

CENTRO UNIVERSITÁRIO UNIVATES
PROGRAMA DE PÓS- GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA

**O USO DA VERMICOMPOSTAGEM PARA REDUÇÃO DO CROMO EM
LODO DE CURTUME E APÓS APLICAÇÃO COMO FERTILIZANTE
EM CULTIVO DE CEBOLINHA (*Allium fistulosum* L.)**

Débora Stevens

Lajeado, novembro de 2014

Débora Stevens

**O USO DA VERMICOMPOSTAGEM PARA REDUÇÃO DO CROMO EM
LODO DE CURTUME E APÓS APLICAÇÃO COMO FERTILIZANTE
EM CULTIVO DE CEBOLINHA (*Allium fistulosum* L.)**

Dissertação apresentada no Programa de Pós-graduação em Biotecnologia, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biotecnologia.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Lucélia Hoehne

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Elisete Maria de Freitas

Lajeado, novembro de 2014

“Mude . . . mas comece devagar porque a direção é mais importante
que a velocidade.”

Clarice Linspector

AGRADECIMENTOS

Ao Centro Universitário - UNIVATES, pela oportunidade.

A professora Lucélia Hoehne, pela orientação, amizade, por todas as ideias, sugestões enfim todo o trabalho dedicado a mim.

A professora Elisete Maria de Freitas pela co-orientação, pelos ensinamentos.

A FAPERGS pela concessão da bolsa.

À equipe do Laboratório Unianálises, pelo auxílio.

A colega, Christina Venzke Simões de Lima, pela amizade e cooperação.

Aos bolsistas: Virgínia, Maira, Rosecler, Wagner, Jordana, Tacielen e Verônica, pelo auxílio e colaboração nos trabalhos.

Ao professor Raul Sperotto pela colaboração.

À minha mãe, pelo exemplo de persistência e força.

Ao meu marido e minha pequena Manuela, pelo amor e pelo seu estímulo e compreensão.

A todos que auxiliaram na execução deste trabalho.

RESUMO

Um dos resíduos gerados nos curtumes é o lodo cromado, que pode ser tratado por diferentes processos químicos, físicos e biológicos. Uma problemática dos lodos da indústria curtidora é a presença de metais tóxicos, principalmente do cromo. Uma alternativa para aproveitar os resíduos orgânicos é a vermicompostagem, que utiliza minhocas para acelerar a decomposição dos resíduos e, conseqüentemente ocorre a liberação de ácidos húmicos. Estes ácidos húmicos têm grande potencial em adsorver e diminuir a disponibilidade do cromo no lodo. Este trabalho teve como objetivo avaliar o potencial da vermicompostagem com diferentes espécies de minhocas na redução do cromo e a possibilidade da utilização do húmus na produção de mudas de cebolinha. Para isso, foram avaliadas condições de lodo de curtume e de solo em que as minhocas se adaptassem para realizar o processo de vermicompostagem. Após foram feitos minhocários adicionando misturas de lodo de curtume e de solo e foram incubadas as espécies de *Eisenia andrei*, *Eudrilus eugeniae* e *Perionyx excavatus*. Após o processo de vermicompostagem, o húmus gerado foi usado em plantio de cebolinha (*Allium fistulosum*) usando proporções de 0 a 100% de solo e húmus por 60 dias. As variáveis avaliadas foram: concentração de Cr nas raízes e folhas das cebolinhas, altura das plantas, raiz e parte aérea, número de folhas, matéria fresca e matéria seca. Como resultado, verificou-se a redução da absorção de Cr nas plantas conforme o aumento do húmus nos testes. Para alguns testes houve alteração na matéria seca e matéria fresca. Considerando o teste que teve a menor absorção de cromo nas cebolinhas, o teste T5Ea foi considerado o mais adequado para que o húmus seja usado em plantio deste vegetal.

Palavras chaves: vermicompostagem, lodo cromado, minhocas, cebolinhas

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 – Minhocários montados para a vermicompostagem do lodo de curtume.	30
Figura 02 – Bandejas com os diferentes tratamentos para cultivo do <i>Allium fistulosum</i> L. (cebolinha). A. Mudas com 15 dias após a semeadura. B. Mudas no 60 dias após a semeadura	32
Figura 03 – Concentrações de cromo total no resíduo de curtume após processo de vermicompostagem pelas três espécies de minhoca (<i>Eisenia andrei</i> , <i>Perionyx excavatus</i> e <i>Eudrilus eugeniae</i>)	35
Figura 04 – Concentração de Cr nas folhas de <i>Allium fistulosum</i> após 60 dias de plantio (Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos dos substratos formados pela mesma espécie de minhoca)	38
Figura 05 – Concentração de Cr na raiz da planta após plantio de 60 dias (Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos dos substratos formados pela mesma espécie de minhoca)	39
Figura 06 – Média de altura total das plantas de <i>Allium fistulosum</i> L. aos 60 dias após a semeadura (Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos dos substratos formados pela mesma espécie de minhoca)	41
Figura 09 – Comprimento das folhas aos 60 dias após a semeadura (Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos dos substratos formados pela mesma espécie de minhoca)	44
Figura 09 – Número de folhas o final do experimento aos 60 dias após a semeadura (Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos dos substratos formados pela mesma espécie de minhoca)	45
Figura 10– Massa fresca das plantas no final do experimento aos 60 dias após a semeadura (Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos dos substratos formados pela mesma espécie de minhoca)	46
Figura 11 – Massa seca das plantas no final do experimento aos 60 dias após a semeadura (Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos dos substratos formados pela mesma espécie de minhoca)	47

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 – Caracterização do solo da região do Vale do Taquari (argissolo) do lodo de curtume da indústria de curtimento, adicionados aos minhocários (processo de vermicompostagem)	29
Tabela 02 – Descrição de cada um dos tratamentos utilizados para a germinação e cultivo de <i>Allium fistulosum</i> L. (cebolinha).....	31
Tabela 03 – Análise de cromo antes e após a vermicompostagem (Limite de Detecção (LD) = 0,5 mg/kg por F AAS)	34
Tabela 04 – Análises de Carbono Orgânico, Nitrogênio Total e pH dos compostos após processo de vermicompostagem nos diferentes tratamentos com as minhocas <i>Eisenia andrei</i> , <i>Perionyx excavatus</i> e <i>Eudrilus eugeniae</i>	36
Tabela 05 – Valores médios das variáveis de crescimento avaliadas em <i>Allium fistulosum</i> L. cultivadas em diferentes substrato com diferentes concentrações de húmus obtido da vermicompostagem de lodo de curtume, ao 60 dias.....	40

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	12
2.1 Indústria do Couro	12
2.2 Lodo de Curtume.....	13
2.3 Cromo (Cr)	15
2.4 Efeito do cromo sobre os seres vivos.....	17
2.5 Vermicompostagem	21
2.6 Minhocas.....	23
2.6.1 Espécie de minhocas	23
2.6.2 Fisiologia das minhocas.....	23
2.6.3 Reprodução das minhocas.....	24
2.7 Condições adequadas para vermicompostagem	24
2.7.1 pH	24
2.7.2 Umidade	24
2.7.3 Temperatura.....	25
2.8 <i>Allium fistulosum</i> L. (cebolinha)	25
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	26
3.1 Local do experimento	26
3.2 Obtenção das amostras.....	26
3.3 Teste de fuga ou ensaio de comportamento.....	26
3.4 Produção do húmus.....	28
3.5 Cultivo e avaliação do crescimento das mudas	30
3.6 Determinação de cromo nas misturas de solo e nas plantas	32
3.6.1 Análise de cromo no solo.....	32
3.6.2 Análise de Cromo nas plantas	33
3.7 Análise estatística	33
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	34
4.1 Determinação das características físico-químicas do lodo.....	34
4.2 Avaliação da concentração de cromo em <i>Allium fistulosum</i> L. (cebolinha).....	37
4.3 Avaliação do crescimento de <i>Allium fistulosum</i> L.	40
4.4 Análise das minhocas.....	49

5 CONCLUSÃO	50
REFERÊNCIAS.....	51

1 INTRODUÇÃO

Resíduos orgânicos oriundos de indústrias são uma preocupação ambiental, dentre eles estão os lodos de curtume, que são constituídos de materiais orgânicos de origem animal misturados com sais inorgânicos. Esse tipo de resíduo pode conter diferentes concentrações de diversos elementos químicos ou demais substâncias que podem ter efeitos negativos sobre a qualidade do solo e o crescimento das plantas quando colocados em locais inapropriados ou sem nenhum tratamento prévio (ARAÚJO; GIL; TIRITAN, 2009).

Os efeitos tóxicos dos lodos de curtume variam de acordo das concentrações dos seus componentes, podendo causar desde irritações na pele até efeitos mais avançados como neurológicos e mutagênicos (RODRIGUES et al., 2008). Segundo levantamentos, as indústrias de couro geram volumes de 400 a 900 mil toneladas de lodo (por peso úmido), além de 170 mil toneladas de resíduos de couro curtido por ano (ZUPANCIC; JEMEC, 2010).

Diante destas condições, a grande preocupação com a qualidade ambiental tem causado aumento do recolhimento e tratamento desses resíduos, portanto, é importante encontrar uma alternativa para eliminar ecologicamente esse resíduo sem riscos ao ambiente e à saúde do homem, sendo a reciclagem dos elementos neles presentes, uma das vias mais corretas. Desta forma, a utilização de resíduos industriais em solos agrícolas necessita de um estudo sobre sua composição e toxicidade além da determinação de um destino sustentável, a fim de não causar danos ao ambiente (ARAÚJO; GIL; TIRITAN, 2009).

Há algum tempo vem sendo estudada a possibilidade da utilização dos resíduos da indústria curtumeira na agricultura. Durante o processo de tratamento do couro há o consumo de uma grande quantidade de água, bem como a produção de uma quantidade significativa de águas residuais. Para cada pele processada em um curtume são gerados, em média, 12 quilos de lodo (CLASS; MAIA, 1994). As características desse lodo variam muito em função do tipo de pele a ser processada, tecnologia empregada no processamento das peles e sistema de tratamento de efluentes adotado pela indústria. De maneira geral, esse resíduo se torna altamente poluidor à medida que concentra uma elevada carga orgânica e inorgânica (BORGES, 2003).

Porém, para o uso agrícola de composto de lodo de curtume, é necessário avaliar o grau de estabilidade, composição química, principalmente a composição de metais, uma vez que esses elementos não são biodegradáveis e podem ser tóxicos em algumas concentrações e ou estados de oxidação, como por exemplo o cromo, que é usado na indústria de couros (HAROUN; IDRIS; OMAR, 2009; KONRAD; CASTILHOS, 2002; FERREIRA; CAMARGO; TEDESCO; BISSANI, 2009; ARAUJO; GIL; TIRITAN, 2009).

Uma alternativa é a biorremediação, uma técnica totalmente natural, que utiliza organismos vivos, normalmente plantas ou microrganismos, para remover ou reduzir poluentes. Este processo biotecnológico é bem visto pela comunidade científica, e pode ser aplicado para tratamentos de diferentes áreas, como em efluentes, águas superficiais, subterrâneas e solos, além de resíduos industriais (GAYLARDE; BELLINASSO; MANFRIO, 2005).

A compostagem é um processo biológico, natural, que utiliza microrganismos para a decomposição da matéria orgânica, resultando em um produto estável, similar ao húmus. Já a vermicompostagem consiste na aceleração do processo de compostagem transformando os resíduos orgânicos em húmus através da utilização das minhocas. O composto final desse processo tem sido considerado um material condicionador dos solos, capaz de melhorar as propriedades físicas e químicas (SCHIRMER, 2010).

Desta forma, a utilização de resíduos industriais em solos agrícolas necessita

de estudos sobre sua composição e toxicidade, tornando interessante avaliar o resíduo de curtume no solo após vermicompostagem.

Diante disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial da vermicompostagem com diferentes espécies de minhocas na redução do cromo e a possibilidade da utilização do húmus obtido na produção de mudas de cebolinha.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Indústria do Couro

A indústria de couro tem participação significativa na economia de diversos países, processando anualmente aproximadamente 5,5 bilhões de metros quadrados de couro em negócios na ordem de U\$ 70 bilhões (ABER et al., 2010). O Brasil processa anualmente cerca de 42 milhões de couros e é líder mundial na exportação de couro, representando 1% do produto interno bruto (PIB) brasileiro, e emprega cerca de 50 mil trabalhadores. Só no estado do Rio Grande do Sul (RS) existem cerca de 200 instalações de indústrias desse ramo e 60% delas estão concentradas na região do vale dos Sinos (FIGUEIREDO et al., 2012; ZUPANCIC; JEMEC, 2010).

O processamento de peles com a finalidade de obtenção de couros é constituído por uma série de etapas nas quais as características químicas da pele são alteradas de acordo com a finalidade de cada operação.

As peles normalmente são recebidas cruas ou salgadas. A primeira operação é denominada remolho que consiste em promover a limpeza e hidratação do couro. A segunda etapa é denominada caleiro, onde são adicionados cal e sulfetos, que elevam o pH e removem quimicamente os pelos.

Após as etapas iniciais, inicia-se o curtimento da pele, composto pelos processos de desencalagem, purga, piquel, curtimento e basificação.

Na desencalagem ocorre a retirada do cal, na purga a remoção de proteínas

pelo uso de enzimas, no píquél ocorre a redução de pH pela utilização de ácidos para posteriormente iniciar-se a etapa de curtimento onde são adicionados os sais de cromo trivalente e para finalizar esta etapa a basificação, que consiste em elevar o pH. Ao final destas etapas a pele é denominada couro *wet-blue*. Neste processo ocorre a geração de um lodo, o qual foi utilizado na proposta deste trabalho.

Nas operações subseqüentes de rebaixe, recurtimento, tingimento e acabamento, o couro adquiriu características desejadas, tais como: espessura uniforme, propriedades relativas a cor, maciez e brilho.

Dos processos iniciais até a obtenção do couro *wet-blue* são as etapas que mais geram efluentes líquidos e resíduos sólidos. Devido à elevada toxicidade dos efluentes de curtume reforça-se a necessidade destes receberem tratamentos eficazes para reduzir os seus impactos no meio ambiente.

2.2 Lodo de Curtume

São definidos como resíduos do processamento industrial das peles de animais. Apresentam grande variabilidade e elevado potencial poluente pela presença de metais tóxicos como o cromo. Dessa forma, há a necessidade do manejo correto para evitar contaminação ambiental (KRAY, 2001).

No RS, Resolução CONSEMA 128/2006 obriga os curtumes a tratar suas águas residuárias. Este tratamento gera, conforme a planta de processamento, aproximadamente 12 kg de lodo por pele. Em geral dois tipos de lodo podem ser gerados: o lodo de caleiro e o lodo cromado. O lodo cromado apresenta elevados teores de cromo, que permanece na forma trivalente.

O lodo de curtume apresenta composição variável, normalmente contendo alto teor de matéria orgânica, nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), micronutrientes e elementos traços (TEIXEIRA, 1981; STOMBERG et al., 1984; SELBACH et al., 1991; CASTILHOS, 1998; FERREIRA, 1998). Por mais que possua esses componentes que seriam adequados para uso como fertilizantes de solo, quando utilizado de forma inadequada, pode alterar os valores de pH e teor de sais solúveis, podem comprometer a sustentabilidade agrícola e o uso futuro dessas

áreas (ARAÚJO; TIRITAN; PEREIRA; CAETANO JR., 2008).

