,9 cmol_c/dm³; Cu: 0,02 g kg⁻¹ e Zn: 0,013 g kg⁻¹.

2.2 Produção das mudas

Essa etapa do trabalho consistiu na produção de mudas do porta-enxerto cítrico *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. em casa de vegetação, localizada na área experimental da UERGS, na unidade em Três Passos – RS, junto a Escola Técnica Estadual Celeiro - ETEC, no Município de Bom Progresso - RS (27°33'S e 53°51'O).

Os tratamentos foram constituídos do RASin, RASc, RASn e RASv obtidos na etapa anterior e diferentes porcentagens de solo, além do substrato comercial Carolina Soil[®]. As porcentagens utilizadas foram: 0% de solo e 100% de cada tratamento; 25% de solo e 75% de cada tratamento; 50% de solo e 50% de cada tratamento; 75% de solo e 25% de cada tratamento; 100% de solo e 0% de cada tratamento (controle) e; 100% de substrato comercial (Testemunha). Dessa forma, o experimento foi constituído de um arranjo de cinco tratamentos (diferentes substratos) e cinco porcentagens diferentes de cada substrato misturados no solo, com seis repetições em um delineamento inteiramente casualizado (DIC).

As sementes certificadas do *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. foram obtidas do Instituto Agrônômico do Paraná (IAPAR). A semeadura foi realizada em tubetes de polietileno com capacidade de 100 cm³, onde foram semeadas duas sementes por recipiente. A profundidade de

semeadura foi entre 1,0 a 2,0 cm e, posteriormente, aos 60 dias após a semeadura (DAS), efetuou-se o desbaste, deixando apenas a planta mais vigorosa em cada tubete. Após, aos 97 DAS o transplante das plantas foi realizado para sacos de polietileno com dimensões 25x30cm (Altura x Diâmetro).

Durante a condução do experimento, a irrigação era realizada uma vez ao dia, até o substrato atingir a capacidade de campo. Também, realizou-se a aplicação do inseticida com o princípio ativo (Imidacloprido) registrado para a cultura dos citros, quando necessário, para o controle de pulgões e cochonilhas.

As avaliações biométricas, realizadas durante o experimento foram o acompanhamento do crescimento vegetativo, medido pela altura de plantas (AP) e o diâmetro de caule (DC), sendo conduzidas a cada 15 dias a partir dos 80 DAS. As avaliações da AP foram determinadas a partir do nível solo com o auxílio de régua graduada e o DC determinado a 10 cm de altura do colo da planta, com auxílio de um paquímetro digital.

O final do experimento ocorreu aos 296 DAS, o qual foi considerado quando o primeiro tratamento apresentou entre 6 e 7 mm de diâmetro de caule de plantas, sendo esse o diâmetro ideal para o ponto de enxertia (OLIVEIRA & SCIVITTARO, 2003; FOCESATO et al., 2007). Além disso, as plantas foram retiradas dos sacos e lavadas, em seguida a parte aérea foi separada do sistema radicular e os seguintes parâmetros foram avaliados: comprimento de raiz (CR); massa verde da parte aérea (MVA) e raiz (MVR). Após, as partes aéreas e de raízes foram secas em estufa com temperatura de 65°C e, quando atingiram peso constante, foram determinadas a massa seca da parte aérea (MSA) e raiz (MSR) com auxílio de uma balança de precisão. O conteúdo de nutrientes presentes na massa seca da parte aérea foi realizado pela determinação de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S), cobre (Cu) e Zinco (Zn), no Laboratório de Análises de Solos e Tecidos Vegetais, da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI) – Campus Frederico Westphalen – RS, conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

2.3 Análises Estatísticas

Os dados obtidos foram analisados no ambiente estatístico R v.3.5.1 (The R Core Team, 2018), utilizando os pacotes *car* e *multcomp* para a ANOVA e comparações múltiplas. Inicialmente, os dados das avaliações biométricas finais quanto os da avaliação nutricional da parte aérea, foram submetidos à ANOVA de um fator, seguida do teste de Dunnett contra o substrato comercial (testemunha). Posteriormente, pela regressão linear simples, avaliou-se como as porcentagens de um tratamento em particular influenciava os valores observados para

os dados das avaliações biométricas finais e nutricional da parte aérea. Neste caso, o tratamento controle foi utilizado como porcentagem zero.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Avaliações biométricas

Para as variáveis altura e diâmetro de caule final, verificou-se efeito não significativo das porcentagens de resíduo de abatedouro de suínos nos tratamentos RASc, RASn e RASv, enquanto que no tratamento RASin houve efeito significativo. Os dados ajustaram-se a uma equação linear, evidenciando que o aumento da porcentagem de RASin reduziu o crescimento das plantas em altura e diâmetro de caule (Figura 1).

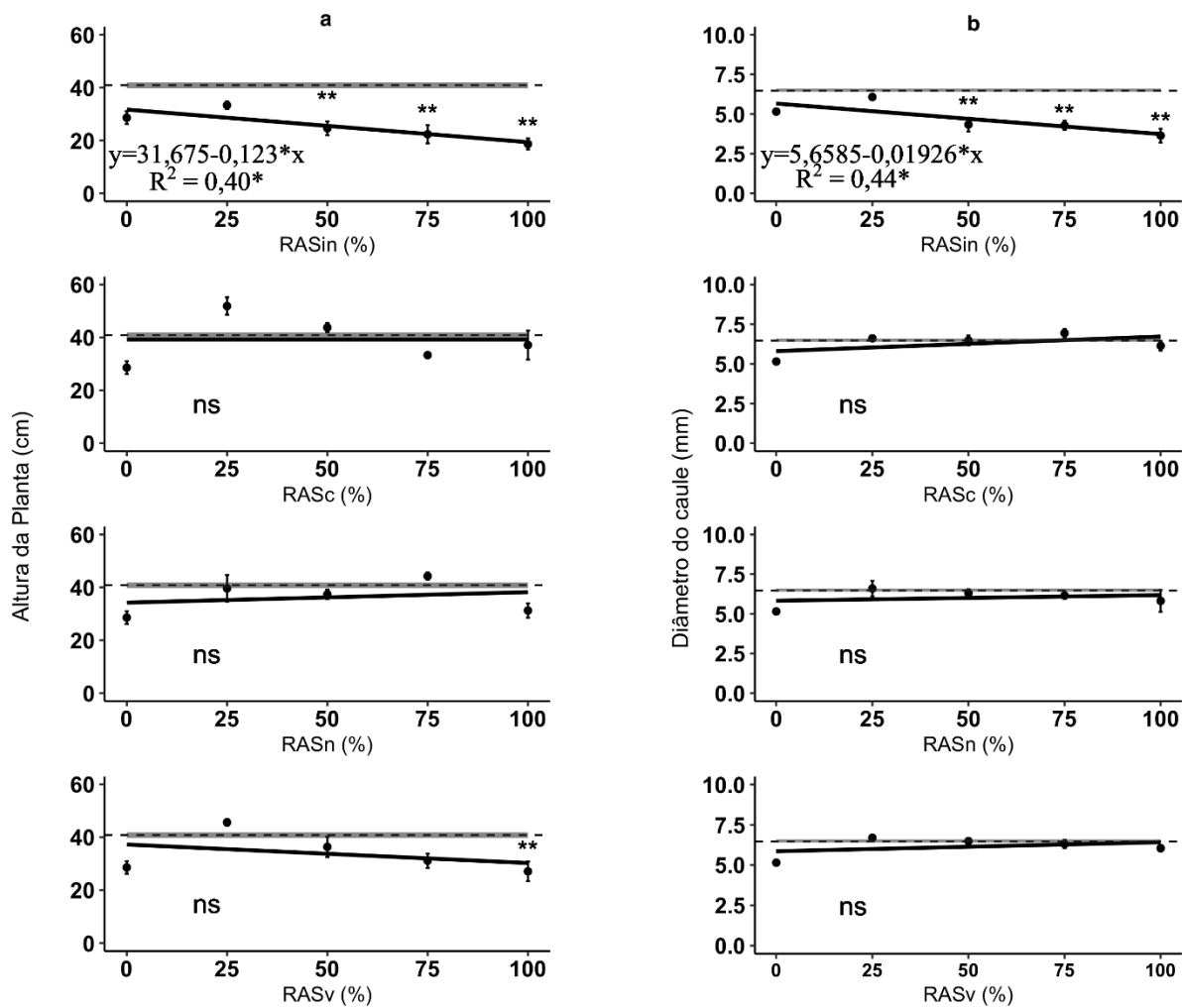


Figura 1: (a) Altura de plantas e (b) diâmetro de caule em porcentagens crescentes de resíduo de abatedouro de suínos na sua forma *in natura* e após processos de estabilização. A linha pontilhada indica o valor médio de altura e diâmetro de caule do substrato comercial (testemunha). ns= não significativo; *= significativo ($P \leq 0,05$); **= indica a diferença significativa em relação a testemunha pelo do teste Dunnett ($P \leq 0,05$). RASin: resíduo de abatedouro de suíno *in natura*; RASc: compostagem aerada; RASn: compostagem ao natural; RASv: vermicompostagem

