

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE TECNOLOGIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Michele Lusa Balbinot

**FITORREMEDIÇÃO DE COBRE EM SOLO CONTAMINADO POR
REJEITO DE MINERAÇÃO BENEFICIADO COM BIOCHAR E
COMPOSTO ORGÂNICO**

Santa Maria, RS
2022

Michele Lusa Balbinot

**FITORREMEDIÇÃO DE COBRE EM SOLO CONTAMINADO POR REJEITO DE
MINERAÇÃO BENEFICIADO COM BIOCHAR E COMPOSTO ORGÂNICO**

Projeto de Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Ambiental**.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Andressa de Oliveira Silveira
Coorientador: Dr. Natielo Almeida Santana

Santa Maria, RS
2022

Lusa Balbinot, Michele

Biochar e composto orgânico utilizados para aumentar a fitorremediação de cobre em solo contaminado por rejeito de mineração / Michele Lusa Balbinot.- 2023.
81 p.; 30 cm

Orientadora: Andressa de Oliveira Silveira
Coorientador: Natíelo Almeida Santana
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, RS, 2023

1. Fitorremediação 2. Avena strigosa 3. Cobre 4. Biochar 5. Composto Orgânico I. de Oliveira Silveira, Andressa II. Almeida Santana, Natíelo III. Título.

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

Declaro, MICHELE LUSA BALBINOT, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Dissertação) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

Michele Lusa Balbinot

**FITORREMEDIAÇÃO DE COBRE EM SOLO CONTAMINADO POR REJEITO DE
MINERAÇÃO BENEFICIADO COM BIOCHAR E COMPOSTO ORGÂNICO**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Ambiental**.

Aprovado em 09 de novembro de 2022:

Andressa de Oliveira Silveira, Dra. (UFSM)
(Presidente/Orientador)

Natielo Almeida Santana, Dr. (UFSM)
(Coorientador)

Bárbara Estevão Clasen, Dr. (UFSM)

Danni Maisa da Silva, Dra. (UERGS)

Santa Maria, RS
2022

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus pela vida, por me proporcionar encontrar tantos caminhos e em cada um deles cruzado com pessoas e oportunidades incríveis. Por ter me dado a honra de poder vivenciar a magia de um mestrado.

Agradeço, de todo meu coração a meus pais, Domingos Balbinot e Fabiana Lusa por todo o apoio, amor e carinho, compreensão e ensinamentos durante toda minha jornada acadêmica. Pelo amparo, proteção, auxílio, e por terem me proporcionado poder viver essa experiência única e maravilhosa.

Um agradecimento mais que especial para minha irmã, Bruna Lusa Balbinot, por sempre ter me auxiliado na caminhada acadêmica, por ter sido minha companheira dia a dia, por muitas vezes ter me consolado e me ajudado a seguir em frente, por ser uma fonte de inspiração diária, sem ela, essa conquista não seria possível.

Ainda, agradeço toda minha família, por sempre estarem ao meu lado, mesmo de longe, mas sempre de um jeito especial, apoiando, ajudando e incentivando a ser melhor a cada dia. Essa conquista é de todos eles também.

Ao meu namorado, Casso Luiz Damini, por sempre se fazer presente, por cada palavra de apoio, por ter sido compreensivo, amigo, companheiro, por ter sempre as palavras certas no momento certo. Obrigada sempre estar ao meu lado e me dar força para continuar.

A minha orientadora Prof^ª. Dra. Andressa de Oliveira Silveira, por ter me apoiado em toda minha jornada acadêmica, por ter me recebido como orientada, pela oportunidade de construir este trabalho, por me transmitir conhecimentos, por ser tão competente e cuidadosa. Toda sua supervisão, desde a iniciação científica, me tornaram a profissional de hoje. Isso tudo é parte de um sonho, obrigada por fazer parte dele.