Para preservação do couro no processo da indústria é utilizado cloreto de sódio, estimando-se que para uma tonelada de couro demande em torno de 300 a 400 kg deste sal. Em segundo lugar, estão a cal e sulfetos não adsorvidos pelas peles, e em terceiro lugar estão os pêlos e tecidos adiposos retirados no processo. Todos esses resíduos elevam os teores de demandas químicas e bioquímicas de oxigênio nos efluentes. Além disso, há as aminas produzidas nas etapas desencalagem, purga, piquel que provocam o desenvolvimento de um sistema anaeróbio tóxico para muitos micro-organismos biodegradantes. A carga de resíduos de lodo de curtume é relativamente grande, pois uma tonelada de couro cru beneficiada gera até 350 kg de carnes e gorduras, 225 kg de aparas do processo curtimento, 150 kg de retalhos e 2 kg de pó de polimento. Além disso, elementos como o cromo que pode estar na forma hexavalente (Cromo VI), originado pela oxidação do cromo III, dependendo das reações químicas envolvidas, têm comprovadas propriedades cancerígenas, mutagênicas e alergênicas (HU et al., 2011).

Para classificar um resíduo, deve-se levar em consideração suas características e seus constituintes, bem como o tipo de indústria pelo qual ele foi gerado (ROCCA, 1993). Para isso, existem normas técnicas que descrevem a coleta, transporte e destino dos resíduos.

Dessa forma, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004) fixou um conjunto de normas que caracterizam os resíduos de acordo com a sua periculosidade, a fim de padronizar a sua classificação. São elas: NBR 10004 – Resíduos Sólidos – Classificação; NBR 10005 – Lixiviação de Resíduos – Procedimento; NBR 10006 – Solubilização de Resíduos – Procedimento; e, NBR 10007 – Amostragem de Resíduos – Procedimento.

A Norma Técnica ABNT/NBR 10004/04 classifica resíduos sólidos como resíduos nos estados sólido e semi-sólido, originários de atividade industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Inclui-se também os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados

líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (ABNT, 2004).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas 10004 (ABNT) (2004) classifica os resíduos sólidos, nas classes I e II. Na classe I se enquadram os resíduos considerados perigosos, como de uso agrícola por possuírem características de patogenicidade, reatividade, corrosividade, inflamabilidade e toxicidade e na classe II, os não perigosos. Nesta segunda classificação, os resíduos são divididos em inertes e não inertes (SILVEIRA, 2003). Dessa forma, o lodo de curtume se enquadra na classe I, uma vez que possui alta carga orgânica.

Por ser um resíduo contendo alta carga orgânica, alguns trabalhos já foram desenvolvidos para aplicação como fertilizantes em solos. Estudos avaliando as atividades microbianas sobre o lodo de curtume foram feitas em laboratório para verificar a redução do cromo hexavalente para trivalente, mostrando que a atividade microbiana aumentou em função do esterco e dos compostos do lodo contribuindo para a redução do metal (CASTILHOS; VIDOR; TEDESCO, 1999; CASTILHOS et al., 2000). Outro trabalho foi feito para avaliar o transporte de cromo em plantas, verificando que o elemento pode ser absorvido pelo vegetal e ser bioacumulado (ALCÂNTARA; CAMARGO, 2001).

Dessa forma, pode-se verificar que o cromo é um componente do lodo de curtume que merece atenção quanto à sua toxicidade e mais pesquisas são necessárias para avaliar o destino e ou aplicação do lodo de curtume como fertilizante.

2.3 Cromo (Cr)

O Cr é um elemento químico classificado como metal, com um número atômico 24, peso molecular de 51,996 g e densidade de 7,18 g cm⁻³. Este elemento pode ser encontrado nas rochas graníticas da crosta terrestre (MALAVOLTA, 1994).

Sua obtenção é através do minério cromita, metal de cor cinza que reage com ácidos clorídrico e sulfúrico. O Cr é usado em galvanoplastias, soldagens, produção

de ligas, curtume, produção de cromatos, dicromatos, pigmentos e vernizes (SAMANTARAY, 1998; CASTILHOS, 2001).

O Cr também é considerado metal pesado, pois sua densidade relativa apresenta-se maior que quatro, estando relacionados à contaminação e a alto caráter tóxico (FERREIRA et al., 2010). Além das questões relacionadas à poluição dos ambientes e contaminação de solo e água, uma crescente preocupação se dá pelo fato de que com os metais pesados, como o Cr, dependendo de suas concentrações, podem afetar os compartimentos bióticos e abióticos, na biota dos ecossistemas e a saúde dos consumidores (MENESES, 2008; FERREIRA, 2002). Em se tratando de consumidores, os efeitos desse metal são variados, podendo ser introduzido por via dérmica, respiratório ou por ingestão, dependendo também de outras variáveis tais como o tipo do composto, concentração e o tempo de contato (JORDÃO, 1999).

O Cr pode apresentar vários estados de oxidação, desde a valência de -2 a +6, e as valências +3 e +6 são as mais encontradas no ambiente. O estado trivalente é a forma mais comum, mais estável, menos tóxica e de baixa mobilidade no solo, e pode estar na forma precipitada quando ligado a óxidos e hidróxidos em pH superior a 5,0. A forma hexavalente é mais instável, tem maior solubilidade em uma ampla faixa de pH e possui um grau de toxidez maior (ALCÂNTARA; CAMARGO, 2001).

O Cr^{+3} é muito utilizado em indústrias de curtimento de couro, produção de tecidos, tinturas, pigmentos e chaparias cromadas. Outras fontes de emissões de Cr^{+3} são as indústrias que trabalham com combustão de óleo e carvão, soldadura de aço, pintura e fabricações de torres submersas, que utilizam o Cr^{+3} como inibidor da ferrugem das partes submersas dessas estruturas (PELLERIN; BOOKER, 2000).

O Cr^{+3} na presença de ácidos orgânicos solúveis como ácidos cítrico, fúlvico e a matéria orgânica solúvel pode ser complexado na solução do solo com pH alto (DOMINGUEZ E EDWARDS, 2004; BARTLETT e KIMBLE, 1976a; JAMES e BARTLETT, 1983). E se o Cr^{+3} não estiver complexado, pode permanecer em formas insolúveis, ser fisicamente imobilizado dentro da matriz do solo ou estar sujeito à sedimentação em ambientes aquáticos (RAI; EARY; ZACHARA, 1989; SMITH, 2009).

Estudos já feitos comprovaram que pode haver a redução de Cr^{+6} a Cr^{+3} favorecida em pH baixo e/ou com a presença de agentes redutores. Os principais doadores de elétrons no solo, para que possa ocorrer à reação de redução são a matéria orgânica (BARTLETT; KIMBLE, 1976b; LOSI et al., 1994) e de íons Fe^{+2} (JAMES, 1996). Bartlett e Kimble (1976a) observaram que com o aumento do pH a solubilidade do Cr^{+3} diminuiu, e que em valores próximos a 5,5 ocorre sua completa precipitação. A presença de teores mais elevados de matéria orgânica favoreceu a complexação do Cr^{+3} , impedindo a formação de compostos insolúveis.

Mesmo em condições de máxima aeração e altos valores de pH há a possibilidade de ocorrer a oxidação do Cr trivalente para o hexavalente, se os ácidos orgânicos não complexarem todo o Cr trivalente, pois há a possibilidade de parte do Cr não ligado permanecer na forma hexavalente (JAMES; BARTLETT, 1983b).

Devido à contaminação de Cr no ambiente e a todos os efeitos já descritos anteriormente, já foram desenvolvidos procedimentos de descontaminações de água e solo envolvendo processos químicos e eletroquímicos. Outro método utilizado é a biorremediação, no qual se utiliza microrganismos com tolerância aos teores de metais pesados, como por exemplo o Cr, onde alguns gêneros promovem a redução de metais por meio da atividade da enzima redutase ou por metabolitos bacterianos (CASTILHOS, 2001).

2.4 Efeito do cromo sobre os seres vivos

O cromo, em sua forma trivalente, é um componente essencial da nutrição humana e animal, estando associado com o metabolismo do glicogênio (MERTZ, 1969; SALEM, 1994) e compondo o chamado “fator de tolerância à glicose” (GTF), em situações de baixa produção ou inefetividade da insulina (MERTZ et al., 1977). É importante no metabolismo de lipídios em animais. O Cr^{+3} é a forma nutricional utilizada, sendo recomendada sua ingestão em adultos variando de 0,05 e 0,20 mg dia^{-1} , enquanto o Cr^{+6} é a forma tóxica e mutagênica, devido à sua capacidade de penetrar nas membranas biológicas, sendo cancerígeno ao homem (HUGHES et al., 1994). O cromo hexavalente é de 10 a 100 vezes mais tóxico que o cromo trivalente

(KATZ; SALEM, 1994).

Na nutrição vegetal ainda não foi comprovada a necessidade do cromo. Mertz (1969) constatou que a aplicação de sulfato de cromo ao solo (600 g ha^{-1}) ou diretamente na videira ($200 \text{ mg planta}^{-1}$) aumentou a produção de uvas, o tamanho de grãos e o teor de açúcar em 21, 18 e 23%, respectivamente. O Cr pode ser absorvido nas plantas tanto na forma Cr^{+3} ou Cr^{+6} . O metal Cr na forma trivalente caracteriza-se com baixa mobilidade no solo uma vez que a reação do Cr^{+3} com proteínas e outros colóides forma compostos com alto peso molecular, que possuem baixa permeabilidade em membranas, razão pela qual, quantidades superiores a 85% do Cr^{+3} permanecem na camada externa de 1,0 mm da superfície da raiz (SHIVAS, 1978).

Cary et al. (1977) observou que o Cr total absorvido pelas plantas é acumulado nas raízes, sendo pouco translocado para a parte aérea da planta. Normalmente ocorre um aumento no teor de cromo nas raízes das plantas com o aumento da concentração de cromo no solo (JAMES; BARTLETT, 1984; UMMARINO et al., 1993). No entanto, não há correlação comprovada entre o teor de cromo no solo com a concentração de cromo nas plantas (CARY; KUBOTA, 1990; GUNSE et al., 1992; MISSIO, 1996; SCOLMEISTER, 1999).

Diversos estudos já foram realizados com espécies vegetais como forma de remediar solos contaminados com efluentes de curtume contendo Cr. Shukla et al. (2011) experimentaram cinco espécies de plantas (*Terminalia arjuna*, *Prosopis juliflora*, *Populus alba*, *Eucalyptus tereticornis* e *Dendrocalamus strictus*) para remediação em depósitos de lodo de curtume na Índia. Realizando medições iniciais encontraram as seguintes concentrações de metais: Fe = 1667 mg/kg; Cr = 628 mg/kg, Zn = 592 mg/kg, Pb = 427 mg/kg, Cu = 354 mg/kg, Mn = 210 mg/kg, Cd = 125 mg/kg e Ni = 76 mg/kg. A eficiência de crescimento das plantas foram acompanhadas e após um ano de remediação, o nível de remoção de metais tóxicos do lodo chegou a 70,22% para Cr; 59,21% para Ni; 58,4% para Cd; 49,75% para Fe; 30,95% para Mn; 22,80% para Zn, 20,46 para Cu e 14,05% para Pb.

Bareen e Tahina (2011) plantaram doze espécies de plantas em uma área considerada infértil, contaminada com metais devido à contaminação de uma

indústria de couro no Paquistão. As espécies *Suaeda fruticosa*, *Salvadora oleoides* e *Calatropis procera* apresentaram melhor desempenho na formação de biomassa. A *S. fruticosa* foi submetida a novas experiências por demonstrar também, elevada capacidade de fitoextração de metais. Desse modo, os experimentos em laboratório e em campo ocorreram simultaneamente, utilizando o mesmo tipo de solo. Foram utilizadas diferentes concentrações do quelante sintético ácido etilenodiaminotetracético (EDTA) para testar sua capacidade de melhoria na fitorremediação. Pequenas quantidades de EDTA mostraram-se positivas para a biorremediação, contudo quantidades maiores resultaram em perda significativa de biomassa. Nesse estudo avaliou-se a bioacumulação de Cr nas diferentes partes da planta e a maior parte do metal ficou bioacumulada nas folhas de *S. fruticosa*, seguidas pelas raízes e caule.

Tavares, Oliveira e Salgado (2013) avaliaram o comportamento de algumas espécies de vegetais frente a exposição de solos contaminados com metais. Foram avaliados Cr e demais metais em plantações de sorgo, algodão, milho, girassol e mucuna. Segundo resultados, observaram que houve mais absorção de Cr no milho e no sorgo, sendo em maior quantidade no colmo (0,05 mg/vaso) do que na parte aérea (0,02 mg/vaso), evidenciando a absorção deste metal nos vegetais.

Castilhos et al. (1991) avaliaram os efeitos de doses crescentes de Cr^{6+} sobre cultivo de soja. Foram avaliadas a produção de matéria seca, absorção de nutrientes e fixação biológica de nitrogênio. Para isso as sementes foram tratadas com inóculo turfoso contendo *Bradyrhizobium japonicum* antes da semeadura e durante 40 dias de cultivo com o solo contendo doses de Cr^{6+} na solução nutritiva (concentrações de 0, 5, 10, 20 e 40 mg/L), foi constatado que concentrações de Cr^{6+} maiores que 5mg/L diminuíram a produção de matéria seca da parte aérea e radicular da soja, o número e peso de nódulos secos de *Bradyrhizobium japonicum*, como também a fixação biológica de nitrogênio e a absorção de P, K, Ca e Mg. De acordo com resultados, teores de Cr na parte aérea de plantas de soja superiores a $3,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ podem ser considerados fitotóxicos.

Vig et al. (2011) pesquisaram a capacidade da minhoca *Eisenia andrei* em converter o lodo de curtume de uma indústria na Índia, misturado com esterco bovino, em fertilizante. Desse modo, testaram as seguintes proporções 0:100,

10:90, 25:75, 50:50 e 75:25 de esterco:lodo de curtume, respectivamente. Como resultados, a proporção 0:100 foi letal para a *Eisenia andrei*, evidenciando a toxicidade desse resíduo orgânico.

De acordo com os trabalhos citados anteriormente, o alto potencial poluidor dos efluentes de curtumes tem motivado pesquisas que resultam, nas últimas décadas, em evolução nas tecnologias de tratamento. A contenção da grande carga orgânica, associada a uma de suas combinações. Entre variedade de metais tóxicos (cromo, cádmio, chumbo, entre outros), inclui inúmeros tipos de tratamentos físicos, químicos, biológicos e os tratamentos está a vermicompostagem.

Entre os tratamentos físico-químicos dos efluentes de curtume, a coagulação foi objeto de estudo de Ayoub et al. (2011). Testaram biterm (coagulante rico em magnésio), coagulante de baixo custo, como alternativa aos tradicionais sulfato de alumínio e cloreto de ferro no tratamento de efluentes de curtume. Os resultados indicaram 99,7% de remoção de cromo.

Vinodhini e Das (2010) testaram a adsorção de cromo hexavalente de efluentes, utilizaram serragem como alternativa ao carvão ativado. O teste ocorreu em leito fixo para um fluxo de efluente em coluna. A capacidade de adsorção encontrada foi de 33 mg/g. Para alcançar o padrão final de 0,1 mg/L de cromo VI foram tratados 3,75 litros de efluente de curtume durante 3 ciclos de biossorção.

Os processos de tratamento de efluentes que utilizam membrana, destaca-se os estudos de Aleixandre et al. (2011), que utilizaram a membrana Desal5 DL da GE Osmosnics, para filtrar águas residuais de curtume, visando o seu aproveitamento posterior. A filtração permitiu a redução de 97% das impurezas.