Esse comportamento negativo encontrado no presente estudo em relação ao aumento da porcentagem do tratamento RASin já era esperado, por ser o resíduo na sua forma *in natura*. Esse efeito na resposta das plantas pode ser atribuído ao valor de pH mais ácido e a menor concentração de nutrientes disponíveis para as plantas, quando comparado aos tratamentos que passaram por um processo de estabilização (Tabela 1). Segundo Ludwig et al. (2014), o valor de pH é uma característica química muito importante do substrato, pois relaciona-se especialmente com a disponibilidade de nutrientes às plantas, influenciando o crescimento das mesmas. Os resíduos orgânicos tendem a apresentar pH mais ácido antes do processo de degradação, além de nutrientes imobilizados na forma orgânica (MOREIRA et al., 2009; INÁCIO & MILLER, 2009). Schäfer et al. (2006), avaliando o desenvolvimento vegetativo

inicial de porta-enxertos cítricos cultivados em diferentes substratos, verificaram que os resultados desfavoráveis em relação ao desenvolvimento vegetativo dos porta-enxertos foram obtidos pelo substrato comercial Mecplant Citrus 1[®]. Os autores atribuíram esses resultados as características químicas do substrato, sendo a salinidade elevada considerada a mais prejudicial.

Nesse estudo, apesar das porcentagens de resíduo de abatedouro de suínos nos tratamentos RASc, RASn e RASv não influenciarem significativamente o desenvolvimento do porta-enxerto em relação a altura e diâmetro de caule, é possível que a utilização desse resíduo seja capaz de agir como uma alternativa de substrato. Pois, quando se considera os resultados encontrados para diâmetro de caule, observa-se que esses apresentaram uma tendência de aumento em relação à porcentagem 0%. Conforme Rodrigues et al. (2016), é preciso um diâmetro de caule mínimo de 5mm para realização da propagação de enxertia por “T” invertido. Os tratamentos RASc, RASn e RASv, a partir da porcentagem 25%, apresentaram diâmetro de caule próximo de 7 mm aos 296 dias após a semeadura. No estudo realizado por Passos et al. (2006), os autores observaram um período de 210 dias após o transplante para os porta-enxertos híbridos de *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. estarem aptos para enxertia. Fochesato et al. (2007) avaliando o crescimento vegetativo de três porta-enxertos produzidos com substratos comerciais, descreveram um tempo de 265 dias após o transplante. Nascimento et al. (2018) estudando o comportamento de diferentes porta-enxertos cítricos produzidos em diferentes substratos, verificaram o diâmetro de caule de 6 mm no período de 240 dias para que a maioria dos porta-enxertos estudados atingissem ponto de enxertia. De acordo com Brito et al. (2014), o diâmetro de caule é uma das principais variáveis em porta-enxertos, pois pode ser relacionado ao tempo de execução da enxertia. O tempo médio de obtenção de porta-enxertos com diâmetro de caule padrão para enxertia via semeadura, varia entre seis e oito meses na maior parte do Brasil, porém, no RS devido às baixas temperaturas, normalmente esse tempo é superior a um ano (GIRARDI et al., 2010). Esse tempo para obtenção dos porta-enxertos faz dessa a etapa mais demorada para a formação da muda, desta forma, o menor tempo necessário para a formação do porta-enxerto reflete em menor custo de produção das mudas cítricas (ROZANE et al., 2009; SARMIENTO et al., 2016).

Para as variáveis comprimento de raiz, massa verde da parte aérea e raiz e massa seca da parte aérea e raiz o comportamento do porta-enxerto foi semelhante ao observado para altura e diâmetro de caule. Apenas o tratamento com o resíduo *in natura* (RASin) apresentou efeito significativo em relação ao aumento da porcentagem de resíduo (Tabela 2).

Tabela 2: Comprimento de raiz (CR), massa verde da parte aérea (MVA), massa seca da parte aérea (MSA), massa verde de raiz (MVR) e massa seca de raiz (MSR) em porcentagens crescentes de resíduo de abatedouro de suínos na sua forma *in natura* e após processos de estabilização.

Tratamentos	Porcentagem de Resíduo de Abatedouro de Suínos (%)					Equação	R ²
	0	25	50	75	100		
-----Comprimento de raiz (cm)-----							
RASin	26,50	27,00**	17,50**	14,00**	11,25**	$y=27,9500-0,1740*x$	0,78*
RASc	26,50	42,00	27,75**	28,25**	35,50	ns	-
RASn	26,50	38,00	39,00	32,75	30,00**	ns	-
RASv	26,50	34,50	32,75	30,00*	31,25	ns	-
Testemunha					37,50		
-----Massa verde de parte aérea (g)-----							
RASin	5,04	6,04**	3,05**	2,57**	1,57**	$y=5,737000-0,041640*x$	0,55*
RASc	5,04	13,99	10,81	17,03	10,80	ns	-
RASn	5,04	10,27	12,89	13,34	9,25	ns	-
RASv	5,04	12,77	11,66	9,93	6,40	ns	-
Testemunha					10,52		
-----Massa seca de parte aérea (g)-----							
RASin	2,40	2,69**	1,35**	1,09**	0,68**	$y=2,651500-0,020220*x$	0,61*
RASc	2,40	6,69	5,00	8,29	4,69	ns	-
RASn	2,40	5,13	6,37	6,61	4,49	ns	-
RASv	2,40	5,97	5,04	4,49	2,82	ns	-
Testemunha					4,97		
-----Massa verde de raiz (g)-----							
RASin	4,60	5,97**	2,93**	2,72**	1,89**	$y=5,354000-0,03467*x$	0,48*
RASc	4,60	14,89	9,77	15,00	10,76	ns	-
RASn	4,60	10,87	11,90	9,97	9,31	ns	-
RASv	4,60	10,40	9,51	8,48	5,99	ns	-
Testemunha					12,15		
-----Massa seca de raiz (g)-----							
RASin	1,72	1,80**	0,83**	0,82**	0,53**	$y=1,807000-0,013400*x$	0,67*
RASc	1,72	4,73	2,75	4,26	2,70	ns	-
RASn	1,72	3,58	3,41	3,01	2,63	ns	-
RASv	1,72	3,12	2,54	2,29	1,72**	ns	-
Testemunha					3,84		

ns= não significativo; *= significativo ($P \leq 0,05$); **= indica a diferença significativa em relação a testemunha pelo teste de Dunnett ($P \leq 0,05$). RASin: resíduo de abatedouro de suíno *in natura*; RASc: compostagem aerada; RASn: compostagem ao natural; RASv: vermicompostagem

Os dados ajustaram-se a uma equação linear, mostrando que o aumento da porcentagem de RASin reduziu o desenvolvimento vegetativo das plantas. Como verificado anteriormente para as variáveis altura e diâmetro de caule, o aumento da porcentagem do resíduo na sua forma *in natura* proporcionou uma redução no crescimento das plantas, sobre o CR, MVA, MSA, MVR e MSR. Novamente o aumento da porcentagem do resíduo de abatedouro de suínos não causou um efeito significativo em relação a porcentagem com 100% de solo para todas as variáveis analisadas nos tratamentos que passaram pelo processo de estabilização (RASc, RASn e RASv). No entanto, esses resultados não minimizam a importância de buscarem-se alternativas de substratos orgânicos para a produção de mudas de porta-enxertos cítricos e mostram que o resíduo de abatedouro de suínos processado e estabilizado é uma alternativa

viável como substrato de porta-enxerto. Essa falta de efeito positivo das porcentagens crescentes de substratos sobre os parâmetros avaliados pode estar relacionado com a boa fertilidade do solo utilizado no experimento (CQFS RS/SC, 2016), exceto para a disponibilidade de P. No entanto, mesmo o solo proporcionando baixo aporte de P às plantas, quando aliado ao P ofertado pelos substratos, esses aportes de P foram suficientes para suprir a demanda das plantas, conforme se pode observar no item 3.2 a seguir, que apresenta o teor de P encontrado na parte aérea do *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. Além disso, Mattos Júnior et al. (2005), afirmam que este porta-enxerto apresenta um bom desenvolvimento quando plantado em solos com textura argilosa. É importante destacar que a utilização de solo em grandes quantidades em viveiros leva à insustentabilidade, uma vez que a sua extração provoca degradação ambiental em diferentes proporções (SCHAFER et al., 2015).