Meu agradecimento mais que especial ao Dr. Natielo Almeida Santana. Você foi muito mais que um coorientador, foi um grande amigo, em todos os momentos. Não tenho palavras para descrever o quanto foste importante para mim, o quanto me ajudaste, o quanto me ensinou e auxiliou em todo o decorrer do projeto. Você é parte da alma desse estudo. Tenho a maior admiração por ti, pelo teu trabalho, pela tua dedicação, pela paciência comigo, e por sempre estar disponível para me ajudar. Você foi um grande presente para mim, além de ter sido um grande prazer ter convivido contigo nessa jornada. Você foi essencial. Você é especial. Te admiro.

A banca de defesa, agradeço por aceitarem o convite, por contribuírem de forma a aumentar a qualidade deste trabalho, pelas críticas e sugestões feitas ao texto.

Agradeço a Universidade Federal de Santa Maria por ter me proporcionado viver os melhores anos da minha vida, de muito conhecimento, aprendizado, companheirismo e desenvolvimento pessoal, e por realizar grandes sonhos em uma grande universidade.

A todos aqueles que, de alguma forma, auxiliaram na realização deste trabalho, deixo meu agradecimento e o desejo de sucesso, independente do caminho que tenham escolhido.

A todos, meu muito obrigada por tudo!

RESUMO

FITORREMEDIAÇÃO DE COBRE EM SOLO CONTAMINADO POR REJEITO DE MINERAÇÃO BENEFICIADO COM BIOCHAR E COMPOSTO ORGÂNICO

AUTORA: MICHELE LUSA BALBINOT

ORIENTADORA: PROF^a. DR^a. ANDRESSA DE OLIVEIRA SILVEIRA

Em áreas de depósitos de rejeitos de mineração de Cu ocorre a concentração deste elemento o que resulta em graves problemas ambientais. O Cu é um metal pesado que não apresenta degradabilidade ambiental, acumulando-se em diversos compartimentos ambientais. O acúmulo de Cu no solo apresenta alto potencial de toxidez às plantas e contaminação do ambiente, principalmente em áreas arenosas, impactadas por rejeitos de mineração. A fitorremediação é uma técnica que utiliza plantas para reduzir contaminantes no solo. A fitorremediação pode ser favorecida pela adição de amenizantes no solo que possuem a capacidade de reduzir o efeito tóxico dos metais às plantas. O biochar é um produto que apresenta potencial de imobilizar metais pesados, como o Cu, podendo ser utilizado como amenizante. O biochar é um composto rico em C, obtido através da decomposição térmica da biomassa, sendo um produto com viés para o reaproveitamento de resíduos. Outro produto com potencial uso como amenizante é o composto orgânico, obtido através do processo de compostagem. Nesse contexto, o objetivo do estudo é avaliar se a adição do biochar e do composto orgânico possui capacidade de reduzir a disponibilidade e fitotoxicidade de Cu em solo oriundo de uma área impactada por rejeito de mineração e aumentar a fitorremediação de Cu por *Avena strigosa*. Os experimentos foram conduzidos em casa de vegetação para o cultivo de *Avena strigosa*. O solo foi coletado em área impactada pelo rejeito de mineração de Cu, no município de Caçapava do Sul/RS. Foi adicionado ao solo dois amenizantes, biochar de casca de arroz e composto orgânico. O experimento foi realizado em esquema fatorial 2x4, com 6 repetições totalizando 48 unidades experimentais. Foi avaliado a disponibilidade de Cu e de outros nutrientes na fase sólida e na solução do solo, o acúmulo de Cu e de outros nutrientes na parte aérea e nas raízes, o crescimento vegetal e a fitotoxicidade deste metal pesado. Os resultados mostraram que a aplicação de composto favoreceu o crescimento da planta, que se apresentaram com um melhor estado nutricional, e aumentou o poder fitorremediador da planta. Além disso, o composto promoveu o maior acúmulo de Cu nas raízes da planta, promovendo o processo de fitoestabilização. Por outro lado, o biochar não apresentou ser uma boa alternativa para o cultivo de Aveia preta, uma vez que foi verificada a redução do crescimento da parte aérea e diminuição de absorção de Cu pela planta. Desta forma, a adição do composto orgânico demonstrou ser uma estratégia eficiente para promover a fitorremediação de Cu por *Avena strigosa*, uma vez que diminuiu a disponibilidade de Cu no solo e aumentou o crescimento da planta, favorecendo a absorção de Cu pelos seus tecidos, além de reduzir a contaminação ambiental causada por este metal.