Sharma e Adholeya (2011) estudaram a aplicação do fungo *Paecilomyces lilacinus fungi*, para a recuperação de cromo VI e cromo III. Constataram que o fungo tem ampla gama de tolerância ao pH e pode reduzir cromo IV tanto em ambiente ácido como alcalino. A partir de uma concentração inicial 3731,4 mg/L de cromo, obtiveram 189,13 mg/g de cromo de biomassa seca após 600 horas de incubação.

Vig et al. (2011) pesquisaram a capacidade da minhoca *Eisenia fetida* em converter o lodo de curtume, misturado com esterco bovino, em fertilizante. Testaram

as proporções: 0/100, 10/90, 25/75, 50/50 e 75/25 de lodo de curtume e esterco bovino respectivamente. Obtiveram resultados satisfatórios, porém decrescente para maiores proporções de lodo, o mínimo de mortalidade ocorreu na mistura T0. Os elementos analisados (Cu, Mn, Fe e Zn) apresentaram redução em relação a situação inicial e a concentração de cromo não foi avaliada.

De acordo com trabalhos descritos anteriormente utilizando microorganismos (SHARMA; ADHOLEYA, 2011; VIG et al., 2011), é possível utilizá-los na indústria curtidora em diferentes etapas de geração de resíduo. Assim pode-se ter uma integração dos processos biológicos na remoção de cromo de curtume, visando melhorias e sustentabilidade ambiental.

2.5 Vermicompostagem

A compostagem é um processo natural de decomposição aeróbica, em que há despreendimento de gás carbônico, água (na forma de vapor) e energia por causa da ação de microrganismos. Parte da energia é usada pelos microrganismos para crescimento e movimento, e o restante é liberado como calor, que se procura conservar na compostagem. O composto, produto da compostagem, é um material homogêneo e relativamente estável (PEIXOTO; ALMEIDA, 1989).

Um processo para acelerar a compostagem é a vermicompostagem de resíduos orgânicos, que envolve a ação das minhocas sobre o resíduo orgânico em conjunto aos microrganismos (ANTONIOLLI, 2002). A vermicompostagem é uma biotecnologia na qual se utilizam minhocas que digerem matéria orgânica e agregados de terra, provocando a sua degradação e produzindo o coprólito. O produto gerado da vermicompostagem possui nutrientes em maior concentração que o solo. Estando em estado mais avançado de decomposição, proporcionam uma produção acelerada de ácidos húmicos. A aceleração da degradação dos resíduos orgânicos ocorre pela ação das enzimas produzidas no tubo digestório das minhocas e da atividade de micro-organismos nele existentes, tais como bactérias, fungos, actinomicetos, algas e protozoários (EDWARDS, 1995).

Dentro do trato digestório da minhoca, o material do substrato sofre transformações, havendo decomposição de matéria orgânica e disponibilidade de nutrientes para as plantas (EDWARDS, 1995). Este processo apresenta vantagens quando comparado à compostagem, uma vez que diminui o tempo de obtenção do húmus, minimizando as perdas de nutrientes, além de possibilitar a obtenção de um material mais homogêneo (NDEGWA; THOMPSON, 2001).

Para que o processo de vermicompostagem ocorra, são necessários cuidados básicos, como ter matéria orgânica servindo de fonte para a alimentação das minhocas, bem como temperatura e umidade controlada. Como resultado dessa intensa digestão da matéria orgânica por esses organismos, haverá liberação de elementos químicos, como N, P, K, Ca e Mg, os quais deixam a forma orgânica, dita imobilizada, para passarem à forma de nutrientes para as plantas. Esta transformação é denominada mineralização da matéria orgânica (CARVALHO et al., 2009).

A qualidade do vermicomposto, em termos de concentração de nutrientes e efeito na produtividade das plantas, não pode ser generalizada porque depende de cada tipo de vegetal e da tecnologia empregada (TOGNETTI et al., 2005).

O vermicomposto necessita estar estabilizado para poder ser utilizado como adubo orgânico. Berna et al. (1996), consideram que com a relação C/N abaixo de 20 o vermicomposto encontra-se relativamente estável. De acordo com Paullus et al. (2000) e Kiehl (1995) a estabilização do material só é garantida quando a relação C/N do vermicomposto for inferior a 18/1, sendo que o material completamente humificado apresenta relação C/N próxima de 10/1 (KIEHL, 1985).

Conforme a legislação brasileira (MAPA, 2005), o vermicomposto para poder ser comercializado como fertilizante orgânico deve apresentar as seguintes características: matéria orgânica total (mínimo de 40%), N total (mínimo de 1%), pH (mínimo de 6,0), relação C/N (máximo de 18/1) e umidade (máximo de 50%).

Os benefícios do uso de vermicomposto no solo são bem documentados, incluindo o efeito direto das substâncias húmicas sobre o desenvolvimento e metabolismo de várias espécies de plantas (NARDI; PIZZEGHELLO; MUSCOLO; VIANELLO, 2002; FAÇANHA et al., 2002; SILVA; INNECO, 2001).

Portanto, a utilização de lodo de curtume como fonte de alimento para um processo de vermicompostagem pode ser uma alternativa viável de destinação final para esse resíduo. Porém, os efeitos sobre o solo, a água, a fauna e a flora devem ser estudados, além de aspectos econômicos desta prática.

2.6 Minhocas

As minhocas são animais que fazem parte da macrofauna edáfica, e compõem os ecossistemas terrestres (BARTLETT et al., 2010). Elas podem ingerir uma quantidade de substrato de duas a trinta vezes o seu próprio peso corporal por dia, e através do seu trato intestinal realizar importantes transformações químicas, microbiológicas do solo (LAVELLE; SPAIN, 2001).

2.6.1 Espécie de minhocas

Existem diferentes espécies de minhocas. *Eisenia andrei* (Bouché), *Eudrilus eugeniae* (Kinberg), *Perionyx excavatus* (Perrier) e *Perionyx sansibaricus* (Perrier) são as mais conhecidas para o processo de vermicompostagem (BUTT, 1993; EMMERLING; PAULSCH, 2001; TOGNETTI et al., 2005; KHWAIRAKPAM; BHARGAVA, 2009). E, devido à rápida taxa de crescimento, adaptabilidade às condições de cativeiro e alta taxa de multiplicação, a espécie mais utilizada pelos pesquisadores é a *Eisenia andrei*, também conhecida como vermelha-da-califórnia (ANTONIOLLI et al., 2002; BROWN; JAMES, 2007).

2.6.2 Fisiologia das minhocas

Silva (2010) avaliou a fisiologia das minhocas e observou que elas possuem o corpo dividido em anéis, separados por sulcos transversais. No primeiro segmento está localizada a boca da minhoca, onde a saliva umedece os alimentos, os quais passam pelo esôfago onde as glândulas calcíferas secretam carbonato de cálcio, que age como neutralizante sobre a acidez dos alimentos. O último segmento é o

ânus pelo qual é expelido o coprólito na forma de um composto orgânico rico em nutrientes e de fácil absorção pelas plantas.

2.6.3 Reprodução das minhocas

Como as minhocas são hermafroditas, a reprodução ocorre quando duas minhocas se justapõem com formação de um casulo 48 horas após a cópula. O casulo é preenchido por uma substância albuminoide do qual os embriões se nutrem. O casulo permanece de duas a três semanas no solo quando eclodem os ovos. Cada casulo contém 10 a 20 ovos, onde se desenvolvem de dois a três indivíduos (BIDONE, 2001).

2.7 Condições adequadas para vermicompostagem

2.7.1 pH

O pH adequado para um minhocário deve ser levemente ácido ou levemente alcalino (preferencialmente entre 5,0 a 9,0, pois em pH baixos há intolerância das minhocas, pois se as condições estiverem alteradas, elas tentam escapar do substrato ou morrem (GARCIA ; ZIDKO, 2006).

Estudos concluíram que a produção de CO₂ durante a vermicompostagem reduz o pH do substrato, desta forma o pH pode estar relacionado com a mineralização do N e P e a sua transformação em nitritos e nitratos, ortofosfatos e bioconversão da matéria orgânica em ácidos orgânicos (NDEGWA et al., 2000; YADAV; GARG, 2009). Dessa forma, há a necessidade de controlar o pH dos substratos.

2.7.2 Umidade

A umidade do solo é fundamental para o bom desenvolvimento das minhocas. Para Garcia e Zidko (2006) a umidade de 80% é a mais recomendada. Contudo para

Morselli (2009) indica que a umidade deve estar entre 40 e 50%, pois as minhocas respiram e excretam os resíduos através da pele.

2.7.3 Temperatura

Estudos realizados indicam que a temperatura adequada para a vermicompostagem deve ser entre 16 °C e 30 °C. As minhocas não resistem a grandes alterações de temperatura, sendo que temperaturas inferiores tendem a retenção do alimento no intestino das minhocas (MORSELLI, 2009).

2.8 *Allium fistulosum* L. (cebolinha)

Estudos realizados por Ronchi (2010) com *A. fistulosum* demonstraram a sua sobrevivência em ambientes contaminados por vários poluentes, tais como metais tóxicos.

Além da simplicidade, alta sensibilidade e baixo custo, os testes com *A. fistulosum* têm sido selecionados por alguns pesquisadores devido à alta correlação observada com os resultados de outros bioensaios. Esta característica é essencial para se acessar corretamente os riscos ambientais, bem como, para realizar extrapolações dos resultados obtidos para outras espécies (KRUGER, 2009).

Baseados em destinação adequada de lodo de curtume contendo cromo e do processo de vermicompostagem, se torna interessante avaliar o processo de decomposição do lodo, transformando-o em húmus e avaliar sua ação em plantações de cebolinhas (*A. fistulosum*).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Local do experimento

O experimento foi conduzido durante o período de fevereiro/2013 a setembro/2014, no laboratório do prédio 04 e na estufa agrícola do Centro Universitário Univates

3.2 Obtenção das amostras

As amostras de lodo de curtume contendo cromo foram obtidas no final do processo da etapa final do processo de curtimento de uma indústria curtidora da região do Vale do Taquari, Rio Grande do Sul. As minhocas foram obtidas dos minhocários pertencentes ao projeto de pesquisa do Centro Universitário UNIVATES, intitulado de “Bioprodução de hidrolisados proteicos e avaliação da vermicompostagem vertical em solos contaminados com metais pesados” do Centro Universitário e as sementes de cebolinha da espécie. *Allium fistulosum* lote nº 37111743673 marca: Tecnoseen, foram adquiridas de uma agropecuária local do Vale do Taquari, RS.

3.3 Teste de fuga ou ensaio de comportamento

O teste de fuga das minhocas foi realizado tendo como base o documento preliminar disponível da norma da *International Organization for Standardization*

(ISO, 2002 ou ISO - TC/190/SC 4/WG 2 nº 153 de 2003).

O teste teve como principal objetivo expor as minhocas simultaneamente a uma amostra de lodo teste (lodo de curtume) e um solo controle (Argissolo), avaliando assim o comportamento de fuga das minhocas. Para tal, foram utilizadas amostras de solos contendo lodo de curtume com cromo e de solos controles não contendo cromo.

Para o ensaio, os solos teste e o controle foram distribuídos em lotes com a quantidade necessária para as triplicatas (aproximadamente 1200 g de solo para cada triplicata).

Foram feitas as seguintes misturas:

Teste 1: 100% substrato

Teste 2: 20% de lodo cromado e 80% substrato

Teste 3: 40% de lodo cromado e 60% substrato

Teste 4: 50% de lodo cromado e 50% substrato

Teste 5: 60% de lodo cromado e 40% substrato

Teste 6: 80% de lodo cromado e 20% substrato

Teste 7: 100% de lodo cromado

Uma alíquota do solo foi retirada para análise da umidade e do pH. Um dia antes de o teste iniciar, a umidade foi corrigida com adição de água destilada até a umidade de 60% e pH ajustado com carbonato de cálcio (CaCO_3) até a neutralidade.

Após o ajuste dos parâmetros físicos, os testes de 1 a 7, anteriormente citados e o solo controle foram colocados no mesmo recipiente, em seções distintas, separadas por um divisor, formando dois compartimentos. Em um dos compartimentos foi colocado o solo teste e na outra seção foi colocado o solo controle.

Depois que as amostras foram acondicionadas no recipiente, o divisor foi retirado, formando uma linha onde foram colocadas 10 minhocas adultas.

O teste teve duração de 48h e foi mantida a temperatura de 20 ± 2 °C.

3.4 Produção do húmus

Após verificar qual mistura de lodo de curtume e solo foi o mais adequado para as minhocas se adaptarem ao meio, foram montados 18 minhocários em recipientes plásticos em formato retangular com dimensões 23 cm de comprimento, 15 cm de largura e 5,0 cm de altura, baseado em trabalho de Ribeiro et al. (2012).

Em nove dos minhocários foram adicionados 300 g de solo, 75 g lodo de curtimento na forma pastosa e 125 g de esterco de gado, como fonte de alimento para as minhocas. Nos minhocários restantes (controle), denominados “branco”, foi adicionado 375 g de solo e 125 g de esterco de gado

O solo, utilizado como substrato para a condução do experimento, representa um solo típico da região do Vale do Taquari (argissolo) e foi submetido à análise química. As análises de nitrogênio, carbono orgânico e densidade foram realizados em laboratórios de prestação de serviço e as análises de metais foram feitas por F AAS, conforme metodologia descrita em Tedesco et al. (1995), por meio da Espectrofotometria de Absorção Atômica com Chama (F AAS). Todas as amostras foram feitas em triplicata (TEDESCO et al., 1995). Os resultados da caracterização inicial do lodo e do solo são apresentados na Tabela 1.

Tabela 01 – Caracterização do solo da região do Vale do Taquari (argissolo) do lodo de curtume da indústria de curtimento, adicionados aos minhocários (processo de vermicompostagem)

Parâmetro	Solo	Lodo de Curtume
Carbono Orgânico	0,89 g kg ⁻¹	2,08 g kg ⁻¹
Cromo total	84,2 mg kg ⁻¹	9.772 mg kg ⁻¹
Densidade	1,21 g cm ⁻³	0,75 g cm ⁻³
pH	7,1	6,8
Umidade	26,2%	54,4%
Cádmio	1,01 mg kg ⁻¹	<LD*
Chumbo	9,24 mg kg ⁻¹	0,83 mg kg ⁻¹
Cobre	84,9 mg kg ⁻¹	17,5 mg kg ⁻¹

* LD: Limite de detecção do aparelho de Espectrofotometria de Absorção Atômica com Chama (LD para cromo total 0,01 mg kg⁻¹)

Fonte: elaborada pela autora.

Para cada condição de substrato utilizado nos minhocários (com lodo e sem lodo de curtume) foram inoculadas dez minhocas adultas de três espécies distintas (*Eisenia andrei*, *Eudrilus eugeniae* e *Perionyx excavatus*), conforme descrito abaixo, totalizando seis tratamentos. As minhocas foram previamente medidas e pesadas, visando à seleção de indivíduos adultos de massa semelhante.

- a) *Eisenia andrei*: três minhocários contendo lodo de curtume e três sem lodo.
- b) *Eudrilus eugeniae*: três minhocários contendo lodo e três sem lodo.
- c) *Perionyx excavatus*: três minhocários contendo lodo e três sem lodo.

Todos os recipientes foram identificados conforme a espécie de minhoca presente e presença ou não do resíduo. Estes foram cobertos com tampa perfurada de diâmetro 2,0 mm para evitar fugas, proteger contra predadores, temperatura e umidade.