Quando se observa os contrastes ortogonais do resíduo de abatedouro de suínos em todos os tratamentos e nas diferentes porcentagens em relação ao substrato comercial (testemunha), o tratamento RASin em todas as porcentagens, também apresentou um desenvolvimento inferior significativo para todos os parâmetros avaliados. Esses resultados, mais uma vez, demonstram que o resíduo de abatedouro de suínos na sua forma *in natura* mesmo na menor porcentagem, não apresentou potencial para ser utilizado como substrato alternativo para produção de mudas do porta-enxerto cítrico *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. Conforme Kämpf (2000), o substrato para plantas tem como função primordial prover suporte às plantas nele cultivadas, podendo ainda regular a disponibilidade de água e nutrientes, garantindo um desenvolvimento de qualidade, em curto período de tempo, e com baixo custo.

O tratamento RASc mostrou-se significativamente inferior a testemunha para a variável comprimento de raiz nas porcentagens de 50 e 75%, respectivamente. Enquanto que para a mesma variável o tratamento RASn foi inferior significativamente na porcentagem de 100%. No tratamento RASv, observou-se apenas para a variável MSR um efeito inferior significativo na porcentagem 100% em relação a testemunha. De acordo com Faria et al. (2017), num substrato composto por grandes proporções de composto orgânico, as mudas das plantas podem apresentar menor crescimento, possivelmente devido ao predomínio de microporosidade no substrato, diminuindo a aeração, e prejudicando o desenvolvimento radicular das mesmas. Entretanto, esses resultados reafirmam que o resíduo de abatedouro de suínos estabilizado tem potencial para a produção do porta-enxerto cítrico *Poncirus trifoliata* (L.) Raf., pois poucas variáveis apresentaram resultados inferiores aos obtidos com a utilização do substrato comercial. Em estudo realizado por Silva et al. (2011), com objetivo de avaliar o efeito de diferentes proporções de substratos a base de casca de arroz carbonizada combinada a fontes de

fertilizantes no crescimento das mudas do porta-enxerto *Citrus limonia* Osbeck, os autores obtiveram melhor desenvolvimento das mudas, com os resíduos orgânicos de casca de arroz carbonizada e turfa quando combinado com o fertilizante de liberação lenta, independente a porcentagem utilizada de casca de arroz. Tudeia (2016), avaliando o crescimento, a fisiologia e a nutrição de mudas do porta-enxerto *Citrus limonia* Osbeck, cultivadas em substrato enriquecido com diferentes porcentagens de lodo de curtume, concluiu que as mudas cultivadas em substratos enriquecidos com até 50% de lodo de curtume apresentam desenvolvimento de parte aérea e de raiz semelhante às cultivadas no substrato convencional. Contudo, Klein (2015) afirma que para a formulação de um substrato com materiais alternativos, é necessário que o componente seja de fácil obtenção, tenha um uso ambientalmente correto, tenha estrutura estável, seja de baixo custo, assim como deve propiciar ao substrato boas características físicas e químicas. De acordo com Meurer et al. (2008), a crescente sensibilização do homem sobre a importância dos recursos naturais vem acarretando uma busca por substratos alternativos acessíveis economicamente e com baixo impacto ambiental para a produção de mudas.

Dessa forma, a adequada destinação do resíduo de abatedouro de suínos é um fator fundamental e entre as alternativas para a disposição desse resíduo, a reciclagem na agricultura através da produção de substratos alternativos na produção do porta-enxerto *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. mostrou-se como uma possibilidade, pela viabilidade econômica e ambiental.

3.2 Avaliação nutricional da parte aérea

O modelo linear mostrou-se adequado aos dados, em que o aumento das porcentagens utilizadas de resíduo de abatedouro de suínos proporcionou aumento significativo para os teores totais de N, Mg e Zn no tratamento RASin, de P, K, Mg, S e Zn no tratamento RASc, de P, Mg, S e Zn no tratamento RASn e de N, P, K, Mg, e S no tratamento RASv. Por outro lado, o aumento das porcentagens de resíduo de abatedouro de suínos, reduziu significativamente os teores de Fe no tratamento RASc, de Mn e Fe no tratamento RASn, de Cu, Mn e Fe no tratamento RASv (Tabela 3).

Tabela 3: Teor de nutrientes da parte aérea em porcentagens crescentes de resíduo de abatedouro de suínos na sua forma *in natura* e após processos de estabilização.

Tratamentos	Porcentagem de Resíduo de Abatedouro de Suínos (%)					Equação	R ²
	0	25	50	75	100		
	-----N-total (g kg ⁻¹)-----						
RASin	20,50	21,07	20,93	23,43	24,16**	$y=3,0644849+0,0018628*x$	0,22*
RASc	20,50	18,40	15,43	19,37	24,90**	ns	-
RASn	20,50	21,67	19,67	15,53	19,67	ns	-

RASv	20,50	19,00	20,53	24,63	24,17**	$y=3,004450+0,002227*x$	0,28*
Comercial					19,17		
-----P-total (g kg ⁻¹)-----							
RASin	2,17	2,47	2,27	1,93	2,77	ns	-
RASc	2,17	1,90	2,77	2,63	3,30	$y=1,0809661+0,0036788*x$	0,56*
RASn	2,17	2,27	2,57	2,70	3,00	$y=1,1411109+0,0023759*x$	0,81*
RASv	2,17	2,47	2,63	2,77	2,77	$y=1,1809388+0,0017242*x$	0,67*
Comercial					2,73		
-----K-total (g kg ⁻¹)-----							
RASin	9,23	9,53	10,87	9,90	9,77	ns	-
RASc	9,23	9,50	9,10	11,17	13,20**	$y=2,2687151+0,0030869*x$	0,48*
RASn	9,23	8,50	9,47	7,83	7,50	ns	-
RASv	9,23	8,63	9,60	12,37**	11,87**	$y=2,2613341+0,0031241*x$	0,54*
Comercial					8,27		
-----Ca-total (g kg ⁻¹)-----							
RASin	10,80	11,57	11,90**	10,63**	10,03**	ns	-
RASc	10,80	15,87	9,10	11,73**	15,33**	ns	-
RASn	10,80	18,50	14,50**	9,03**	12,37**	ns	-
RASv	10,80	8,63	9,60	10,20**	9,47**	ns	-
Comercial					4,13		
-----Mg-total (g kg ⁻¹)-----							
RASin	1,10	1,07**	1,10**	1,50**	1,80	$y=0,6769155+0,0030573*x$	0,64*
RASc	1,10	1,73**	1,53**	2,03	1,93	$y=0,8106494+0,0033599*x$	0,56*
RASn	1,10	1,57**	1,57**	1,33**	1,93	$y=0,7944138+0,0022596*x$	0,31*
RASv	1,10	1,40**	1,90**	2,37	2,30	$y=0,7681217+0,0048822*x$	0,65*
Comercial					2,60		
-----S-total (g kg ⁻¹)-----							
RASin	1,77	2,43	2,30	2,00	2,33	ns	-
RASc	1,77	1,80	2,00	1,97	2,53	$y=0,9960553+0,0019232*x$	0,56*
RASn	1,77	2,03	1,97	2,43	2,23	ns	-
RASv	1,77	2,07	2,33	2,47	2,83	$y=1,0371762+0,0016684*x$	0,21*
Comercial					2,37	$y=1,0282028+0,0030964*x$	0,64*
-----Cu-total (mg kg ⁻¹)-----							
RASin	9,67	5,00**	5,33	2,33	7,33	ns	-
RASc	9,67	4,67**	3,33	3,00	6,33	ns	-
RASn	9,67	5,00**	4,33	5,67**	5,33	ns	-
RASv	9,67	4,67**	3,67	5,67**	3,33	$y=0,007696-0,0000463*x$	0,26*
Comercial					3,00		
-----Zn-total (mg kg ⁻¹)-----							
RASin	19,00	27,00**	19,33**	5,67	94,33**	$y=-1,871+4,114*x$	0,26*
RASc	19,00	30,00**	31,67**	38,67**	88,33**	$y=0,0142800+0,0004857*x$	0,49*
RASn	19,00	35,67**	28,33**	31,67**	42,00**	$y=0,02267+0,0001629*x$	0,44*
RASv	19,00	34,00**	18,00**	26,33**	34,00**	ns	-
Comercial					7,67		
-----Mn-total (mg kg ⁻¹)-----							
RASin	52,33	44,00	106,00**	140,00**	52,00	ns	-
RASc	52,33	10,00	14,33	14,67	31,67	ns	-
RASn	52,33	23,33	18,00	18,00	22,33	$y=0,03896-0,0002521*x$	0,40*
RASv	52,33	15,67	6,33**	7,00**	5,00	$y=0,03706-0,0004022*x$	0,60*
Comercial					32,33		
-----Fe-total (mg kg ⁻¹)-----							
RASin	363,33	241,00	440,67	217,79	541,33	ns	-
RASc	363,33	197,00	176,67	89,33	143,00	$y=0,2724084-0,0023017*x$	0,43*
RASn	363,33	405,00	233,00	100,00	60,67	$y=0,3447840-0,0029167*x$	0,51*
RASv	363,33	270,67	103,33	108,00	42,00	$y=0,2879137-0,0026393*x$	0,57*
Comercial					149,00		

ns= não significativo; *= significativo ($P \leq 0,05$); **= indica a diferença significativa em relação a testemunha pelo do teste Dunnett ($P \leq 0,05$). RASin: resíduo de abatedouro de suíno in natura; RASc: compostagem aerada; RASn: compostagem ao natural; RASv: vermicompostagem