Palavras-chave: Metal pesado. Contaminação ambiental. Fitoestabilização. Fitoextração.

ABSTRACT

COPPER PHYTORREMEDICATION IN SOIL CONTAMINATED BY MINING TAILINGS BENEFITED WITH BIOCHAR AND ORGANIC COMPOUND

AUTHOR: MICHELE LUSA BALBINOT

ADVISOR: PROF^a. DR^a. ANDRESSA DE OLIVEIRA SILVEIRA

In areas of Cu mining tailings deposits, the concentration of this element occurs, which results in serious environmental problems. Cu is a heavy metal that is not environmentally degradable, accumulating in several environmental compartments. The accumulation of Cu in the soil presents a high potential for toxicity to plants and contamination of the environment, especially in sandy areas, such as those impacted by mining tailings. Phytoremediation is a technique that uses plants to reduce contaminants in the soil. Phytoremediation can be favored by the addition of soil softeners that have the ability to reduce the toxic effect of metals on plants. Biochar is a product that has the potential to immobilize heavy metals, such as Cu, and can be used as a softener. Biochar is a compound rich in C, obtained through the thermal decomposition of biomass, being a product with a bias for the reuse of waste. Another product with potential use as a softener is organic compost, obtained through the composting process. In this context, the objective of the study is to evaluate whether the addition of biochar and organic compost has the ability to reduce the availability and phytotoxicity of Cu in soil from an area impacted by mining tailings and increase the phytoremediation of Cu by *Avena strigosa*. The experiments were carried out in a greenhouse for the cultivation of *Avena strigosa*. Soil was collected in an area impacted by Cu mining tailings, in the municipality of Caçapava do Sul/RS. Two softeners were added to the soil, biochar and organic compost. The experiment was carried out in a 2x4 factorial scheme, with 6 replications totaling 48 experimental units. The availability of Cu and other nutrients in the solid phase and in the soil solution, the accumulation of Cu and other nutrients in the shoots and roots, the plant growth and the phytotoxicity of this heavy metal were evaluated. The results showed that the application of compost favored the growth of the plant, which presented a better nutritional status, and increased the phytoremediation power of the plant. In addition, the compost promoted the greatest accumulation of Cu in the plant roots, promoting the phytostabilization process. On the other hand, biochar did not prove to be a good alternative for the cultivation of *Avena strigosa*, since it was verified a reduction in the growth of the area part and a decrease in the absorption of Cu by the plant. Thus, the addition of organic compost proved to be an efficient strategy to promote the phytoremediation of Cu by *Avena strigosa*, since it decreased the availability of Cu in the soil and increased plant growth, favoring the absorption of Cu by its tissues, in addition to to reduce the environmental contamination caused by this metal.

Keywords: Heavy metal; environmental contamination; phytostabilization; phytoextraction.