Os minhocários (FIGURA 01) foram mantidos em local fechado, limpo e seco, sem luz direta e temperatura constante. Para manutenção da umidade dos tratamentos, diariamente foi realizada irrigação com água destilada. O experimento foi conduzido nos Laboratórios de Química do Centro Universitário UNIVATES.

Figura 01 – Minhocários montados para a vermicompostagem do lodo de curtume



Fonte: elaborada pela autora

3.5 Cultivo e avaliação do crescimento das mudas

Para a germinação e cultivo das mudas de *Allium fistulosum* L. (cebolinha), foram estabelecidos sete tratamentos com diferentes concentrações do húmus obtido da vermicompostagem do lodo de curtume sob a ação de três espécies de minhocas (*Ensenia andrei*, *Eudrilus eugeniae* e *Perionyx excavatus*). Assim, foram constituídos 21 tratamentos (TABELA 2), cada um com três repetições de três mudas, totalizando nove plantas por tratamento.

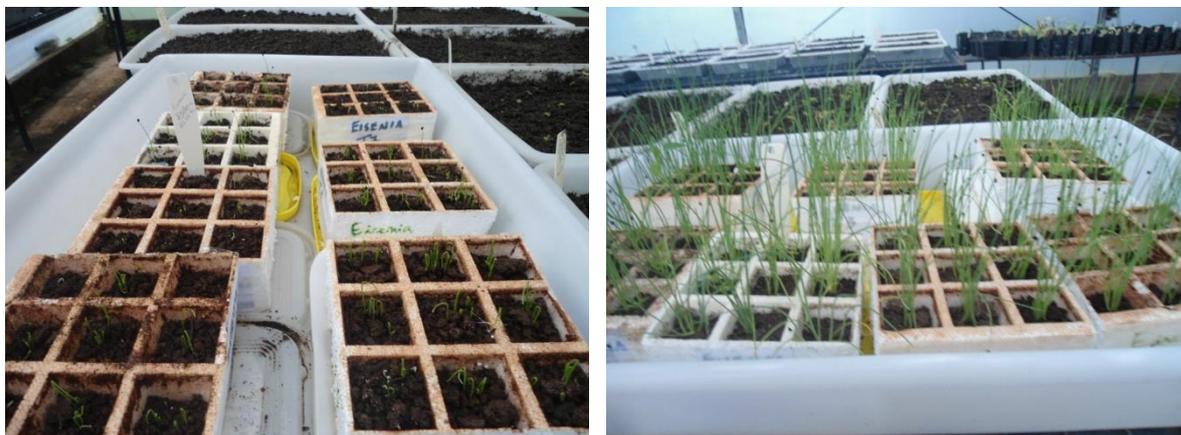
Tabela 02 – Descrição de cada um dos tratamentos utilizados para a germinação e cultivo de *Allium fistulosum* L. (cebolinha)

Tratamentos	Espécie de minhoca	Percentual de solo e de húmus utilizado (massa)
T1Ea	<i>Ensenia andrei</i>	100% substrato
T2Ea	<i>Ensenia andrei</i>	80% substrato e 20% húmus
T3Ea	<i>Ensenia andrei</i>	60% substrato e 40% húmus
T4Ea	<i>Ensenia andrei</i>	40% substrato e 60% húmus
T5Ea	<i>Ensenia andrei</i>	20% substrato e 80% húmus
T6Ea	<i>Ensenia andrei</i>	10% substrato e 90% húmus
T7Ea	<i>Ensenia andrei</i>	100% húmus
T1Ee	<i>Eudrilus eugeniae</i>	100% substrato
T2Ee	<i>Eudrilus eugeniae</i>	80% substrato e 20% húmus
T3Ee	<i>Eudrilus eugeniae</i>	60% substrato e 40% húmus
T4Ee	<i>Eudrilus eugeniae</i>	40% substrato e 60% húmus
T5Ee	<i>Eudrilus eugeniae</i>	20% substrato e 80% húmus
T6Ee	<i>Eudrilus eugeniae</i>	10% substrato e 90% húmus
T7Ee	<i>Eudrilus eugeniae</i>	100% húmus
T1Pe	<i>Perionyx excavatus</i>	100% substrato
T2Pe	<i>Perionyx excavatus</i>	80% substrato e 20% húmus
T3Pe	<i>Perionyx excavatus</i>	60% substrato e 40% húmus
T4Pe	<i>Perionyx excavatus</i>	40% substrato e 60% húmus
T5Pe	<i>Perionyx excavatus</i>	20% substrato e 80% húmus
T6Pe	<i>Perionyx excavatus</i>	10% substrato e 90% húmus
T7Pe	<i>Perionyx excavatus</i>	100% húmus

Fonte: elaborada pela autora.

As sementes de *Allium fistulosum* foram estabelecidas em bandejas isoladas individualmente com células de isopor com capacidade para 400 g de substrato (FIGURA 02) e mantidas em estufa agrícola do Centro Universitário UNIVATES por 60 dias. A umidade foi repostada diariamente com água destilada. Cada muda obtida da germinação das sementes identificada para possibilitar a comparação do desenvolvimento ao longo do período de crescimento.

Figura 02 – Bandejas com os diferentes tratamentos para cultivo do *Allium fistulosum* L. (cebolinha). A. Mudanças com 15 dias após a semeadura. B. Mudanças no 60 dias após a semeadura



A – 15 dias após a semeadura

B – 60 dias após a semeadura

Fonte: elaborada pela autora.

Para avaliação do crescimento das plantas, as variáveis utilizadas foram altura total, comprimento de raiz e de folhas, massa fresca e seca total da planta. A medida de comprimento de folhas e raízes foi obtida com o uso de paquímetro. Para avaliação da massa fresca, as plantas foram lavadas e então pesadas em balança analítica de precisão. Após, foram colocadas em estufa a 60 °C por dois dias para então ser realizada a determinação da massa seca. Todos os dados foram tabulados para a análise estatística.

3.6 Determinação de cromo nas misturas de solo e nas plantas

3.6.1 Análise de cromo no solo

Para verificar a concentração de cromo nos solos, foram coletadas alíquotas no 1° dia, 30° dia e no 60° dia de experimento. Para isso, as amostras foram retiradas as células e lavadas e acondicionados em recipientes de polietileno, foi feita a decomposição das amostras por via seca e determinação por F AAS, conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

As amostras de solo foram pesadas e colocadas no forno mufla a 550 °C

durante 4 horas colocou-se no dessecador para esfriar. Com auxílio de um bastão de vidro transferiu-se a amostra para um béquer de 250 mL e adicionou-se 10 mL de ácido nítrico (HNO_3) concentrado. Após, as amostras foram aquecidas, até redução do volume em aproximadamente 5 mL. Após, transferiu-se as amostras para balões volumétricos de 50 mL, e aferiu-se com água ultrapura para posterior determinação por F AAS e por comparação dos resultados, as análises foram analisadas também por espectrometria de emissão atômica de plasma acoplado indutivamente (ICP-OES), equipamento pertencente ao Laboratório Unianálises no Centro Universitário UNIVATES.

3.6.2 Análise de Cromo nas plantas

Para a determinação de cromo nas plantas, após o cultivo de 60 dias em estufa com temperatura e umidade controladas, as amostras foram identificadas, coletadas e lavadas para então ser obtida a massa fresca em balança de precisão. Após, raízes e caule com folhas foram separados e desidratados em estufas a 60 °C por 48h para obtenção da massa seca, conforme já descrito anteriormente. Posteriormente, o material seco foi acondicionado em cadinhos de porcelanas e inserido em forno tipo mufla e aquecido a 500 °C por 4h. Após realizou-se a diluição em ácidos da mesma maneira como foram preparadas as amostras de solo para a determinação de Cr por ICP OES.

3.7 Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos à análise da variância individual e conjunta dos resultados obtidos. Para tanto, foi utilizado o *Software* versão 21.0, pelo teste One Way ANOVA (de uma via), seguido do teste Tukey, para a construção dos gráficos, admitindo-se um nível de significância de $p < 0,05$ e um índice de significância ($p < 0,01$). Na análise conjunta, as variáveis consideradas foram comprimento das folhas, comprimento da raiz, altura das plantas, concentração de cromo na raiz e concentração de cromo nas folhas após a aplicação do lodo de curtume após vermicompostagem.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Determinação das características físico-químicas do lodo.

Após o teste de fuga, verificou-se que as minhocas se adaptaram ao meio até a mistura de 80% de solo e 20% de lodo de curtume. Proporções acima de 20% de resíduo de lodo de curtimento, foram letais para as minhocas.

A caracterização química inicial do lodo (TABELA 3) demonstrou que este, conforme a Resolução 375 do CONAMA (2006), estava impossibilitado de ser aplicado em área agrícola. Esta resolução apresenta requisitos mínimos de qualidade do lodo de esgoto ou produto derivado destinado à agricultura. O cromo total não deve apresentar mais de 1000 mg kg⁻¹ na base seca.

Tabela 03 – Análise de cromo antes e após a vermicompostagem (Limite de Detecção (LD) = 0,5 mg/kg por F AAS)

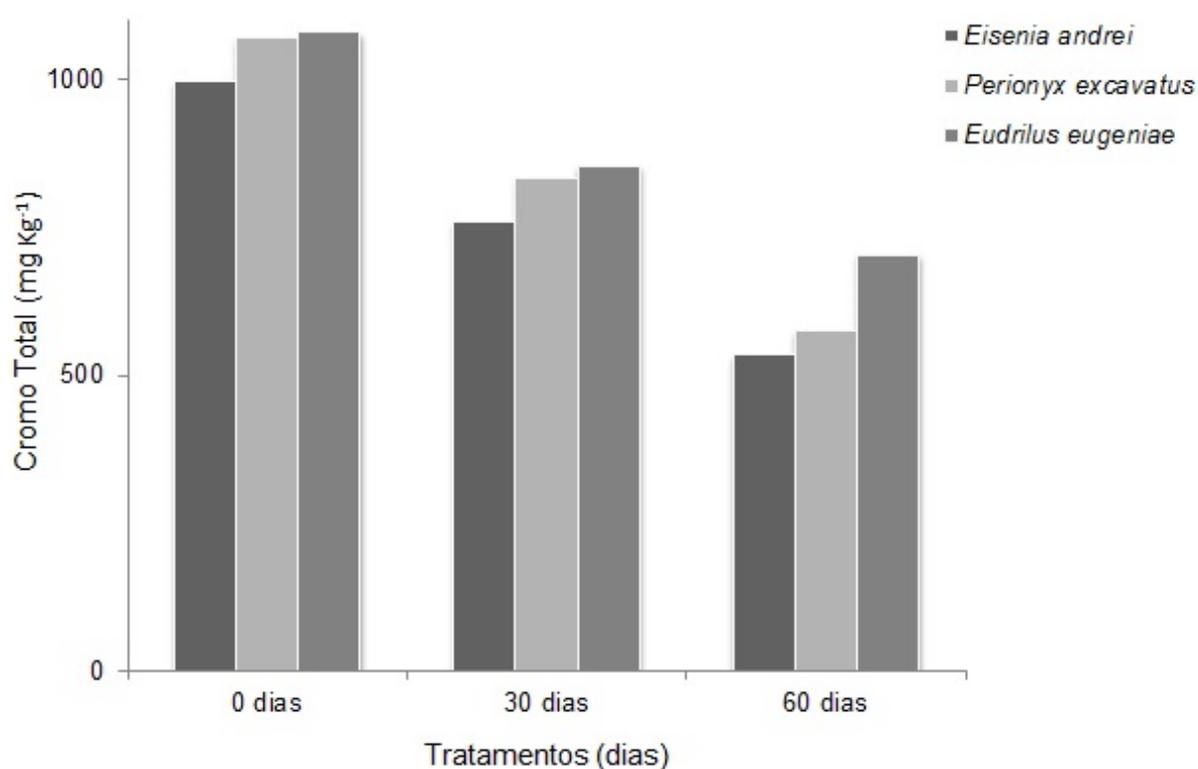
Parâmetro	Solo controle			<i>Eisenia andrei</i>			<i>Perionyx excavatus</i>			<i>Eudrilus eugeniae</i>		
	0 dias	30 dias	60 dias	0 dias	30 dias	60 dias	0 dias	30 dias	60 dias	0 dias	30 dias	60 dias
Cromo total (mg/Kg)	86	84	82	998	760	535	1070	835	575	1080	855	705

Fonte: elaborada pela autora.

Após a vermicompostagem, houve redução significativa do cromo total no composto. A concentração inicial de cromo no lodo de curtume + solo, nos três tratamentos com as minhocas era de aproximadamente 1000 mg kg⁻¹ e, após 60 dias de vermicompostagem, chegou a 535 mg kg⁻¹ no tratamento com a minhoca *Eisenia*

andrei. Observou-se que nos substratos dos minhocários com as espécies *Eisenia andrei* e *Perionyx excavatus*, a redução foi mais eficiente em relação ao substrato do minhocário da espécie *Eudrilus eugeniae* (FIGURA 03). No substrato das espécies *Eisenia andrei* e *Perionyx excavatus*, após o período de 60 dias de vermicompostagem, houve redução de aproximadamente 46%. No substrato da *Eudrilus eugeniae* a redução foi de 34,7%.

Figura 03 – Concentrações de cromo total no resíduo de curtume após processo de vermicompostagem pelas três espécies de minhoca (*Eisenia andrei*, *Perionyx excavatus* e *Eudrilus eugeniae*)



Fonte: elaborada pela autora.

Dabke (2013) também conseguiu redução de Cr em um estudo usando a vermi-remediação, ou seja, a utilização de espécies de minhocas tolerantes a ambientes contaminados (SINHA et al., 2011). No início do experimento de Dabke (2013), o nível de Cr no solo variava entre 192 mg kg⁻¹ e 194,17 mg kg⁻¹. Após a vermicompostagem ocorreu redução acentuada na concentração de Cr, pois passou de 4,54 e 113,21 mg kg⁻¹, além de boa sobrevivência das minhocas neste ambiente. Shamansouri et al. (2005), estudando o processo de vermicompostagem e bioacumulação de Cr, Cd, Pb, Cu, Zn com *Eisenia andrei*, concluíram que a

concentração de metais pesados diminuiu com o aumento do tempo de vermicompostagem, corroborando com este estudo.

Ademais, em consonância com os resultados obtidos no presente estudo, Antiquera e Almeida (2013) utilizaram a vermicompostagem como forma de estabilização do lodo, uma vez que o vermicomposto produzido por este processo pode ser incorporado em solos agrícolas. Neste estudo utilizou-se a compostagem horizontal e foram estabelecidos três tratamentos com diferentes espécies de minhocas e diferentes composições de lodo, solo e esterco bovino. Houve decréscimo na concentração de cromo após a vermicompostagem, pois a concentração que era, inicialmente, de 220 mg kg^{-1} , passou para aproximadamente 4 mg kg^{-1} . Estes resultados, considerando somente a concentração de Cr, poderia ser utilizada como fertilizante, conforme Resolução CONAMA 375 (2006).

No presente trabalho, além da avaliação da concentração do cromo total, foram realizadas análise de carbono orgânico e nitrogênio após o processo de vermicompostagem e, desta forma, garantir a qualidade do composto para aplicação na agricultura. Os resultados estão evidenciados na Tabela 04.