Os substratos formulados com o resíduo de abatedouro de suínos, que passaram pelos processos de estabilização (RASc, RASn e RASv), proporcionaram um maior incremento nos teores totais de nutrientes na parte aérea do porta-enxerto *Poncirus trifoliata* (L.) Raf., com o aumento da porcentagem (Tabela 3). A maior absorção destes nutrientes pode ser pelo aumento da matéria orgânica do substrato com as maiores porcentagens de resíduo, o que pode ter proporcionado maior oferta desses nutrientes pela mineralização do material orgânico (INÁCIO & MILLER, 2009). Dores-Silva et al. (2013), afirmam que os resíduos sólidos orgânicos são materiais biodegradáveis cuja reciclagem fornece macro e micronutrientes às plantas. Salienta-se, que entre esses tratamentos, o aumento da porcentagem do resíduo que passou pelo processo de vermicompostagem (RASv), proporcionou incremento de forma significativa para todos os macronutrientes, exceto o Ca, na parte aérea das plantas (Tabela 3). De acordo com Atiyeh et al. (2001), a acelerada humificação do vermicomposto reflete em um decréscimo da relação C/N e em aumento de nutrientes minerais, como N, P, K, Ca, Mg e S com a mineralização da matéria orgânica pelas minhocas. Isso sugere que durante o processo da vermicompostagem obtem-se produto mais rico em nutrientes (COTTA et al., 2015). Assim sendo, os resíduos orgânicos surgem como uma alternativa para diminuir os custos na produção das mudas, com substituição parcial do substrato comercial e a redução da adubação mineral (MASSAD et al., 2016).

Analisando separadamente os macronutrientes da parte aérea do porta-enxerto *Poncirus trifoliata* (L.) Raf., através dos contrastes ortogonais, verificou-se que para o teor total de N, a porcentagem 100% dos tratamentos RASin, RASc e RASv foi significativamente superior em relação a testemunha (Tabela 3). O N é considerado um nutriente essencial para a célula vegetal, proporcionando incrementos à produtividade das culturas, sendo um dos nutrientes mais importantes para o desenvolvimento dos citros (MALAVOLTA, 2006). Segundo Malavolta et al. (1997), o teor de N foliar adequado para a cultura de citros situa-se entre 22 a 27 g kg⁻¹. Desta forma, verificou-se que nos tratamentos que foram significativamente superiores a testemunha, e nos tratamentos RASin e RASv na porcentagem 75%, o teor de N encontrava-se dentro da faixa recomendada pelo autor, indicando que nesses tratamentos o resíduo de abatedouro de suínos foi capaz de suprir totalmente a demanda de N pela cultura, de forma soberana ao substrato comercial (testemunha).

Em relação ao teor total de P, não houve diferença significativa entre os tratamentos e a testemunha (Tabela 3). De acordo com Quaggio et al. (1997), teores de 1,2 a 1,6 g kg⁻¹ são considerados ideais para os citros, estando dessa forma, todos os tratamentos, inclusive a testemunha, com teores superiores a faixa recomendada. O P é um nutriente importante na função estrutural e também, está ligado a processos metabólicos importantes, tais como a

transferência e armazenamento de energia, podendo afetar vários outros como a síntese de proteínas e ácidos nucleicos (MALAVOLTA, 2006). Segundo Almeida et al. (2016), quando as plantas absorvem nutrientes além da quantidade requerida, configura o consumo de luxo, ou seja, chegará a um ponto em que o nutriente utilizado pela planta não incrementará na produtividade máxima da cultura. Ainda com base em informações do mesmo autor, quando a quantidade de nutrientes passa da faixa do consumo de luxo, surgem efeitos negativos na planta, como danos fisiológicos e redução da produtividade. No estudo realizado por Romeiro et al. (2014), que avaliaram o estado nutricional de laranjeiras fertilizadas com diferentes porcentagens de composto de lodo de esgoto, os autores observaram que apenas o tratamento com a adubação mineral recomendada e o tratamento com a porcentagem de 25% do composto de lodo de esgoto, encontraram-se dentro da faixa ideal de P, enquanto que nos tratamentos com as maiores porcentagens os teores de P foram superiores.

Os teores totais de K foram significativamente superiores em relação à testemunha, no tratamento RASc na porcentagem 100% e no tratamento RASv nas porcentagens 100 e 75%, respectivamente (Tabela 3). Comparando com os teores de 10 a 17 g kg⁻¹ considerados ideais por Malavolta et al. (1997), observa-se que esses tratamentos, além dos tratamentos RASin e RASc nas porcentagens de 50 e 75%, respectivamente, apesar de não significativos, se encontram dentro dessa faixa. A importância do K na planta está atribuída a participação em muitos processos essenciais tais como a fotossíntese, abertura e fechamento de estômatos, absorção de água, atividades enzimáticas, formação de amido e síntese protéica (SENGIK, 2003).

Para os teores totais de Ca, todos os tratamentos nas porcentagens 100 e 75% e os tratamentos RASin e RASn na porcentagem 50%, foram significativamente superiores em relação à testemunha. Os teores foliares de Ca considerados ótimos se encontram entre 30 a 55 g kg⁻¹ (MALAVOLTA et al., 1997), estando dessa forma todos os tratamentos com teores inferiores aos ideais. No entanto, vale destacar que mesmo inferior a faixa ideal, os tratamentos estudados ainda forneceram maiores quantidades de Ca para as plantas que a testemunha. Conforme Mattos Júnior et al. (2003), o Ca, juntamente com o N e o K, são os nutrientes constituintes mais encontrados na biomassa de citros e devido a sua baixa translocação na planta, os sintomas de deficiência do nutriente ocorrem nos pontos de crescimento da parte aérea e da raiz, sendo as regiões de maior expansão celular as mais reduzidas pela deficiência do nutriente (MAGALHÃES, 1988).

Os teores totais de Mg, foram significativamente inferiores em relação à testemunha em todos os tratamentos nas porcentagens 25 e 50% e nos tratamentos RASin e RASn na

porcentagem 75% (Tabela 3). A faixa considerada ideal é de 2,5 a 3,0 g kg⁻¹ (Malavolta et al., 1994), sendo assim, observa-se que todos os tratamentos estão com deficiência deste nutriente. Resultados semelhantes foram encontrados por Tudeia (2016), que verificou teores de Mg que variaram de 0,00179 a 0,0029 g kg⁻¹, em que todas as proporções estudadas de lodo de cortume, não proporcionando quantidades adequadas de Mg para as mudas do porta-enxerto *C. limonia* Osbeck. Sintomas de deficiência de Mg, por causa de sua alta mobilidade na planta, aparecem geralmente nas folhas mais velhas, onde a clorose é o primeiro sintoma evidente, as folhas apresentam cor verde clara e com o agravamento da deficiência, aparecem manchas amareladas que podem se unir formando faixas ao longo das margens da folha, que se tornam avermelhada (SENGIK, 2003).

Em relação ao S, não foram observadas diferenças significativas dos tratamentos em relação à testemunha (Tabela 3). Malavolta et al. (1994), descreve teores foliares adequados de S de 2,0 a 2,5 g kg⁻¹. No presente estudo, praticamente todos os tratamentos estão dentro ou com teores próximos a essa faixa. O S na planta é essencial para a formação de aminoácidos e de proteínas, para a fotossíntese e para a resistência ao frio (MALAVOLTA et al., 1994).