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1 - Fluxograma explicativo das principais etapas e atividades desenvolvidas no estudo proposto..... 12
- FIGURA 2 - Localização da área de estudo, no distrito de Minas de Camaquã, município de Caçapava do Sul.....29
- FIGURA 3 - Massa seca de parte aérea e raiz (a) e (b), teores de Cu em parte aérea e raiz (c) e (d), teores acumulados em partes aéreas e raiz (e) e (f) de Aveia preta (*Avena strigosa*) cultivada em solo de rejeito de mineração com adição de biochar nas doses 0, 1,25%, 2,5% e 5% e composto orgânico nas doses 0, 180, 360 e 720 kg N ha⁻¹, respectivamente. Médias de 6 repetições com erro médio.36
- FIGURA 4 - Índice de Transferência (a) e (b) e Fator de Bioacumulação (c) e (d) de Aveia preta (*Avena strigosa*) cultivada em solo oriundo de rejeito de mineração com adição de biochar nas doses 0, 1,25%, 2,5% e 5% e composto orgânico nas doses 0, 180, 360 e 720 kg N ha⁻¹. Médias de 6 repetições com erro médio.37
- FIGURA 5 - Teores de cobre no solo (a) e (b) e tores de cobre na solução do solo (c) e (d) de Aveia preta (*Avena strigosa*) cultivada em solo de rejeito de mineração com adição de biochar nas doses de 0, 1,25%, 2,5% e 5% e composto orgânico nas doses 0, 180, 360 e 720 kg N ha⁻¹. Médias de 6 repetições com erro médio.40
- FIGURA 6 - Fluorescência inicial (Fo) (a) e (b), fluorescência máxima (Fm) (c) e (d), taxa de transporte de elétrons (e) e (f) e índice SPAD (g) e (h) para Aveia preta (*Avena strigosa*) cultivada em solo de rejeito de mineração com adição de biochar nas doses de 0, 1,25%, 2,5% e 5% e composto orgânico nas doses 0, 180, 360 e 720 kg N ha⁻¹. Médias de 6 repetições com erro médio.....43
- FIGURA 7 - Análise de correlação para o biochar (A) e composto (B) considerando as variáveis obtidas após o cultivo de Aveia preta (*Avena strigosa*) em solo de rejeito de mineração com adição de biochar nas doses de 0, 1,25%, 2,5% e 5% e composto orgânico nas doses 0, 180, 360 e 720 kg N ha⁻¹.45
- FIGURA 8 - Análise de componentes principais (PCA) consideranddo as variáveis obtidas e os diferentes tratamentos para o cultivo de Aveia preta (*Avena strigosa*) em solo de rejeito de mineração com adição de biochar nas doses de 0, 1,25%, 2,5% e 5% e composto orgânico nas doses 0, 180, 360 e 720 kg N ha⁻¹.46

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| TABELA 1 - Caracterização físico-química do solo, biochar e composto orgânico antes do cultivo de Aveia Preta (<i>Avena strigosa</i>). | 34 |
| TABELA 2 - Teor de nutrientes da parte aérea de Aveia Preta (<i>Avena strigosa</i>) cultivada em solo arenoso, contaminado com Cu, com adição de biochar e composto orgânico. | 39 |
| TABELA 3 - Características químicas e físicas do solo após cultivos de Aveia preta (<i>Avena strigosa</i>), com aplicação de biochar e composto orgânico. | 42 |

SUMÁRIO

| | | |
|--------------|--|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO | 9 |
| 1.1 | OBJETIVO | 11 |
| 1.1.1 | Objetivo Geral | 11 |
| 1.1.2 | Objetivos Específicos..... | 11 |
| 2 | FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA..... | 13 |
| 2.1 | CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL..... | 13 |
| 2.2 | O COBRE NO SOLO..... | 14 |
| 2.3 | EFEITO DO COBRE NAS PLANTAS | 16 |
| 2.4 | FITORREMEDIAÇÃO | 17 |
| 2.5 | USO DE AMENIZANTES EM SOLOS CONTAMINADOS COM COBRE..... | 20 |
| 2.5.1 | Biochar..... | 21 |
| 2.5.2 | Composto Orgânico..... | 23 |
| 3 | ARTIGO I - BIOCHAR E COMPOSTO ORGÂNICO UTILIZADOS PARA AUMENTAR A FITORREMEDIAÇÃO DE COBRE EM SOLO CONTAMINADO POR REJEITO DE MINERAÇÃO | 25 |
| 1 | INTRODUÇÃO | 27 |
| 2 | MATERIAL E MÉTODOS..... | 29 |
| 2.1 | ÁREA DE ESTUDO | 29 |
| 2.2 | SOLO..... | 30 |
| 2.3 | PRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO BIOCHAR E COMPOSTO ORGÂNICO | 30 |
| 2.4 | CULTIVO DAS PLANTAS E DELINEAMENTO EXPERIMENTAL..... | 31 |
| 2.5 | CRESCIMENTO DAS PLANTAS E ANÁLISE QUÍMICA DO TECIDO VEGETAL..... | 31 |
| 2.6 | ANÁLISES DA FLUORESCÊNCIA DA CLOROFILA | 32 |
| 2.7 | CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO APÓS CULTIVO..... | 33 |
| 2.8 | ANÁLISE ESTATÍSTICA..... | 33 |
| 3 | RESULTADOS | 34 |
| 4 | DISCUSSÃO | 47 |
| 5 | CONCLUSÃO..... | 52 |
| 5 | CONSIDERAÇÕES FINAIS..... | 62 |