Tabela 04 – Análises de Carbono Orgânico, Nitrogênio Total e pH dos compostos após processo de vermicompostagem nos diferentes tratamentos com as minhocas *Eisenia andrei*, *Perionyx excavatus* e *Eudrilus eugeniae*

Parâmetro	Testemunha			<i>Eisenia andrei</i>			<i>Perionyx excavatus</i>			<i>Eudrilus eugeniae</i>		
	0 dias	30 dias	60 dias	0 dias	30 dias	60 dias	0 dias	30 dias	60 dias	0 dias	30 dias	60 dias
CO ¹	71,01	67,45	64,76	71,42	69,27	67,89	71,47	69,32	67,18	71,10	68,96	66,83
N Total ²	0,33	0,36	0,40	0,33	0,35	0,38	0,33	0,35	0,38	0,33	0,35	0,38
pH	6,5	6,5	6,5	6,5	7,2	7,4	6,5	7,1	7,4	6,5	6,7	6,8

¹ Carbono Orgânico, quantificado em mg kg^{-1} ; ² Nitrogênio Total, quantificado em mg kg^{-1}

Fonte: elaborada pela autora.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 04, pode-se verificar que não houve alterações significativas das amostras analisadas, após o processo de vermicompostagem. De acordo com Silva et al. (2012), é possível concluir que os

colóides orgânicos do vermicomposto têm habilidade em adsorver cátions, assim podendo depois cedê-los ou efetuar trocas. Essa capacidade de retenção de cátions pode gerar cargas negativas aumentando o pH do composto. Os valores de pH (5,0 e 9,0) estiveram na faixa de aceitação para a sobrevivência das minhocas (GARCI; ZIDKO, 2006).

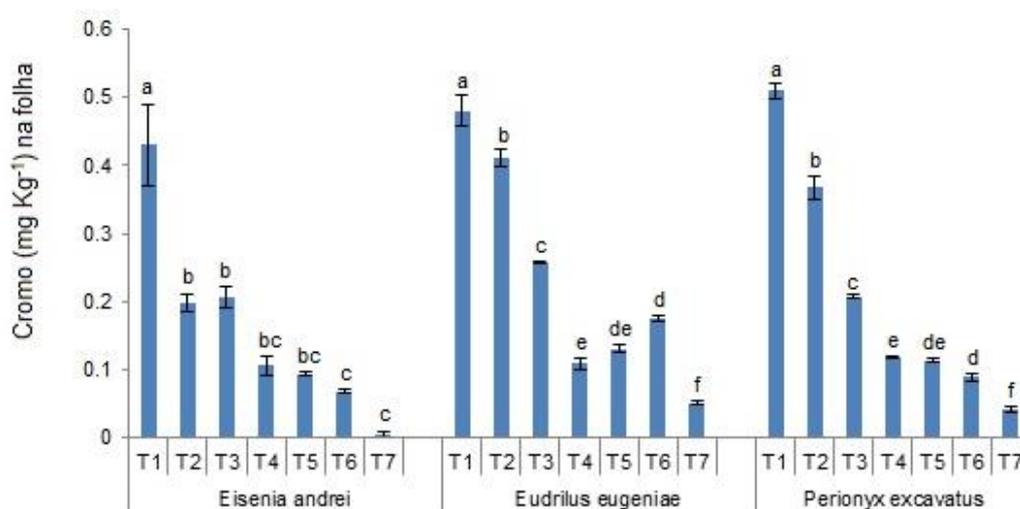
Não foi observada nenhuma diferença nos teores de carbono orgânico e nitrogênio total do início e do fim do experimento. Veras e Povinelli (2004), estudando vermicompostagem do lodo de lagoas de tratamento de efluentes industriais consorciada com composto de lixo urbano, também não observaram diferenças no teor de carbono orgânico durante o processo de vermicompostagem. Contudo, salienta-se que a relação C/N foi de 17/1, apresentando-se dentro da faixa considerada como vermicomposto estabilizado, uma vez que a relação C/N é o parâmetro tradicionalmente considerado para se determinar o grau de maturidade do composto e definir sua qualidade agrônômica. A relação C/N do vermicomposto estabilizado, pronto para ser utilizado como adubo, deve estar condicionada entre 15 e 20 para a utilização em culturas e índices superiores a 20 pode causar efeitos prejudiciais para as plantas (PAULUS, 2000; SILVA et al., 2011).

Dessa forma, os resultados mostram que a vermicompostagem pode reduzir a concentração inicial do cromo. Portanto, há possibilidade de as minhocas contribuírem para a redução da concentração de metais pesados no solo, podendo ser utilizadas como alternativa promissora de descontaminação dos solos (RIBEIRO et.al., 2012).

4.2 Avaliação da concentração de cromo em *Allium fistulosum* L. (cebolinha)

As Figuras 04 e 05, evidenciam os resultados do teor de cromo nas folhas das cebolinhas.

Figura 04 – Concentração de Cr nas folhas de *Allium fistulosum* após 60 dias de plantio (Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos dos substratos formados pela mesma espécie de minhoca)



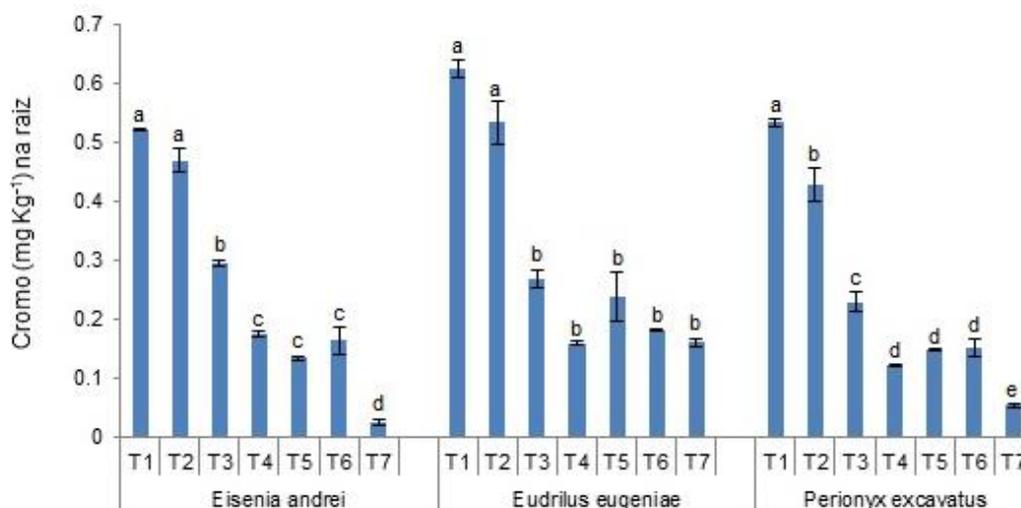
Fonte: elaborada pela autora.

A análise da presença de Cr nas folhas de *Allium fistulosum* mostrou que em T1 (sem húmus) das três espécies de minhoca houve maior absorção de cromo, uma vez que o solo já tinha concentrações de Cr. E, de acordo com o aumento no percentual do composto da vermicompostagem utilizado no substrato, houve redução da concentração de Cr nas folhas das plantas. É possível que a redução dos teores do metal nas folhas, esteja relacionada com o aumento da matéria orgânica do solo, que atua como imobilizador e regulador da disponibilidade do metal tóxico para as plantas (MARQUES et al., 2002).

De acordo com os resultados obtidos, houve diferença significativa da absorção do Cr de T1 para o T2 e a partir do tratamento T3 diminuiu significativamente o teor do metal praticamente pela metade nos três tipos de vermicompostos avaliados, oriundos da vermicompostagem das três espécies de minhocas. Os dados mostram que esta redução foi maior quando as mudas de cebolinhas foram cultivadas no húmus obtido da minhoca *Eisenia andrei*, pois já no T2 houve redução de 50% da concentração de Cr nas folhas, e os testes posteriores continuou ocorrendo decréscimo linear da presença do metal nas amostras.

Após, foi feita a análise de Cr nas raízes das plantas. Conforme a Figura 6:

Figura 05 – Concentração de Cr na raiz da planta após plantio de 60 dias (Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos dos substratos formados pela mesma espécie de minhoca)



Fonte: elaborada pela autora.

Assim como ocorreu nas folhas das cebolinhas, houve redução da concentração de Cr nas raízes, conforme foi aumentando a concentração do vermicomposto no solo das plantas. Porém, somente a partir de T3 houve diferença significativa para a redução do metal usando vermicomposto das espécies *Eisenia andrei* e *Eudrilus eugeniae*. Já para o vermicomposto oriundo da vermicompostagem com *Perionyx excavatus* houve diferença significativa de T1 para T2. Provavelmente isso ocorreu, devido à necessidade de mais matéria orgânica para estabilizar o Cr, uma vez que as raízes das cebolinhas estão diretamente em contato com o solo. A partir de T3 houve redução pela metade da concentração inicial do Cr. A redução da absorção de Cr pode ter ocorrido em função do aumento do húmus e, segundo trabalhos de Dominguez e Edwards (2004) o Cr poderia estar formando ligações do tipo complexas com os ácidos orgânicos existentes no húmus, assim, o Cr não ficaria biodisponível para a absorção pela raiz da planta. Dessa forma, segundo os resultados da Figura 05, conforme foi aumentando o teor de vermicomposto, houve a redução de absorção de Cr nas raízes, porém, há de se considerar que outros parâmetros de crescimento da raiz, caule, massa fresca e seca são importantes para avaliar o crescimento do vegetal e avaliar a condição mais adequada da adição do húmus para o cultivo de cebolinhas.

Silva et al. (2010) aplicaram lodos de curtume para a fertilização do vegetal

Capsicum ornamental, trabalharam com duas mistura, a primeira de 1% lodo de curtume, 3% de palha de cana de açúcar e 1% de esterco bovino e na segunda com 1% de lodo de curtume, 3% de palha de carnaúba e 1% de esterco bovino, nas proporções de 0%, 25%, 50%, 75% e 100% de lodo de curtume. Obtiveram como resultado um incremento no número de folhas e frutos, nas plantas da primeira mistura em comparação com as plantas da segunda mistura.

4.3 Avaliação do crescimento de *Allium fistulosum* L.

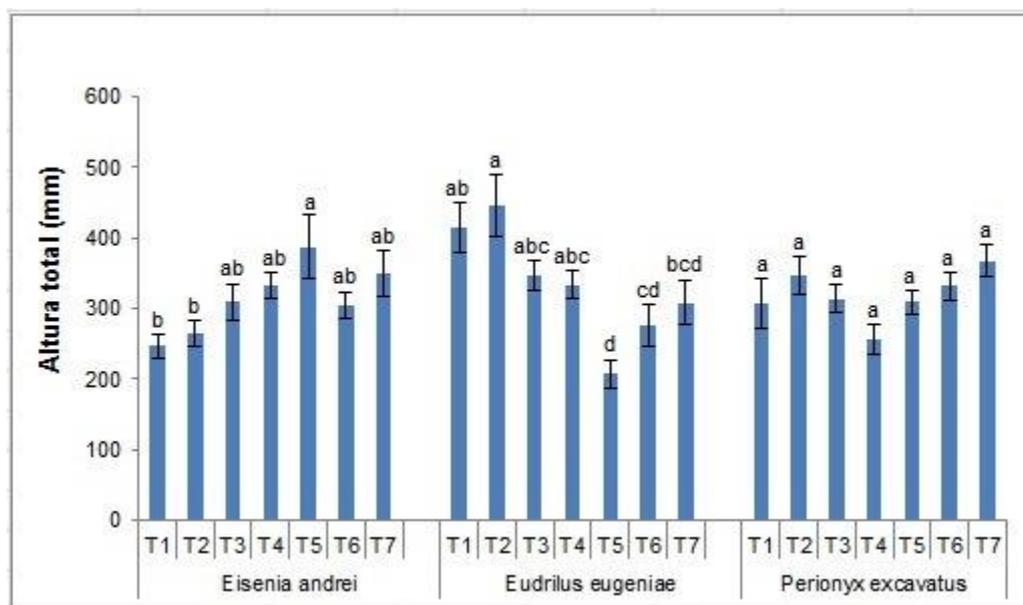
Os resultados da avaliação do crescimento de cebolinhas estão mostrados na Tabela 05 e na Figura 06.

Tabela 05 – Valores médios das variáveis de crescimento avaliadas em *Allium fistulosum* L. cultivadas em diferentes substrato com diferentes concentrações de húmus obtido da vermicompostagem de lodo de curtume, ao 60 dias

Tratamentos	Comprimento médio das plantas (mm)	Comprimento médio das raízes (mm)	Comprimento médio das folhas (mm)	Número médio de folhas	Massa fresca (g)	Massa seca (g)
T1Ea	246	121	125	2	2,29	1,61
T2Ea	264	129	135	2	2,42	1,58
T3Ea	308	136	172	2	2,66	1,64
T4Ea	332	149	165	2	2,68	1,60
T5Ea	387	168	198	2	2,93	1,72
T6Ea	305	163	123	2	2,77	1,64
T7Ea	349	176	152	2	3,33	1,80
T1Ee	413	188	204	2	3,05	1,77
T2Ee	445	216	205	2	3,58	1,84
T3Ee	346	123	209	2	2,29	1,65
T4Ee	333	142	175	2	2,43	1,75
T5Ee	208	108	87	2	2,19	1,90
T6Ee	275	135	124	2	2,16	1,76
T7Ee	308	118	176	2	2,20	1,76
T1Pe	307	157	148	2	2,53	1,76
T2Pe	347	161	168	2	2,57	1,63
T3Pe	314	173	120	2	2,66	1,69
T4Pe	256	135	105	2	2,18	1,56
T5Pe	309	134	160	2	2,32	1,57
T6Pe	332	146	169	2	2,46	1,62
T7Pe	367	188	157	2	3,14	1,93

Fonte: elaborada pela autora.

Figura 06 – Média de altura total das plantas de *Allium fistulosum* L. aos 60 dias após a semeadura (Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos dos substratos formados pela mesma espécie de minhoca)

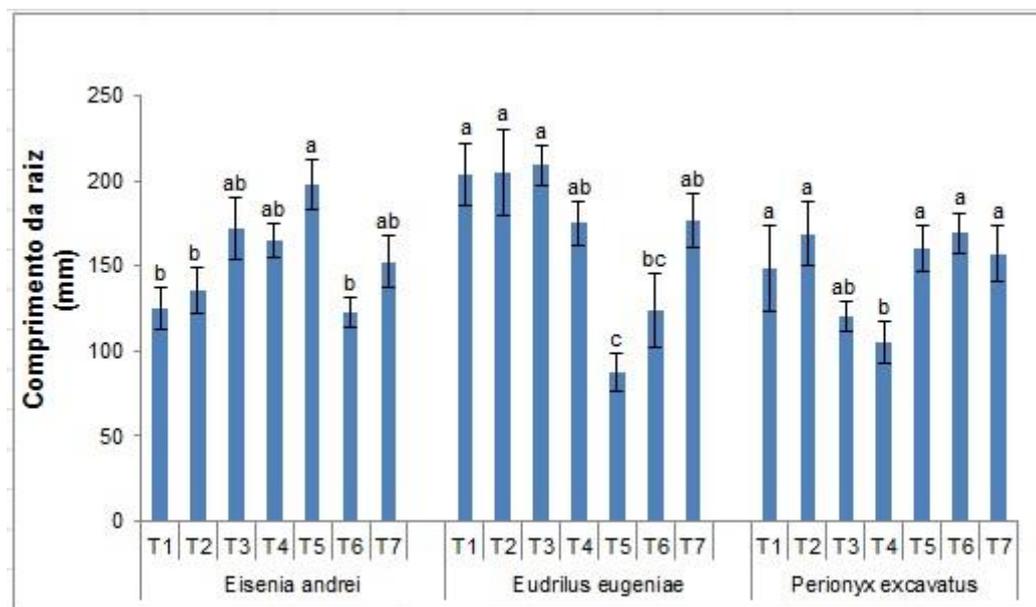


Fonte: elaborada pela autora.