Para os micronutrientes da parte aérea analisados, o Cu foi significativamente superior à testemunha nos tratamentos RASn e RASv na porcentagem 75% e em todos os tratamentos na porcentagem 25% (Tabela 3). O Zn, foi significativamente superior à testemunha em todos os tratamentos e porcentagens, exceto na porcentagem 75% do tratamento RASin. Já o Mn, foi significativamente superior em relação à testemunha nas porcentagens 50 e 75% do tratamento RASin, enquanto que nas mesmas porcentagens o tratamento RASv foi significativamente inferior. O Fe não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos e a testemunha. Analisando separadamente os teores desses micronutrientes, para o Cu, todos os tratamentos obtiveram valores inferiores aos teores de 10 a 30 mg kg⁻¹ recomendados por Malavolta et al. (1994). Segundo Mattos Júnior et al. (2010), a deficiência de Cu é frequente em plantas que se desenvolvem em ambientes com altos teores de matéria orgânica, nos quais esse elemento é complexado em formas orgânicas insolúveis, não disponíveis às plantas. A ligação principal do Cu com a matéria orgânica está nos ácidos húmicos e fúlvicos, os quais provavelmente formam complexos estáveis com o Cu. Rezende et al. (2010), verificaram que o Cu apresentou os maiores teores médios em folhas de mudas cítricas, contrariamente aos outros micronutrientes (Fe, Mn e Zn) que se acumularam em maior quantidade nas raízes, demonstrando que as raízes foram o órgão de armazenamento do excesso desses nutrientes absorvidos pela planta.

Para os micronutrientes Zn e Mn, Malavolta et al. (1994) recomendam teores ideais entre 25 a 49 mg kg⁻¹. No presente estudo, os tratamentos RASin e RASc na porcentagem 100%

estão superiores a essa faixa para o Zn, enquanto que para o Mn as porcentagens 50 e 75% no tratamento RASin foram superiores. Para o Fe, mesmo sem diferenças significativas, alguns tratamentos, como o RASin nas porcentagens 50 e 100% e o tratamento RASn na porcentagem 25% (Tabela 3), foram superiores a faixa de 130 a 300 mg kg⁻¹ recomendada pelos autores.

Os micronutrientes, apesar de requeridos pelas plantas em menores quantidades, são elementos essenciais ao crescimento e desenvolvimento das mesmas. Eles são fundamentais, por agirem como constituintes das paredes e das membranas celulares, como constituintes e ativadores de enzimas e na fotossíntese. Além disso, estão envolvidos na fase reprodutiva e, conseqüentemente, na determinação da produtividade e da qualidade das plantas (KIRKBY e RÖMHELD, 2007).

Dessa forma, a nutrição de mudas desempenha relação direta com a sua qualidade e é, principalmente no substrato, que os nutrientes necessários para o seu crescimento e desenvolvimento estão presentes (HARTMANN et al., 2010). O estudo de Schäfer et al. (2015), que teve por objetivo um levantamento das propriedades físicas e químicas de substratos utilizados no Sul do Brasil, indicou que 66,4% das amostras de substratos orgânicos analisadas, apresentaram valores de pH alcalinos, sendo essa uma característica indesejada, já que pode indisponibilizar alguns nutrientes as plantas. Para Tofanelli et al. (2016) há uma tendência mundial de substituição de fontes minerais por materiais cuja fonte não seja sintética e por isso têm surgido produtos alternativos no mercado para uso na agricultura que ofereçam maior segurança alimentar, ambiental e social.

O resíduo de abatedouro de suínos constitui uma opção tecnicamente viável na formulação de substratos para a produção de mudas do porta-enxerto *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. Entretanto, os resultados desse estudo demonstraram que esse resíduo precisa passar por um processo de compostagem e/ou vermicompostagem antes de ser utilizado como substrato. Essas duas técnicas idealizadas para se obter mais rapidamente e em melhores condições a desejada estabilização da matéria orgânica, fornecendo condições favoráveis ao desenvolvimento das plantas (COTTA et al., 2015).

4 CONCLUSÕES

O resíduo de abatedouro de suínos que passou pelo processo de compostagem aerada (RASc), compostagem ao natural (RASn) e vermicompostagem (RASv) favoreceu o desenvolvimento das mudas do porta-enxerto cítrico *Poncirus trifoliata* (L.) Raf., independente da porcentagem utilizada.

O resíduo de abatedouro de suínos que passou pelo processo de compostagem aerada (RASc), compostagem ao natural (RASn) e vermicompostagem (RASv), mostrou-se eficiente para suprir a demanda de macro e micronutrientes das mudas do porta-enxerto cítrico *Poncirus trifoliata* (L.) Raf., estando a maioria dos nutrientes próximos aos níveis considerados adequados pela literatura.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Departamento de Solos/UFSM e Programa de Pós-graduação de Ciência do Solo/UFSM.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, E. I. B.; DEUS, J. A. L.; CORRÊA, M. C. M.; CRISOSTOMO, L. A.; NEVES, J. C. L. Linha de fronteira e chance matemática na determinação do estado nutricional de pitaia. *Revista Ciência Agronômica*, v. 47, n. 4, p. 744-754, 2016. DOI: 10.5935/1806-6690.20160089

ANDRADE, R.A. DE; MARTINS, A.B.G. Propagação vegetativa de porta-enxertos para citros. *Revista Brasileira de Fruticultura*, v. 25, n1, p. 134-136, 2003. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-29452003000100038>

ATIYEH, R.M.; EDWARDS, C.A.; SUBLER, S.; METZGER, J.D. Pig manure vermicompost as a component of a horticultural bedding plant medium: effects on physicochemical properties and plant growth. *Bioresource Technology*, v. 78, n. 1, p. 11-20, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00172-3](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00172-3)

BRITO, M. E. B.; FERNANDES, P. D.; CHEYI, H. R.; MELO, A. S.; SOARES FILHO, W. S.; SANTOS, R. T. Sensibilidade à salinidade de híbridos trifoliados e outros porta-enxertos de citros. *Revista Caatinga*, v.27, n.1, p. 17-27, 2014.

CQFS-RS/SC - Comissão de Química e Fertilidade do Solo – RS/SC. **Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Porto Alegre: SBCS-NRS, 376 p., 2016.

COTTA, J.A. DE O.; CARVALHO, N.L.C.; BRUM, T. DA S. E REZENDE, M.O DE O. Compostagem versus vermicompostagem: comparação das técnicas utilizando resíduos vegetais, esterco bovino e serragem. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 20, n.1, p. 65-78, 2015. DOI: 10.1590/S1413-41522015020000111864

CTACC/Grupo técnico de assistência e consultoria em citrus (2018). **Estimativa CTACC de produção de laranja, safra 2018/2019**. Boletim 01, maio de 2018. Disponível em: <http://www.gtacc.com.br/revista/boletim/estimativa-gtacc-de-producao-de-laranja-safra-2018-2019> Acesso em 28/11/18.

DORES-SILVA, P.R.; LANDGRAF, M.D.; REZENDE, M.O.O. Processo de estabilização de resíduos orgânicos: vermicompostagem versus compostagem. *Química Nova*, v. 36, n. 5, p. 640-645, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422013000500005>

FERMINO, M. H.; KÄMPF A. N. Densidade de substratos dependendo dos métodos de análise e níveis de umidade. *Horticultura Brasileira*, Brasília, v. 30, n. 1, p. 75-79, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-05362012000100013>

FERNANDES, L.F.; GOMES, W. A.; MENDONÇA, R. M. Substratos na produção de porta-enxertos cítricos em ambiente protegido. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v.7, n. 3, p. 01-06, 2012.

GIRARDI, E. A.; MOURÃO FILHO, F. A.; ALVES, A. S. Mudanças de laranjeira ‘Valência’ sobre dois porta-enxertos e sob diferentes manejos de adubação. *Revista Brasileira de Fruticultura*, v. 32, n.3, p. 855-864, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-29452010005000082>

GIULIANE, J. C. Avaliação de substratos e recipientes para a produção de porta-enxertos de citros. 2012, 85p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Porto Alegre, 2012.

HARTMANN H. T et al. 2010. *Plant propagation: principles and practices*. 8.ed. New Jersey: Prentice-Hall. 928p

IBGE/Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2018a). **Levantamento sistemático da produção agrícola - Estatística da produção agrícola**. Brasil, março de 2018. Disponível em: <[ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Levantamento_Sistematico_da_Producao_Agricola_\[mensal\]/Fasciculo_Indicadores_IBGE/estProdAgr_201803.pdf](ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Levantamento_Sistematico_da_Producao_Agricola_[mensal]/Fasciculo_Indicadores_IBGE/estProdAgr_201803.pdf)>. Acesso em 28/11/18.

IBGE/Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2018b). **Estatística da Produção Pecuária**. Brasil: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; 2018b [acesso em 09 set 2018]. Disponível em: <http://www.norteaagropecuario.com.br/media/8286/estudo-do-ibge.pdf>

IBGE/Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017) Levantamento sistemático da produção agrícola: pesquisa mensal de previsão e acompanhamento das safras agrícolas no ano civil. LSPA, 2017. Disponível em: [ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Levantamento_Sistematico_da_Producao_Agricola_\[mensal\]/Fasciculo/lspa_201705.pdf](ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Levantamento_Sistematico_da_Producao_Agricola_[mensal]/Fasciculo/lspa_201705.pdf) Acessado em: 06 de setembro de 2018.

INÁCIO C.T.; MILLER P.R.M. **Compostagem: ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos**. 1 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos; 2009.

FARIA, J. C. T.; MELO, L. A.; BRONDANI, G. E.; DELARMELINA, W. M.; SILVA, D. S. N.; NIERI, E. M. Substrates formulated with organic residues in the production of seedlings of

Moquiniastrium polymorphum. Revista Floresta, v. 47, n. 4, p. 523-532, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v47i4.50568>

FOCHESATO, M. L.; SOUZA, P. V. D.; SCHÄFER, G.; MACIEL, H. S. Crescimento vegetativo de 367 porta-enxertos de citros produzidos em substratos comerciais. Ciência Rural, 37:970-975, 2007.

KÄMPF, A. N. Seleção de materiais para uso como substrato. In: Kämpf, A.N.; Fermino, M.H. (Ed.). Substrato para plantas: a base da produção vegetal em recipientes. Porto Alegre: Gênese, 2000. p. 139-145.

KIRKBY, E. A; RÖMHELD, R. Micronutrientes na fisiologia de plantas: funções, absorção e mobilidade. International Plant Nutrition Institute, Informações agronômicas nº 118 – junho/2007. Disponível em: [http://www.ipni.net/publication/ia-brasil.nsf/0/8A79657EA91F52F483257AA10060FACB/\\$FILE/Encarte-118.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-brasil.nsf/0/8A79657EA91F52F483257AA10060FACB/$FILE/Encarte-118.pdf) Acessado em: 21 de janeiro de 2019.

KLEIN, C. Utilização de substratos alternativos para produção de mudas. Revista Brasileira de Energias Renováveis, v. 4, n. 3, p. 43- 63, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/rber.v4i3.40742>

LUDWIG, F.; FERNANDES, D. M.; GUERRERO, A. C.; BOAS, R. L. V. Características dos substratos na absorção de nutrientes e na produção de gerbera de vaso. Horticultura Brasileira, v. 32, n. 2, p. 184-189, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-05362014000200011>

MADAIL, J. C. M.; OLIVEIRA, R. P.; BRITO, J. S. Custo de produção de mudas de citros 66 produzidas em viveiro-telado. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2010. 8p. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/36309/1/comunicado-250.pdf> Acesso em: 02 de dezembro de 2018.

MAGALHÃES, J. R. Diagnose de desordens nutricionais em hortaliças. Brasília: EMBRAPA-CNPQ, 1988. 64p.

MALAVOLTA, E., VITTI, G. C., OLIVEIRA, S. A. Avaliação do estado nutricional de plantas: princípios e aplicações. 2. ed. Piracicaba: Potafos, 1997. 201 p.

MALAVOLTA, E. Manual de nutrição mineral de plantas. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, p. 638, 2006.

MALAVOLTA, E.; PRATES, H. S.; CASALE, H.; LEÃO, H. C. Seja o doutor de seus citros. Potafos, Informações agronômicas, nº 65, 1994. Disponível em: [http://brasil.ipni.net/ipniweb/region/brasil.nsf/0/C4B28BA45CDA0CE483257AA0003AF04D/\\$FILE/Seja%20Citros.pdf](http://brasil.ipni.net/ipniweb/region/brasil.nsf/0/C4B28BA45CDA0CE483257AA0003AF04D/$FILE/Seja%20Citros.pdf) Acesso em: 19 de dezembro de 2018.

MATTOS JÚNIOR, D.; RAMOS, U. M.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, P. R. Nitrogênio e cobre na produção de mudas de citros em diferentes porta-enxertos. Bragantia, Campinas, v. 69, n. 1, p. 135- 147, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052010000100018>

MATTOS JUNIOR, D.; NEGRI, J. D.; POMPEU JUNIOR, J. CITROS: principais informações e recomendações de cultivo. Campinas-SP: Instituto Agronômico de Campinas, 2005, 9 p.

MATTOS JÚNIOR., D.; QUAGGIO, J. A.; CANTARELLA, H.; ALVA, A. K. Nutrient content of biomass components of Hamlin sweet orange trees. *Scientia Agricola*, v. 60, n.1, p.155-160, 2003. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162003000100023>

MASSAD, M. D.; DUTRA, T. R.; CARDOSO, R. L. R.; SANTOS, T. B.; SARMENTO, M. F. Q. Produção de mudas de *Anadenanthera peregrina* em resposta a substratos alternativos com bagaço de cana. *Ecologia e Nutrição Florestal*, Santa Maria-RS, v.4, n.2, p.45-53, 2016. DOI: 10.5902/2316980X24308

MEURER, F. M.; BARBOSA, C.; ZONETTI, P. C.; MUNHOZ, R. E. F. Avaliação do uso de bagaço de cana-de-açúcar como substrato no cultivo de mudas de orquídeas. *Revista de Saúde e Biologia*, v. 3, n. 2, p. 45-50, 2008.

MOREIRA, C. A.; BRAGA, C. O. FRIES, M. Degradação de resíduos e alterações na resistividade elétrica, pH E Eh. *Revista Brasileira de Geofísica*, v.27, n.2, p. 283-293, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-261X2009000200010>

NASCIMENTO, C. A. F.; MARTEL, J. H. I.; PLÁCIDO JÚNIOR, C. G. Comportamento de porta-enxertos cítricos submetidos em composições de diferentes substratos. *Estação Científica*, v. 8, n. 2, 2018.

OECD/Food and Agriculture Organization of the United Nations (2015). *OECD-FAO Agricultural Outlook 2015*, OECD Publishing, Paris. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1787/agr_outlook-2015-en Acesso em 03 jun. de 2018.

OLIVEIRA, R. P.; UENO, B.; SCIVITTARO, W. B.; CARVALHO, F. L. C.; PETRY, H. B.; MORENO, M. B. Produção de Sementes de Porta-enxertos de Citros. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2016. 32 p. (Embrapa Clima Temperado. Documentos, 417).

OLIVEIRA, R.P.; SCIVITTARO, W.B. Normas e padrões para produção de mudas certificadas de citros em parceria com a Embrapa. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2003. 18 p. (Embrapa Clima Temperado. Documentos, 114).

PAROLIN, L. G.; GIRARDI, E. A.; STUCHI, E. S.; COSTA, D. P.; JESUS, C. A. S.; REIFF, E. T.; SEMPIONATO, O. R.; DOBRE, R. P.; MINGOTTE, F. C.; PASSOS, O. S.; SOARES FILHO, W. S. Produção de mudas de citros em viveiro protegido, utilizando diferentes combinações de copa e de porta-enxerto: *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2017. 35 p. (Embrapa Mandioca e Fruticultura. Documentos, 84).

PASSOS, O. S.; PEIXOUTO L.S.; SANTOS, L. C. Caracterização de híbridos de *Poncirus trifoliata* e de outros porta-enxertos de citros no estado da Bahia. *Revista Brasileira de Fruticultura*, v. 28, n. 3, p. 410-413, 2006. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-29452006000300016>

POMPEU Jr., J. J. **Porta-enxertos**. (Ed.). *Citricultura brasileira*. Campinas: Fundação Cargill, p. 265-280, 2005.

QUAGGIO, J. A.; RAIJ, B. Van; PIZA JUNIOR, C. L. Frutíferas. In: RAIJ, B.Van.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. (Ed.). *Boletim técnico* 100 -

Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2.ed. Campinas: IAC, 1997. p. 119-154.

R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. < URL <https://www.R-project.org/>>.

REZENDE, C. F. A.; FERNANDES, E. P.; SILVA, M. F.; LEANDRO, W. M. Crescimento e acúmulo de nutrientes em mudas cítricas cultivadas em ambiente protegido. Bioscience Journal, Uberlândia, v. 26, n. 3, p. 367-375, 2010.

RIETH, S. GIULIANI, J. C.; SOARES, W.; SOUZA, P. V. D. Desenvolvimento de porta-enxertos cítricos em dois substratos comerciais em fase de sementeira. Pesquisa Agropecuária Gaúcha, v. 18, n. 2, p. 167-175, 2012.

RODRIGUES, M. J. S.; OLIVEIRA, E. R. M.; GIRARDI, E. A.; LEDO, C. A. S.; SOARES FILHO W. S. Produção de mudas de citros com diferentes combinações copa e porta-enxerto em viveiro protegido. Revista Brasileira de Fruticultura, v. 38, n. 1, p. 187-201, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0100-2945-284/14>

ROMANIW, J.; SÁ, J. C. M.; PADILHA, A. A.; RAMOS, F. S. EURICH, G. Impacto do uso de resíduo orgânico de abatedouro de aves e suínos na percolação de nitrato no solo. Synergismus Scientifica, v. 9, n. 1, 2014.