Ao considerar os valores médios das variáveis avaliadas em cada um dos tratamentos de cada uma das espécies de minhocas (TABELA 05), houve maior crescimento (altura) em T2 (446 mm) da minhoca *Eudrilus eugeniae* (FIGURA 07). Considerando todos os tratamentos com o substrato da mesma espécie de minhoca, T2Ee diferenciou-se significativamente ($p < 0,05$) de T5Ee, T6Ee e T7Ee. A segunda maior altura (413 mm) foi obtida no tratamento T1Ee (sem húmus). Nos tratamentos com o húmus obtido da minhoca *Eisenia andrei*, em T5 as cebolinhas alcançaram a maior média de altura total (387 mm) e diferenciaram significativamente de T1 e T2, mostrando que a maior concentração do substrato desta espécie de minhoca favorece o crescimento da cebolinha, porém não ultrapassou a média obtida em T2Ee (446 mm). Nos tratamentos com o substrato da minhoca *Perionyx excavatus* não houve diferença significativa entre os tratamentos e as alturas (256 a 367 mm) foram inferiores aos tratamentos com as melhores médias (T2Ee, T1Ee e T5Ea).

Os resultados de crescimento da raiz das cebolinhas usando húmus oriundos das diferentes espécies de minhoca estão mostrados na Figura 07.

Figura 07 – Média do comprimento da raiz das plantas de *Allium fistulosum* L. aos 60 dias após a semeadura (Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos dos substratos formados pela mesma espécie de minhoca)



Fonte: elaborada pela autora.

Ao considerar somente o comprimento de raízes, T3Ee, T2Ee e T1Ee apresentam as maiores médias (209 mm, 205 mm e 204 mm, respectivamente), não diferindo significativamente entre si (FIGURA 07). Estes tratamentos foram seguidos por T5Ea, cujo comprimento foi de 198 mm. Os tratamentos T1Ee, T2Ee, T3Ee e T4Ee (175 mm) não diferem entre si, mas diferem de todos os demais ($p < 0,05$).

Nos tratamentos com a minhoca *Eisenia andrei*, T3 (172 mm), T4 (165 mm), T5 (198 mm) e T7 (152 mm) não diferem entre si ($p < 0,05$), porém diferem significativamente dos tratamentos T1, T2 e T6, cujas médias foram as menores (126, 135 e 123 mm, respectivamente). Tanto no comprimento de raízes quanto na altura total, os tratamentos com maior concentração do húmus, com exceção de T6, obtido de *E. andrei* houve maior média de crescimento nas plantas em cultivo.

Já nos tratamentos com o substrato formado pelo húmus de *Peryonix excavatus*, as médias foram menores ao comparar com os tratamentos das minhocas *E. andrei* e *E. eugeniae*. Entre estes tratamentos, somente T4, com a

menor média de comprimento, diferenciou de todos os demais ($p < 0,05$).

Araujo et al (2008), constataram, com relação ao acúmulo de nutrientes pelo milho, que as plantas cultivadas em solo com lodo de curtume apresentam aumento significativo de nitrogênio e fósforo, quando comparados com tratamentos sem adição deste resíduo. Porém não foram feitas análises de cromo no milho.

Kray et al (2008), avaliaram o efeito da aplicação de resíduos de curtume sobre plantas de milho e soja cultivadas em um argissolo vermelho. Os resultados indicam que o lodo de curtume pode contribuir para a neutralização da acidez do solo e pode constituir uma fonte de nitrogênio para as plantas. Porém testes de bioacumulação de cromo nos vegetais não foram feitos.

Gupta et al. (2010) misturaram lodo de curtume e cinzas de carvão nas proporções de 0%, 5%, 10%, 15%, 20%, 100% de lodo, sendo que a mistura 10% foi considerada adequada, devido ao melhor rendimento e menor acúmulo de metais nas semente de *B. Campestris*.

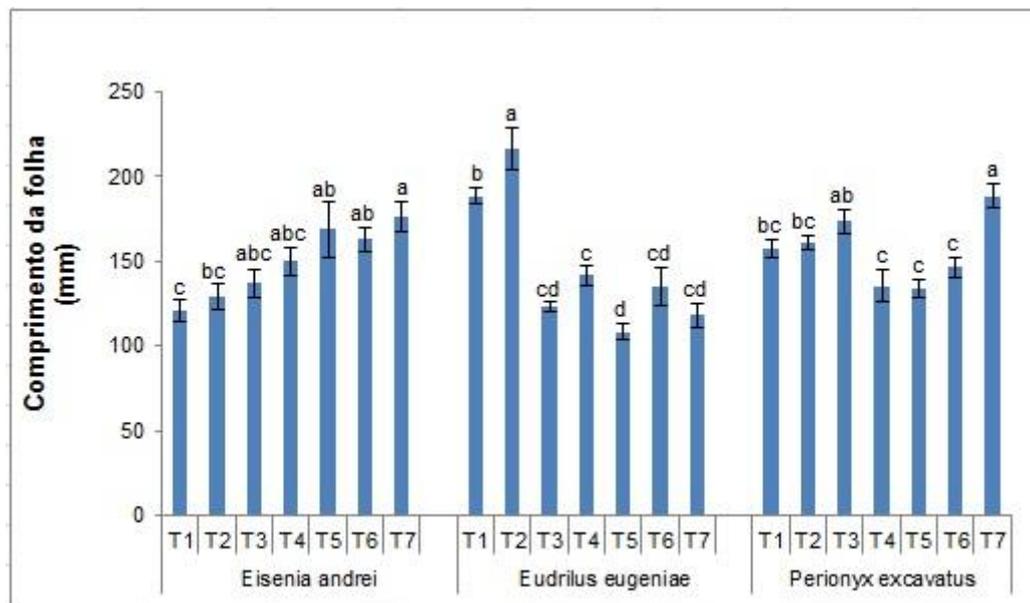
Shukla et al. (2011) avaliaram a planta *Eucalyptus tereticornis* em depósitos de lodo de curtume e constataram a redução da concentração do metal tóxico cromo em 70%, no solo, após um ano de estudo.

Costa et al. (2011), avaliou a vermicompostagem originária de resíduos de efluentes de frigorífico usando diferentes proporções desse efluente com casca de arroz. Após obtenção do biossólido foi usado como adubo para plantação de alface. Como resultados observaram aumento em torno de 40% crescimento das plantas nas quais foram incorporado somente o vermicomposto (mistura de efluentes de resíduo animal) aos solos.

Como foram evidenciados diferentes trabalhos supracitados, percebe-se que os metais ficam mais retidos nas raízes do que na parte aérea.

Os resultados de comprimento médio da maior folha aos 60 dias estão evidenciados na Figura 08.

Figura 08 – Comprimento das folhas aos 60 dias após a semeadura (Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos dos substratos formados pela mesma espécie de minhoca)

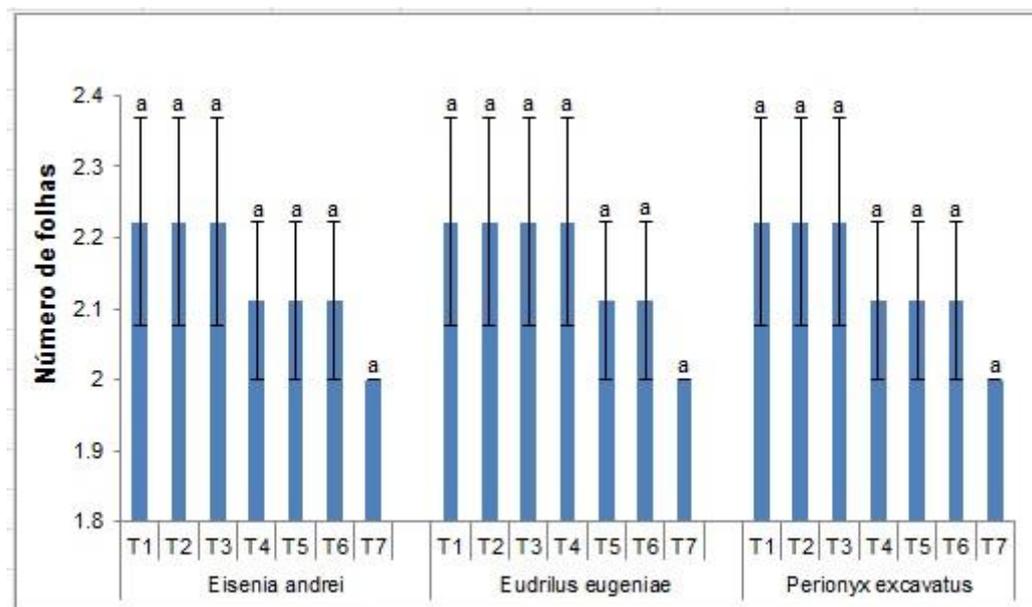


Fonte: elaborada pela autora.

O comprimento das folhas, considerando a maior folha, novamente em T2Ee houve maior média de comprimento (216 mm), diferenciando-se significativamente dos demais tratamentos da mesma espécie de minhoca (FIGURA 08). Nos tratamentos com *E. andrei*, os tratamentos T3, T4, T5, T6 e T7 apresentaram as maiores médias. Dentre estes, T5 e T7 apresentaram os maiores médias de comprimentos (169 e 176mm, respectivamente). Considerando os tratamentos com o húmus de *Perionyx excavatus*, os tratamentos T7 (188 mm) e T3 (173 mm), com os maiores valores de comprimento, não diferenciaram entre si, mas diferenciaram de todos os demais.

Em relação ao número de folhas ao final do experimento de 60 dias, a Figura 09 mostra os resultados.

Figura 09 – Número de folhas o final do experimento aos 60 dias após a semeadura (Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos dos substratos formados pela mesma espécie de minhoca)



Fonte: elaborada pela autora.

De acordo com o resultados (FIGURA 09), quanto ao número de folhas, nenhum dos tratamentos difere entre si mesmo considerando os tratamentos entre as diferentes espécies de minhocas e nem mesmo nos tratamentos controle. No entanto, nos tratamentos com as maiores concentrações de húmus, nas três espécies de minhocas, verifica-se que a quantidade de folhas diminuiu na medida em que aumentou a concentração de húmus.

Trigueiro e Guerrini (2003), avaliaram o crescimento de eucalipto durante 60 dias após semeadura, em meio contendo 80/20, 70/30, 60/40, 50/50 e 40/60 de bioossólido (originário de lodo de esgoto)/solo, respectivamente. Como resultados, as mudas com os tratamentos 50/50 e 40/60 de bioossólido/solo apresentaram os maiores crescimento em altura.

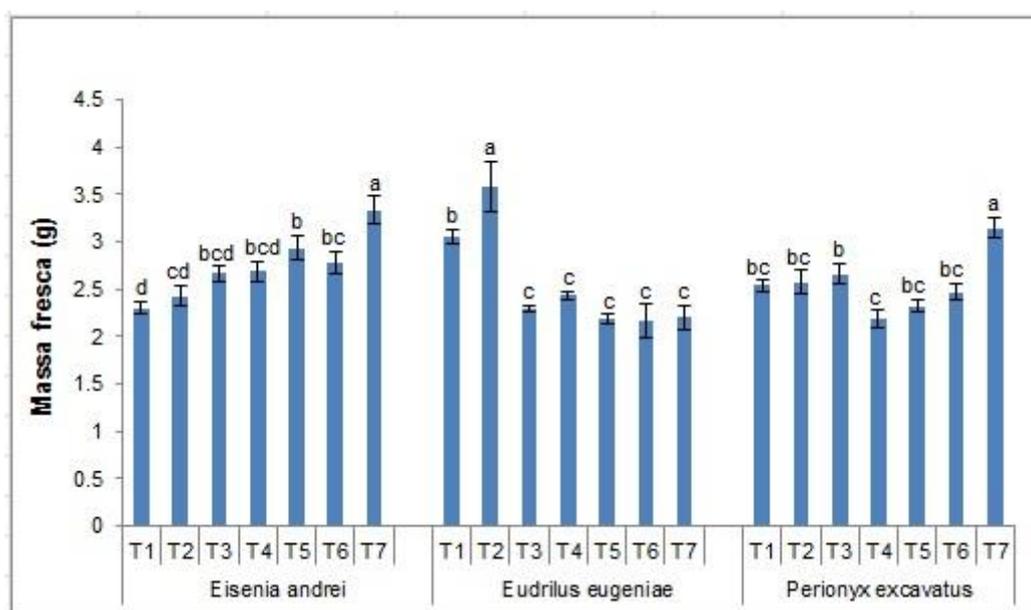
Araújo et al. (2008), avaliando a altura das plantas de milho após a aplicação de lodo de curtume e fosforita, nas seguintes proporções: 0/100%, 25/75%, 50/50%, 75/25% e 100/0% , respectivamente, durante 90 dias. Verificaram que houve um maior crescimento nas plantas que tinham 25/75% de lodo de curtume e fosforita em relação às plantas testemunhas. Os autores concluíram que este tratamento

mineralizou o nitrogênio mais lentamente e aumentou a disponibilidade do fósforo para as plantas crescerem.

De acordo com o artigo de Araújo e al. (2008), pode-se verificar que a condição do trabalho foi semelhante ao do presente trabalho proposto, sendo a melhor condição de lodo:solo de 20:80.

Quanto às medidas de massa fresca e massa seca, as Figuras 10 e 11 mostram os resultados.

Figura 10– Massa fresca das plantas no final do experimento aos 60 dias após a semeadura (Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos dos substratos formados pela mesma espécie de minhoca)

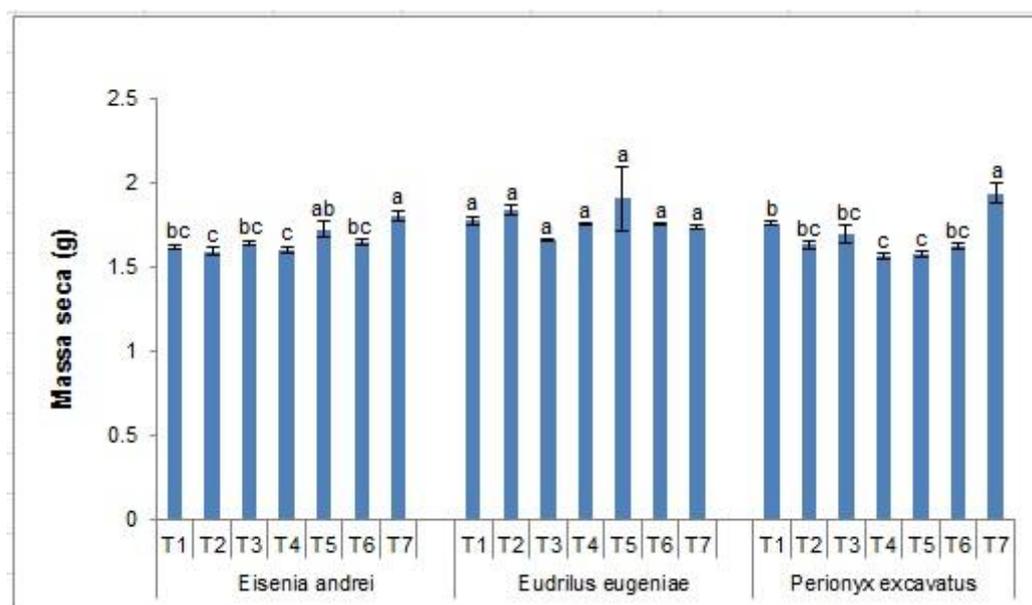


Fonte: elaborada pela autora.