ROMEIRO, J. C. T.; GRASSI FILHO, H.; MOREIRA, L. L. Q. Absorção de N, P, K, Ca e Mg por laranjeiras ‘pêra’ fertilizadas com lodo de esgoto compostado em substituição à adubação nitrogenada mineral. Irriga, Botucatu, v. 19, n. 1, p. 82-93, 2014. DOI: <https://doi.org/10.15809/irriga.2014v19n1p82>

ROZANE, D. E.; PRADO, R. M.; NATALE, W.; BEUTLER, A. N.; SILVA, S. R.; BARBOSA, J. C. Efeito das doses de nitrogênio, fósforo e potássio na nutrição e na produção do porta-enxerto de limoeiro cravo. Acta Scientiarum Agronomy, Maringá, v. 31, n. 2, p. 255-260, 2009. DOI: 10.4025/actasciagron.v31i2.7036

SANTOS H. G. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3 ed. rev. ampl. Brasília, DF: Embrapa. 2013.

SARMIENTO A. I. P.; GIULIANI J. C.; SOUZA P. V. D. Morfologia de frutos e sementes de porta-enxertos de citros cultivados em ambiente protegido. Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica, v. 19, n. 1, p. 17-24, 2016. DOI: 10.31910/rudca.v19.n1.2016.106

SENGIK, E. S. Os macronutrientes e os micronutrientes das plantas, 2003. <http://www.nupel.uem.br/nutrientes-2003.pdf> Acesso em: 19 de dezembro de 2018.

SCHÄFER, G.; SOUZA, P. V. D. DE; FIOR, C.S. Um panorama das propriedades físicas e químicas de substratos utilizados em horticultura no sul do Brasil. Ornamental Horticulture. v.21, n.3 p.299-306, 2015. <https://ornamentalthorticulture.emnuvens.com.br/rbho/article/viewFile/735/592>. 21 Ago. 2018.

SCHÄFER, G.; SOUZA, P. V. D. de; KOLLER, O. C.; SCHWARZ, S; F. Desenvolvimento vegetativo inicial de porta-enxertos cítricos cultivados em diferentes substratos. Ciência Rural,

Santa Maria, v. 36, n. 6, p. 1723-1729, 2006. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782006000600009>

SILVA, E. A.; SILVA, B. M.; COGO, F. D.; OLIVEIRA, L. M. Produção de mudas de porta-enxerto de limão-cravo em tubetes sob diferentes substratos. *Enciclopédia Biosfera*, Centro Científico Conhecer, Goiânia, v. 07, n. 13, p. 847-855, 2011.

SOUZA, A. J. F. Doses de fósforo no teor crítico de p foliar e na produtividade do quiabeiro. 2017, 35p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp. Jaboticabal, 2017.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 147p. (Boletim Técnico, 5).

TOFANELLI, M. B. D.; KOGERATSKI, J. F.; SANTOS, R. T.; SCHAFHAUSER, J. D. Aplicação em cobertura de complexo hidrossolúvel na formação de mudas de maracujazeiro-azedo. *Científica*, v. 44, n. 2, p. 196-206, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.15361/1984-5529.2016v44n2p196-206>

TUDEIA, T. N. Lodo de curtume como alternativa na produção de mudas do porta-enxerto limoeiro ‘cravo’. 2016, 66p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal). Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Rio de Janeiro, 2016.

6 DISCUSSÃO GERAL

O setor suinícola há muito tempo tem colaborado para o crescimento econômico do país, entretanto, contribui sistematicamente para a geração de grandes quantidades de resíduos. A influência da aplicação de resíduos orgânicos a longo prazo na estrutura e atividade da comunidade microbiana, bem como nos invertebrados do solo, é um dos principais problemas ambientais (HLAVA et al., 2017). Nesse sentido, é importante ressaltar que a fertilização tem um impacto significativo na função dos ecossistemas como um todo (BUHK et al., 2017; LU; TIAN, 2017). É de conhecimento global, que além dos fertilizantes minerais, os solos agrícolas são usualmente fertilizados com resíduos orgânicos, como dejetos de animais, lodo de esgoto, entre outros resíduos ricos em matéria orgânica, cujo uso traz certas vantagens e riscos. Um desses riscos é contaminação potencial destes materiais por possuírem vários compostos químicos, além de contaminação biológica (VODYANITSKII, 2013; WILSON, 2013; GREGORY et al., 2015; WISZNIEWSKA et al., 2016).

A partir dos resultados da caracterização química e biológica do resíduo de abatedouro de suínos estudado, verificou-se que quando esse passou pelos processos de estabilização, apresentou teor superior de nutrientes disponíveis as plantas. Já para os teores de metais encontrados no resíduo, tanto na sua forma *in natura*, quanto após os processos de estabilização, foram menores que os limites máximos admitidos pela Legislação Brasileira, que estabelece valores, tanto para a utilização de resíduos orgânicos como substrato para plantas, quanto para fertilizantes orgânicos (BRASIL, 2009; BRASIL, 2016). Assim sendo, considerando apenas os resultados do ponto de vista químico, o resíduo de abatedouro de suínos mostra-se como alternativa na substituição de fontes minerais de nutrientes. Em contrapartida, para os resultados obtidos das análises biológicas, o resíduo de abatedouro de suínos, na sua forma *in natura* e após os processos de estabilização, apresentou valores de coliformes fecais por grama de resíduo, acima do valor permitido pela legislação (BRASIL, 2016a).

Os resultados da caracterização ecotoxicológica do resíduo de abatedouro de suínos, tanto com a utilização de plantas bioindicadoras, quanto com a utilização de minhocas (artigos 2 e 3), respectivamente, mostraram que a determinação do potencial tóxico de um resíduo, bem como, sua qualidade para o uso agrícola, não pode ser estabelecido considerando apenas análises químicas e biológicas dos mesmos, mas também através de uma abordagem integrada capaz de traduzir seus efeitos a nível de ecossistema. No artigo 2, pode-se observar que o resíduo de abatedouro de suínos na sua forma *in natura* e após compostagem aerada mostrou-se tóxico as plantas de alface, rabanete e arroz testadas. Já o artigo 3, com a utilização das

minhocas *Eisenia andrei* (Bouché 1972) confirma esses resultados, além de constatar que o resíduo que passou pelo processo de compostagem natural também causou efeito tóxico aos organismos testados. Com base nos resultados desses dois artigos, fica evidente uma questão central, na qual conclui-se que o resíduo de abatedouro de suínos precisa passar pelo processo de vermicompostagem, para representar uma solução efetiva do seu potencial tóxico, cuja utilização no solo não ofereça risco ao ecossistema.

Considerando os resultados do artigo 4, que se refere ao estudo das propriedades físico-químicas de substratos a partir de resíduo de abatedouro de suínos, o mesmo na sua forma *in natura* e após processos de estabilização, mostrou-se potencialmente viável como substrato alternativo. Para as 11 variáveis físico-químicas estudadas, se enquadram como ideais em sete, o tratamento com o resíduo na sua forma *in natura* (RASin), em seis os tratamentos compostagem aerada (RASc) e compostagem natural (RASn) e em cinco o tratamento vermicompostagem (RASv). No entanto, vale ressaltar que para a utilização de substratos orgânicos alternativos, deve-se observar as características físico-químicas buscando sempre atender as necessidades de cada planta, além dos aspectos econômicos, como baixo custo e grande disponibilidade na região. Isso pode ser demonstrado no artigo 5, que traz resultados referentes a produção do porta-enxerto *P. trifoliata* com substratos a partir do resíduo de abatedouro de suínos, em que esse, demonstrou ser uma opção tecnicamente viável para a produção dessas mudas. No entanto, em contrapartida com o que foi encontrado nas análises físico-químicas (artigo 4), onde o tratamento RASin se enquadrou como ideal em um maior número das variáveis analisadas. Quando se avaliou o desenvolvimento e nutrição da planta, os resultados observados também reafirmaram que o resíduo de abatedouro de suínos precisa passar por um processo de estabilização, antes de ser utilizado como substrato. Além disso, diferente do que foi observado na caracterização ecotoxicológica, a compostagem também demonstrou ser um processo de estabilização praticável, assim como a vermicompostagem. Segundo Cotta et al. (2015), essas duas técnicas fornecem condições ideais ao desenvolvimento das plantas, por se obter mais rapidamente e em melhores condições a desejada estabilização da matéria orgânica e conseqüentemente a liberação de nutrientes.

Com base no acima exposto, esse trabalho mostrou que o conhecimento do potencial poluidor e nutricional desses materiais, bem como a inclusão de testes ecotoxicológicos para a certificação dos processos de estabilização, combinadas com estratégias que possam permitir reaproveitamento da matéria orgânica gerada pelas grandes indústrias, se mostra fundamental na implementação de sistemas sustentáveis em regiões geradoras de resíduos.

7 CONCLUSÕES

O resíduo de abatedouro de suínos na sua forma *in natura* e após o processo de compostagem provocou efeito fitotóxico nas plantas *Lactuca sativa* L., *Raphanus sativus* L. e *Oryza sativa* L., bem como, danos nas minhocas *Eisenia andrei* (Bouché 1972).

É possível utilizar o resíduo de abatedouro de suínos após o processo de vermicompostagem, para a obtenção de um material orgânico de boa qualidade.

O resíduo de abatedouro de suínos na sua forma *in natura* e após processos de estabilização, apresentou de maneira geral potencial para ser utilizado como substrato alternativo.

O resíduo de abatedouro de suínos que passou pelo processo de compostagem aerada (RASc), compostagem ao natural (RASn) e vermicompostagem (RASv) favoreceu o desenvolvimento das mudas do porta-enxerto cítrico *Poncirus trifoliata* (L.) Raf., mas sem influência da porcentagem utilizada. Já o aumento da porcentagem nesses mesmos tratamentos, mostrou-se eficiente para suprir a demanda de macro e micronutrientes das mudas do porta-enxerto cítrico *Poncirus trifoliata* (L.) Raf..

8 PERSPECTIVAS DE ESTUDOS FUTUROS

Com base nos resultados da presente pesquisa, sugere-se como possibilidades de estudos futuros:

- Caracterizar com um maior grau de detalhes o resíduo de abatedouro de suínos na sua forma *in natura* e após os processos de estabilização.
- Investigar possíveis compostos secundários que possam ter causado efeito tóxico aos organismos testados, expostos ao resíduo de abatedouro de suínos compostado.
- Ampliar o número de análises enzimáticas para expandir a compreensão das interações e danos ao organismo das minhocas expostas ao resíduo de abatedouro de suínos.
- Avaliar a toxicidade do resíduo de abatedouro de suínos em organismos-testes de diferentes níveis tróficos.
- Realizar a técnica de enxertia no porta-enxerto cítrico *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. produzido nos substratos a partir resíduo de abatedouro de suínos.

REFERÊNCIAS

- ALVARENGA, P. et al. Assessment of chemical, biochemical and ecotoxicological aspects in a nime soil amended with sludge of either urban or industrial origin. **Chemosphere**, v. 72, n. 1, p. 1774-1781, 2008.
- BUHK, C. et al. Homogenizing and diversifying effects of intensive agricultural land-use on plant species beta diversity in Central Europe - A call to adapt our conservation measures. **Science of the Total Environment**, v. 576, p. 225-233, 2017.
- CASTRO, F. J. **Avaliação ecotoxicológica dos percolados das colunas de cinza de carvão e de solos com cinza de carvão utilizando *Lactuca sativa* e *Daphnia similis* como organismos teste**. 2013. 119f. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Tecnologia Nuclear) – Universidade de São Paulo - USP, São Paulo, 2013.
- CESAR, R. et al. Ecotoxicidade e biodisponibilidade de metais em solos impactados por rejeitos industriais em Queimados - RJ, Brasil. **Geociências**, UNESP, São Paulo, v. 32, p. 600-610, 2013.
- CHIOCHETTA, C. G. **Remediação de solo ácido pelo uso de resíduos sólidos agro-industriais: estudo dos aspectos físico-químicos, ecotoxicológicos e agrônômicos**. 2013. 118p. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade do Vale do Itajaí - UNIVALI, Itajaí, SC, 2013.
- CORRÊA, C. T.; SANTOS, J. S. Vermicompostagem no tratamento de resíduos orgânicos domésticos. In: XI Semana de Extensão, Pesquisa e Pós-Graduação SEPesq, Porto Alegre, RS. **Anais...** Porto Alegre: Centro Universitário Ritter dos Reis, 2015.
- COSTA, C. N.; MEURER, E. J.; LIMA, C. V. S. de; SANTOS, R.C. dos. Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente. In: MEURER, E. J. (Ed.). **Fundamento de Química do Solo**. Porto Alegre: Ed. UFRGS, 2012. 201-242 pp.
- COTTA, J. A. O. et al. Compostagem versus vermicompostagem: comparação das técnicas utilizando resíduos vegetais, esterco bovino e serragem. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, p. 65-78, 2015.
- GREGORY, A. S. et al. A review of the impacts of degradation threats on soil properties in the UK. **Soil Use Manage**, v. 31, p. 1-15, 2015.
- HLAVA, J. et al. Long-term application of organic matter-based fertilisers: Advantages or risks for soil biota? - A review. **Environmental Reviews**, v. 25, n. 4, p. 408-414, 2017.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2018a). **Estatística da produção pecuária**. Brasil, 2018a. Disponível em: ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Pecuaria/Fasciculo_Indicadores_IBGE/abate-leite-couro-ovos_201802caderno.pdf. Acesso em 28 de novembro de 2018.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Levantamento sistemático da produção agrícola - Estatística da produção agrícola**. Brasil, 2018b. Disponível em: [ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Levantamento_Sistematico_da_Producao_Agricola_\[mensal\]/Fasciculo_Indicadores_IBGE/estProdAgr_201803.pdf](ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Levantamento_Sistematico_da_Producao_Agricola_[mensal]/Fasciculo_Indicadores_IBGE/estProdAgr_201803.pdf). Acesso em 28 de novembro de 2018.

INÁCIO, C. T.; MILLER, P. R. M. **Compostagem: ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos**. 1. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos; 2009.

LU, C. Q.; TIAN, H. Q. Global nitrogen and phosphorus fertilizer use for agriculture production in the past half century: shifted hot spots and nutrient imbalance. **Earth System Science Data**, v. 9, n. 1, p. 181-192, 2017.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Brasil, 2009. **Instrução Normativa n.º 25 de 23 de junho de 2009**. Disponível em: <http://www.dpv24.iciag.ufu.br/new/dpv24/Apostilas/IN%20MAPA%2025%202009.pdf>. Acesso em: 08 de agosto de 2018.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Brasil, 2016a. **Instrução Normativa n.º 7 de 02 de maio de 2016**. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-sda-27-de-05-06-2006-alterada-pela-in-sda-07-de-12-4-16-republicada-em-2-5-16.pdf>. Acesso em: 28 de agosto de 2018.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Brasil, 2016b. **Instrução Normativa n.º 5 de 10 de março de 2016**. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=317444>. Acesso em: 28 de agosto de 2018.

NAHMANI, J.; HODSON, M. E.; BLACK, S. A review of studies performed to assess metal uptake by earthworms. **Environmental Pollution**, v. 145, p. 402-424, 2007.

OECD. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **OECD-FAO Agricultural Outlook 2015-2024**. OECD Publishing, Paris, 2015. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1787/agr_outlook-2015-en Acesso em 03 de junho de 2018

PANDARD, P. et al. Selecting a battery of bioassays for ecotoxicological characterization of wastes. **Science of the Total Environment**, v. 336, p. 114-125, 2006.

PEDROSA, T. D.; FARIAS, A. S.; PEREIRA, R. A.; FARIAS, E. T. R. Monitoramento dos parâmetros físico-químicos na compostagem de resíduos agroindustriais. **Nativa**, v. 01, p. 44-48, 2013.

SANTOS, H. M. **Caracterização química e ecotoxicológica dos resíduos gerados na estação de tratamento de esgoto (ETE) de Goiânia/GO**. 2012. 78p. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, GO, 2012.

SOUZA, C. A. M.; OLIVEIRA, R. B.; LIMA, J. S. S. Crescimento em campo de espécies florestais em diferentes condições de adubação. **Ciência Florestal**, v. 16, p. 243-249, 2006.

TUDEIA, T. N. **Lodo de curtume como alternativa na produção de mudas do porta-enxerto limoeiro ‘cravo’**. 2016. 66p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Rio de Janeiro, 2016.

USDA. United States Department of Agriculture. **Brazil Citros Anual**, 2018. Disponível em: https://gain.fas.usda.gov/Recent%20GAIN%20Publications/Citrus%20Annual_Sao%20Paulo%20ATO_Brazil_12-18-2018.pdf. Acesso em: 23 de novembro de 2018.

VODYANITSKII, Y. N. Contamination of soils with heavy metals and metalloids and its ecological hazard (analytic review). **Eurasian Soil Science**, v. 46, n. 7, p. 793-801, 2013.

WILSON, M. F. Agriculture and industry as potential origins for chemical contamination in the environment. A review of the potential sources of organic contamination. **Current Organic Chemistry**, v. 17, n. 24, p. 2972-2975, 2013.

WISZNIEWSKA, A. et al. Natural organic amendments for improved phytoremediation of polluted soils: A review of recente progress. **Pedosphere**, v. 26, n. 1, p. 1-12, 2016.