A massa fresca de T7Ea (*E. andrei*) atingiu a maior média (3,34 g) entre os substratos da mesma espécie de minhoca e diferiu significativamente dos demais tratamentos, cujas médias foram menores (FIGURA 10). Ao considerar os substratos obtidos de *Eudrilus eugeniae*, T2Ee apresentou a maior média (3,58 g) e diferiu significativamente de todos os demais ($p < 0,05$). Além de ser a maior média entre os substratos da minhoca *E. eugeniae*, foi também a maior média dentre todos os tratamentos das três espécies de minhocas. Nos tratamentos com a minhoca *P. excavatus*, T7 atingiu a maior massa fresca (3,14 g) e diferiu significativamente dos demais tratamentos com a mesma espécie de minhoca. Apesar de ser a maior

média dentre os tratamentos da mesma espécie, esta média foi inferior às maiores médias obtidas nos tratamentos com *E. andrei* e *E. eugeniae*.

Figura 11 – Massa seca das plantas no final do experimento aos 60 dias após a semeadura (Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos dos substratos formados pela mesma espécie de minhoca)



Fonte: elaborada pela autora.

Os valores de massa seca indicam o quanto de biomassa foi produzida pela planta durante o período de cultivo. Verifica-se que os valores foram muito próximos entre todos os tratamentos das três espécies de minhoca (FIGURA 11). Nos substratos de *E. andrei*, T5 e T7 apresentaram as maiores médias (1,72 e 1,80, respectivamente). Não houve diferenças significativas entre os tratamentos com os substratos de *E. eugeniae* cujas médias variaram de 1,66 g a 1,91 g, este último alcançado em T7. Nos substratos de *P. excavatus*, a maior média de massa seca foi obtida em T7 (1,94 g) e diferiu significativamente dos demais tratamentos do grupo.

Nas Figuras 10 e 11 observa-se que os pesos de massa fresca e seca foram mais elevadas nas amostras dos tratamentos T4 a T7 na vermicompostagem oriunda da espécie *Eisenia andrei*. Na vermicompostagem da espécie *Eudrilus eugeniae*, os valores de massa fresca e seca foram mais elevados em T2. Com relação à vermicompostagem da espécie *Perionyx excavatus*, os tratamentos T1 a T3 e o tratamento T7 obtiveram maior massa fresca e seca. Os maiores teores de massa

fresca e massa seca refletem o teor de solo na adsorção de metais tóxicos pelo solo, uma vez que os solos mais tamponados resistem mais às perdas de metais em razão da absorção iônica estar diretamente relacionada aos maiores teores de solo (SILVA et al., 2003).

Trigueiro e Guerrini (2003), utilizando lodo de esgoto como biossólido na produção de mudas de eucalipto, observaram que a melhor condição de produção de matéria seca foi no tratamento utilizando 80/20 biossólido/solo.

Trabalhos realizados por Hoffmann et al. (2004) com arroz (*Oryza sativa*) em Argissolo vermelho-amarelo mostram que a concentração de metal cádmio na matéria seca de arroz foram inferiores aos encontrados na raiz, confirmando que a raiz atuou como um filtro para reter os metais.

De Lima et al. (2010), estudando o potencial de fitoextração do nabo forrageiro e da aveia preta em argissolo contaminado com cádmio, nas doses de 0, 4, 8, 12 e 24 mg de Cd kg aplicado na forma de sal inorgânico, observaram a redução de matéria seca das plantas. Houve uma redução de 81% da produção de matéria seca em relação ao testemunho, porém não foi avaliado o metal cromo.

O tratamento T2, oriundo da vermicompostagem da espécie *Eudrilus eugeniae*, esteve entre os tratamentos com as maiores médias das variáveis de crescimento, no entanto, considerando o teor de absorção de cromo em todos os testes dos três vermicompostos verificou-se que a redução do teor de cromo ocorreu com maior eficiência a partir do tratamento T5 do vermicomposto oriundo da minhoca *Eisenia andrei*. Cabe salientar que, no tratamento T6Ea, como houve um aumento na concentração de cromo na raiz e em alguns outros parâmetros ele não está de acordo com uma tendência dos resultados, pode ter ocorrido algum fator externo, como falta de água ou excesso de sol onde esse grupo estava localizado nas estufas.

Verificando o teor de cromo nas raízes e folhas das cebolinhas, percebe-se que quanto maior o teor de vermicomposto oriundo da espécie *Eisenia andrei* contido nos testes, menos Cr foi absorvido pelas plantas.

Nos tratamentos usando húmus das outras minhocas também ocorre redução

de Cr conforme aumenta a concentração do húmus no substrato, no entanto, as médias das variáveis de crescimento são inferiores às médias dos tratamentos com menos concentrações de húmus.

4.4 Análise das minhocas

Realizou-se testes com as minhocas, porém como a coleta das minhocas não foi feita adequadamente não pode-se afirmar que o cromo ficou absorvido na minhoca. Mas em virtude dos resultados comparando o início e o final do teor de cromo encontrado no lodo de curtume antes e após a vermicompostagem verificou-se a redução de em torno de 50%, sendo assim provavelmente o restante do cromo ficou absorvido nas minhocas.

5 CONCLUSÃO

Com bases nos resultados, pode-se concluir que os componentes do lodo de curtume, dentre eles, a presença de cromo foi prejudicial às minhocas nesse meio, dessa forma, a proporção de 20% de lodo e 80% de solo foi a mais adequada para prosseguir a vermicompostagem e aplicação deste húmus gerado nas cebolinhas.

Após o lodo de curtume ser processado na vermicompostagem, houve a redução do Cr, ficando dentro dos teores permitidos pela legislação para áreas agrícolas.

Em se tratando dos resultados de plantio, os teores de metal tóxico na raiz e na folha da cebolinha diminuíram com o aumento das doses do composto aplicado. Provavelmente isso ocorreu devido à presença de ácidos húmicos que podem ter complexado o metal, deixando-o menos biodisponível para as cebolinhas. Levando em consideração o teor de Cr, crescimento das plantas, e demais parâmetros avaliados, o tratamento a partir do T5Ea de todos os substratos oriundos de todas espécies de minhocas avaliadas foi considerada a condição adequada para o uso húmus em plantações de cebolinhas.

Dessa forma, a vermicompostagem pode ser utilizada para reduzir a biodisponibilidade do cromo total do lodo de curtume, nas proporções utilizadas neste estudo.

Estudos posteriores serão feitos como o intuito de avaliar as demais composições do lodo de curtume após vermicompostagem, avaliar a aplicação deste húmus em outros vegetais, bem como avaliar a especiação do metal.

REFERÊNCIAS

ABER, S.; SALARI D.; PARSA, M. R. Employing the Taguchi method to obtain the optimum conditions of coagulation–flocculation process in tannery wastewater treatment. **Chemical Engineering Journal**, n. 162, p. 127-34, 2010.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004 – Resíduos Sólidos – Classificação**. São Paulo: ABNT, 2004.

ALCÂNTARA, M. A. K; CAMARGO, O. A. Transporte de crômio trivalente influenciado pelo pH, horizonte do solo e fontes do crômio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 5, n. 3, 2001.

ALMEIDA, Alex-A. F. de et al. Tolerance and prospection of phytoremediator woody species of Cd, Pb, Cu and Cr. **Braz. J. Plant Physiol.**, v. 19, n. 2, June, 2007.

ALVES, W. L.; PASSONI, A. A. Composto e vermicomposto de lixo urbano na produção de mudas de oiti (*Licania tomentosa* (Benth.) para arborização. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 32, n. 10, p. 1053-1058,1997.

ANTIQUERA, J. M.; ALMEIDA, T. L. **Uso da vermicompostagem na biorremediação de lodo de esgoto**. Anais do 5º Simpósio de Tecnologia em Meio Ambiente e Recursos Hídricos – FATEC, Jahu, p. 184-195, 2013.

ANTONIOLLI, Z. I. et al. **Minhocultura e vermicompostagem**. Santa maria: Universidade Federal de Santa Maria: Departamento de Solos, 2002. 24p.

ANTONIOLLI, Z. I.; STEFFEN, J. P. K.; STEFFEN, R. B. Utilização de casca de arroz e esterco bovino como substrato para multiplicação de *Eisenia fétida* Savigny (1986). **Ciência agrotécnica**, v. 33, n. 3, p. 824-830, 2009.

AQUINO, A. M.; NOGUEIRA, E. M. Fatores limitantes da vermicompostagem de esterco suíno e de aves e influência da densidade populacional das minhocas na sua reprodução. Seropédica: **Embrapa Agrobiologia**, 2001. 10 p.

ARAÚJO, A. S. F., MONTEIRO, R. T. R. Plant bioassays to assess toxicity of textile sludge compost. **Sci. Agric.** p. 286 – 290, 2005.

ARAÚJO, A. S. F. de.; MONTEIRO, R. T. R.; CARVALHO, E. M. S. Effect of textile sludge composted on growth, nodulation and nitrogen fixation of soybean and cowpea. **Bioresource Technology**, Essex, v. 98, n. 5, p 1028-1032, 2007.

ARAÚJO, F. F. de; GIL, F. C.; TIRITAN, C. S. Lodo de esgoto na fertilidade do solo, nutrição de *Brachiaria decumbens* e na atividade de desidrogenase. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 39, n. 1, p. 1-6, 2009.

ARAÚJO, F. F. de; TIRITAN, C. S.; PEREIRA, H. M.; CAETANO JR., O. Desenvolvimento do milho e fertilidade do solo após aplicação do lodo de curtume e fosforita. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v. 12, n. 5, p. 507–511, 2008.

BARTLETT, M. D.; BRIONES, M. J. I.; NEILSON, R.; SCHMIDT, O.; SPURGEON, D.; CREAMER, R. E. A critical review of current methods in earthworm ecology: from individuals to populations. **Eur. J. Soil Biol.** v. 46, p. 67-73, 2010.

BARTLETT, R, J; KIMBLE, G. M. Behavior of chromium in soils I: trivalent forms.J. **Envirom. Qual.** 5, 379-383 1976a.

BARTLETT, R, J; KIMBLE, G. M. Behavior of chromium in soil II: hexavalent forms.J. **Envirom. Qual.** 5, 383-386 1976b.

BENITE, Anna M. C.; MACHADO, Sérgio de P.; BARREIRO, Eliéser. Considerações sobre a Química Bioinorgânica Medicinal. **Revista Eletrônica de Farmácia**, v. 4, n. 2, Goiânia, p. 131-142, 2007.

BIDONE, F. R. A. **Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais:** reciclagem e disposição final. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2001.

BORGES, J. D. **Efeitos do lodo de curtume nas culturas do milho e do capim braquiário Brachiaria brizanta cultivar Marandu em latossolo vermelho-amarelo.** Tese Doutorado em Agronomia – Universidade Federal de Goiás, Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Goiânia, 2003.

BROWN, G. G.; DOMINGUEZ, J. Uso das minhocas como bioindicadoras ambientais: princípios e práticas. **Acta Zoológica Mexicana**, v. 2, n. 26, p. 1-18, 2010.

BUTT, K. R. Utilization of soil paper-mill sludge and spend brewery yeast as a feed for soil-dwelling earthworms. **Bioresource Technology**, v. 44, p. 105-107, 1993.

CARVALHO, N. L. C.; BRUM, T. S., COTTA, J. A. O.; LIMA, E. N. Utilização de diferentes resíduos no processo de vermicompostagem e estudo da humificação. In: **Congresso Brasileiro de Resíduos Orgânicos.** Anais... Vitória-ES, Brasil, 2009.

CASTILHOS, D. D. **Alterações químicas e biológicas devidas à adição de resíduos de curtume e de cromo hexavalente ao solo**. 1998. 160f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.

CASTILHOS, D. D.; VIDOR, C.; TEDESCO, M. J. Redução do cromo em solo suprido com lodo de curtume e cromo hexavalente. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 5, n. 3, 1999.

CASTILHOS, D. D.; VIDOR, C.; TEDESCO, M. J. Redução do cromo em solo suprido com lodo de curtume e cromo hexavalente. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 5, n. 3, 1999.

CASTILHOS, D. D.; COSTA, C. N.; PASSIANOTO, C. C.; DE LIMA, A. C. R.; DE LIMA, C. L.; MULLER, V. **Adição de cromo hexavalente no crescimento, nodulação e absorção de nutrientes em soja**. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 31, n. 6, p. 969-972, 2001.

CASTILHOS, D. D.; VIDOR, C.; CASTILHOS, R. M. V. Atividade microbiana em solo suprido com lodo de curtume e cromo hexavalente. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 6, n. 1, 2000.

CEBOLINHA – VERDE. Disponível em: <<http://jperegrino.com.br/fitoterapia/cebolinha.htm>>. Acesso em: 23 dez. 2013.

CETESB – Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. (2007). **Áreas Contaminadas**. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/areas_contaminadas/Capitulo_X.pdf>. Acesso em: 20 dez. 2013.

CHEN, B. D.; LI, X. L.; TAO, H. Q.; CHRISTIE, P.; WONG, M. H. The role of arbuscular mycorrhiza in zinc uptake by red clover growing in a calcareous soil spiked with various quantities of zinc. **Chemosphere**, v. 50, p. 839-846, 2003.

CLASS, I. C.; MAIA, R. A. **Manual básico de resíduos industriais de curtume**. Porto Alegre: SENAI/RS, 1994.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). **Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006**. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>. Acesso em: 25 mai. 2009.

CONSEMA. **Resolução 128/2006**. Disponível em: <www.sema.rs.gov.br/resolucaoconsema128>. Acesso em 22 out. 2013.

COSTA, C. R. et al. Electrochemical oxidation of synthetic tannery wastewater in chloride-free aqueous media. **Journal of Hazardous Materials**, v. 180, p. 429-435, 2010.

DABKE, S. V. Vermi-remediation of Heavy Metal-Contaminated Soil. **Blacksmith Institute Journal of Health & Pollution**, v. 3, n. 4, p. 4-10, 2013.

Defesa Agropecuária (SDA). **Instrução Normativa SDA Nº 23 de 31 de agosto de** distribution in Oxisols amended with biosolid. In: **ASA/CSSA/SSSA ANNUA**

DOMINGUEZ, J., EDWARDS, C.A.. Vermicomposting organic wastes: a review. In: Hanna, S.H.S., Mikhail, W.Z.A. (Eds.), **Soil Zoology for Sustainable Development in the 21st Century**, Eigenverlag, Cairo, 2004, p. 369–395.

EDWARDS, C. A. Historical overview of vermicomposting, **Biocycle**, 1995.

EMMERLING, C.; PAULSCH, D. Improvement of earthworm (lumbriidae) community and activity in mine soils from open-cast coal mining by the application of different organic waste materials. **Pedobiologia**, v. 45, p. 396-407, 2001.

FAÇANHA, A. R.; OLIVARES, F. L.; VELLOSO, A. C. X.; BRAZ-FILHO, R.; SANTOS, G. A.; CANELLAS, L. P. Bioatividade de ácidos húmicos: efeitos sobre o desenvolvimento de prótons. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, p. 1301-1310, setembro, 2002.

FERREIRA, A. D. Q. O Impacto do cromo nos sistemas biológicos. **Química Nova**. Ribeirão Preto – SP, v. 25, n. 4, p. 572-578, 2002.

FERREIRA, A. S. **Efeitos da adição de resíduos de curtume e carbonífero nas plantas e no solo**. Porto Alegre, 1998 104f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.

FERREIRA, A. S.; CAMARGO, F. A. O.; TEDESCO, M. J.; BISSANI, C. A. Alterações de atributos químicos e biológicos de solo e rendimento de milho e sejo pela utilização de resíduos de curtume e carbonífero. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 755-763, 2003.

FIGUEIREDO, J. A. S.; PRODANOV, C. C.; DAROIT, D. Impacts of the globalized economy on the environment: the tanning industry in the Vale do Rio dos Sinos. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, 2010.

FILGUEIRA, F. A. R. **Novo manual de agrotecnologia moderna na produção e comercialização de hortaliças**. Viçosa: UFV, 402 p. 2000.

FONTES, P. C. R.; DIAS, E. N.; SILVA, D. J. H. Dinâmica do crescimento, distribuição de matéria seca na planta e produção de pimentão em ambiente protegido. **Horticultura Brasileira, Brasília**, v. 23, n. 1, p. 94-99, 2005.

GARCIA, F. R. M.; ZIDKO, A. **Criação de minhocas**: As operárias do húmus, 2006.

GAYLARD, C. C.; BELLINASSO, M. L.; MANFRIO G. P. Aspectos biológicos e técnicas da biorremediação de xenobióticos. **Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento**, Brasília, v. 8, n. 34, jan/jun. 2005.

- GUIMARÃES, F. V.; ECHER, M. M.; MINANI, K. Métodos de produção de mudas, distribuição de matéria seca e produtividade de plantas beterraba. **Hortic. Brs. Vol**, v. 20, n. 3, set, 2002.
- HAND, P.; HAYES, W. A.; FRANKLAND, J. C.; SATCHELL, J. E. Vermicomposting of cow slurry. **Pedobiologia**, v. 31, p. 199 – 209, 1988.
- HAROUN, M.; IDRIS, A.; OMAR, S. Analysis of heavy metals during composting of the tannery sludge using physicochemical and spectroscopic techniques. **Journal of Hazardous Materials**, v. 165, p. 111–119, 2009.
- HAY, R. K. M.; WALKER, A. J. **An Introduction to the physiology of crop yield**. UK: Longman Scientific & Technical. 1989.
- HEREDIA Z. N. A.; VIERIA, M. C; WEISMANN, M.; LOURENÇÃO, A. L. F. Produção e renda bruta de cebolinha e salsa em cultivo solteiro e consorciado. **Horticultura Brasileira**. v. 21, n. 3 Brasília July/Sept., 2003.
- HOLE, C. C.; BARNES, A.; THOMAS, T. H. SCOTT, P. A.; RANKIN, W. E. F. Dry matter distribution between the shoot and storage root of carrot (*Daucus carota* L.). I. Comparison of varieties. **Annual Botany**, v. 51, p. 175-187. 1983.
- HU, J. et al. Ecological utilization of leather tannery waste with circular economy model. **Journal of Cleaner Production**, v. 19, p. 221 – 228, 2011.
- ISO - International Organization for Standardization. **Avoidance Test for Testing the Quality of Soils and the Toxicity of Chemicals: test with earthworms**. Designation:ISO/TC 190/SC 4N 0238 DRAFT-2003.
- JORDÃO, C. P.; SILVA, A. C.; PEREIRA, J. L.; BRUNE, W. Contaminação por cromo de águas de rios provenientes de curtumes em Minas Gerais. **Química Nova**, v. 22, p. 9- 15, 1999.
- KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Ed. Agr. Ceres Ltda., 1985.
- KLUMPP, A. Variation of nutrient and metal concentrations in aquatic macrophytes along the Rio Cachoeira in Bahia (Brazil). **Environment International**,v. 28,p. 165-171, 2002.
- KONRAD, E. E.; CASTILHOS, D. D. Alterações químicas do solo e crescimento do milho decorrente da adição do lodo de curtume. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 257-265, 2002.
- KRAY, H. C. **Efeitos da aplicação e da reaplicação de resíduos carbonífero e de curtume no solo e nas plantas**. 2001. Dissertação de mestrado (Ciências do Solo) UFRGS, Porto Alegre, 2001.

KRÜGER, Rosangela A. **Análise da toxicidade e da genotoxicidade de agrotóxicos utilizados na agricultura utilizando bioensaios com Allium cepa.** Dissertação (Mestrado em Qualidade Ambiental) – Feevale, Novo Hamburgo/RS, 2009.

LANGE, L. C. et al. Estudo comparativo de metodologias para análise físico-químicas de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS JUNIOR, A.B. et al **Alternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para Pequenas Comunidades:** Coletânea de trabalhos técnicos. Rio de Janeiro: RiMa ABES, 104p, 2002.

LAVELLE, P.; SPAIN, A. V. **Soil ecology.** Dordrecht: Kluwer Academic, 2001.
MAKISHIMA, N. **O cultivo de hortaliças.** Brasília: EMBRAPA-CNPq: EMBRAPA-SPI, 1993.

MAKISHIMA, N. **O cultivo de hortaliças.** Brasília: EMBRAPA-CNPq: EMBRAPA-SPI, 1993.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental:** metais pesados, mitos, mistificação e fatos. São Paulo: Produquímica, 1994.

MARQUES, M. O.; MELO, W. J.; MARQUES, T. A. Metais pesados e o uso de biossólido na agricultura. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; ALÉM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O. **Biossólidos na agricultura.** 2. ed. São Paulo: ABES/SP, 2002. p. 365-403.

MERTZ, W. Chromium occurrence and function in biological systems. **Physiological Reviews**, Baltimore, v. 49, n.2, p.163-239, 1969.

MORSELLI, T. B. G. A. **Minhocultura.** Pelotas: Editora e Gráfica Universitária da UNIP, J. ; SEKIOZOIC, M. Effect of pre-composting on vermicomposting of kiche waste. **Bioresources Technology**, v. 16, p. 2091-2095, 2006.

NAIR, J.; SEKIOZOIC, M. Effect of pre-composting on vermicomposting of kiche waste. **Bioresources Technology**, v. 16, p. 2091-2095, 2006.

NARDI, S.; PIZZEGHELLO, D.; MUSCOLO, A.; VIANELLO, A. Physiological effects of humic substances on higher plants. **Soil Biology Biochemistry**, v. 34, p. 1527-1536, August 2002.

NDEGWA, P. M.; THOMPSON, S. A. Integrating composting and vermicomposting in the treatment and bioconversion of biosolids. **Bioresource Technology**. v. 76, p. 107-112, 2001.

NETTO, Eduardo. **Avaliação da toxicidade em organismos bioindicadores expostos à drenagem ácida de mina de carvão antes e após o seu tratamento com sedimentos gerados em estação de tratamento de efluentes**, 2010.

PAULUS, G.; MULLER, A. M.; BARCELLOS, L. A. R. **Agroecologia aplicada: praticas e métodos para uma agricultura de base ecológica**. Porto Alegre: EMATER/RS, 2000. p. 86.

PEIXOTO, R. T. dos G.; ALMEIDA, D. L. de; FRANCO, A. A. Compostagem de lixo urbano enriquecido com fontes de fósforo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 24, p. 599-606, 1989.

PEIXOTO, R. T. dos G.; ALMEIDA, D. L. de; FRANCO, A. A. Compostagem de lixo urbano enriquecido com fontes de fósforo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 24, p. 599-606, 1989.

PIRES, F. R.; SOUZA, C.M.; SILVA, A.A.; PROCÓPIO, S.O.; FERREIRA, L.R.; Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. **Planta daninha**. p. 335 – 341, 2003.

Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Faculdade de Agronomia, RAI, D.; EARY, L.; ZACHARA, E. **Environmental chemistry of chromium. Science of Total Environment**, Amsterdam, v. 86, p. 15-23, 1989.

RAI, D.; EARY, L.; ZACHARA, E. **Environmental chemistry of chromium. Science of Total Environment**, Amsterdam, v. 86, p. 15-23, 1989.

RIBEIRO, R.; HOEHNE, L.; CARLESSO, W. M.; ETHUR, E. M.; STULP, S. A absorção de cobre por minhocas da espécie *Eisenia andrei* em solos e húmus contaminados. **Destaques Acadêmicos**, v. 4, p. 31-39, 2012.

RICHARD, F. C.; BOURG, A. C., M. Aqueous Geochemistry of Chromium: a Review, **Wat. Res.**, v. 25, n. 7, p. 807-816, 1991.

ROCCA, A. C. C. **Resíduos sólidos industriais**. 2. ed. São Paulo: Cetesb, 1993.

RODRIGUES R. R.; FILHO, H. F. L. **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. 2 ed. São Paulo: Editora da universidade de São Paulo, 2004.

RODRIGUES, M. A. S. Application of photoelectrochemical and electro dialysis treatment for the recovery and reuse of water from tannery effluents. **Journal of Cleaner Production**, v. 16, p. 605 – 611, 2008.

RONCHI, Helen N. **Avaliação da eficiência do uso de rejeito de mineração de carvão para o tratamento de águas da bacia hidrográfica do rio urussanga (sc), utilizando *Allium cepa* L. como organismo bioindicador**. TCC (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2010 Disponível em: <<http://www.bib.unesc.net/biblioteca/sumario/00004D/00004D17>

SAMANTARAY, S.; ROUT, G. R.; DAS, P. Role of chromium on plant growth and metabolism. **Acta Physiology Plant.**, v. 20, p. 201-212, 1998.

SANTOS, E. A., FERREIRA, L. R. Fitorremediação do herbicida Trifloxysulfuron Sodium. **Planta Daninha**, p. 233-330, 2004.

SANTOS, J. A.; NUNES, L. A. P. L.; MELO, W. J.; ARAÚJO, A. S. F. Tannery sludge compost amendment rates on soil microbial biomass in two different soils. **European Journal of Soil Biology**, v. 1, p. 146-151, 2011.

SCHIRMER, G. K. **Utilização do lodo de esgoto na Vermicompostagem e como substrato para a produção de mudas de pinus (*Elliottii engelm*)**. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, 2010.

SHAHMANSOURI, M. R.; POURMOGHADAS, H.; PARVARESH, A.R.; ALIDADI, H. Heavy Metals Bioaccumulation by Iranian and Australian Earthworms (*Eisenia fetida*) in the Sewage Sludge Vermicomposting. **Iranian J Env Health Sci Eng**, v. 2, n. 1, p. 28-32, 2005.

SHARMA, A.; BHATTACHARYYA, K. G. Adsorption of chromium(VI) on Azadirachtandica (Neem) leaf powder. **Kluwer Academic Publishers**, v. 10, p. 327-338, 2004.

SILVA, J. M. M.; INNECCO, R. Substrato para produção de mudas de pimentão. In: **Congresso Brasileiro de Olericultura**. Brasília, Anais. Brasília, ABH, v. 41, p. 215 – 298, 2003.

SILVA, P. R. D.; LANDGRAF, M. D.; ZOZOLOTTO, T. C.; REZENDE, M. O. O.; PELATTI, I. Estudo preliminar do vermicomposto produzido a partir de lodo de esgoto doméstico e solo. **Eclética Química**. São Paulo, v. 35, n. 3, p. 61 – 67, 2010.

SILVA, P. R. D.; LANDGRAF, M. D.; E REZENDE, M. O. O. Acompanhamento químico da vermicompostagem de lodo de esgoto doméstico. **Química Nova**, v. 34, n. 6, p. 956-961, 2011.

SILVEIRA, M. L. A. et al. Biosolids and heavy metals in soils. **Scientia Agrícola**, Piracicaba. v. 60, n. 4, p. 793-806, 2003.

SILVEIRA, M. L. A.; CHANG, A. C.; ALLEONI, L. R. F. Effect of pH and Cd distribution in Oxisols amended with biosolid. In: **ASA/CSSA/SSSA ANNUAL MEETING**, Denver, 2003, 338p.

SINGH, A.; SHARMA, S. Composting of a crop residue through treatment with microorganisms and subsequent vermicomposting. **Bioresource Technology**, v. 85, p. 107-115, 2002.

SINHA, R. K.; SINGH, P. K.; VALANI, D.; AGARWAL, S. Earthworms Vermicompost: An Economically Viable and Environmentally Sustainable Alternative to Destructive Chemical Fertilizers: Some Experimental Studies on Potted & Farmed Cereal & Vegetable Crops // *Advances in Environmental Research*. N.Y. (USA): **NOVA Science Publishers**, 2011.

SMITH, S.R. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. **Environ. Int.** 35, 2009, 142–156.

SMITS, E. P. Phytoremediation. **Annual Review Plant Biology**, v. 56, p. 15-39, 2005.

STEFFEN, G. P. K. **Substratos à base de casca de arroz e esterco bovino para a multiplicação de minhocas e produção de mudas de alface, tomateiro e boca-de-leão**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2008.

STOMBERG, A. L.; HEMPHILL, D. D.; VOLK, V. V. Yield and elemental concentration of sweet corn grown on tannery waste-amended soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 13, p. 162-166, 1984.

TAVARES, S. R. L.; OLIVEIRA, S. A.; SALGADO, C. M. Avaliação de Espécies Vegetais na Fitorremediação de Solos Contaminados por Metais Pesados. **Holos**, v. 5, p. 80-97, 2013.

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.

TEIXEIRA, J. A. O. S. **Descarte de resíduo de curtume no solo**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1981.

TOGNETTI, C.; LAOS, F.; MAZZARINO, M. J.; HERNANDES, M. T. Composting vs. vermicomposting: a comparison of end product quality. **Compost Science & Utilization**, v. 13, p. 6-13, 2005.

TOGNETTI, C.; MAZZARINO, M. J.; LAOS, F. Cocomposting biosolids and municipal organic waste: effects of process management on stabilization and quality. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 43, p. 387-397, 2007.

UETA, J.; PEREIRA, N. L.; SHUHAMA, I. K.; CERDEIRA, A. L. Biodegradação de herbicidas e biorremediação: microrganismos degradadores do herbicida atrazina. **Biotecnologia**, Brasília, 10:10-13, 1999.

VERAS, L. R. V.; POVINELLI, J.; A Vermicompostagem do lodo de lagoas de tratamento de efluentes industriais consorciadas com composto de lixo urbano. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro: ABES. v. 9, n. 3, p. 218-224, jul./set. 2004.

VIANA, E. M. **Fitoextração em solo contaminado com metais pesados** (Tese de Doutorado) USP – Piracicaba, São Paulo, 2011.

VIG, A. P. et al. Vermicomposting of tannery sludge mixed with cattle dung into valuable manure using earthworm *Eisenia fetida* (Savigny). **Bioresource Technology** (2011).

VIGGIANO, J. **Produção de sementes de alface**. In: CASTELLANE, P.D.; NICOLOSI, W.M.; HASEGAWA, M. (Ed.). **Produção de sementes hortaliças**. Jaboticabal: FCAV/FUNEP, 1990, p. 1-13.

YADAV, A.; GARG, V. K. Feasibility of nutrient recovery from industrial sludge by vermicomposting technology. **Journal of Hazardous Materials**, v. 168, p. 262-268, 2009.

ZUPANCIC, G. D.; JEMEC, A. Anaerobic digestion of tannery waste: Semi-continuous and anaerobic sequencing batch reactor processes. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 26-33, 2010.