1 INTRODUÇÃO

A contaminação ambiental por elementos químicos, como o cobre (Cu), está se tornando cada vez mais frequente e atingindo maiores áreas devido as atividades antrópicas (SERVADIO et al., 2021). A presença desse elemento em fungicidas, fertilizantes, esterco de animais, resíduos sólidos urbanos, lodo de esgoto e principalmente em áreas de extração de minérios pode resultar na contaminação do solo (KUMAR et al., 2021).

O acúmulo de Cu no ambiente pode levar a problemas de fitotoxicidade e resultar em problemas de saúde humana e de animais, além de ocasionar o acúmulo na água devido a sua dispersão horizontal e vertical (AL-RASHDI; SULAIMAN, 2013; BOURLIVA et al., 2016). O Cu é considerado um elemento reativo e bioacumulável, ou seja, os organismos não são capazes de destruí-los quimicamente (CARNEIRO; SIQUEIRA; MOREIRA, 2001). A contaminação por Cu é um grave problema ambiental que afeta os solos de diversas regiões agrícolas no mundo (SANTIAGO-MARTÍN et al., 2016; BALLABIO et al., 2018). O Cu é um micronutriente essencial para as plantas, no entanto o seu excesso pode provocar diversos sintomas de toxicidade como clorose, necrose, baixa produção de biomassa e morte. Estes sintomas são derivados principalmente da alta produção das espécies reativas de oxigênio (EROs), que provocam alterações na respiração, na atividade fotossintética e enzimática das plantas (GOSWAMI; DAS, 2016). Em áreas de depósitos de rejeitos de mineração de Cu ocorre a concentração deste elemento o que resulta em graves problemas ambientais (BARROS et al., 2011; SHRESTHA; LAL, 2011).

Desta forma, o estudo de alternativas que reduzam a concentração ou a disponibilidade de Cu no solo é indispensável nestes locais. Uma série de técnicas físicas, químicas e biológicas podem ser utilizadas para remediar os solos contaminados com metais (SARWAR et al., 2017), destacando-se entre elas a fitorremediação. A fitorremediação é uma técnica de remediação que utiliza plantas, associadas ou não a microrganismos, para descontaminar o solo, sendo amplamente utilizada para reduzir os teores ou até mesmo extinguir metais pesados do solo (DUDAI et al., 2018; RIZWAN et al., 2018).

No entanto, o Cu em altos teores dificulta o estabelecimento de plantas utilizadas para a descontaminação do solo. Para isso, uma maior eficiência na técnica de fitorremediação pode ser alcançada com a adição de amenizantes ao solo, que servem para diminuir o efeito tóxico dos metais às plantas. Materiais como calcário, cinzas, materiais à base de fosfato e materiais orgânicos como biossólidos, resíduos orgânicos e dejetos animais, são tidos como amenizantes (BROWN et al., 1996). Desta forma, poderá ocorrer redução na migração do Cu no solo, além

das plantas produzirem maior biomassa devido a menor disponibilidade do metal, ao fornecimento de nutrientes e as melhorias de outras propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (FERREIRA et al., 2018).

O biochar é um produto com potencial de imobilização de metais e atualmente utilizado para remediação (SHAHEEN et al., 2019; TACK et al., 2019; ZHANG et al., 2019). Biochar é um composto sólido, produzido pela transformação termoquímica (pirólise) de biomassa, em ambiente limitado de oxigênio (HYVALUOMA et al., 2018; LI et al., 2018; WENG et al., 2017). A adição de biochar aumenta a retenção de água e nutrientes no solo e o sequestro de carbono, facilita o crescimento e habitat para a biota do solo, promove a reciclagem de resíduos, e reduz a biodisponibilidade de contaminantes do solo (ZHANG et al., 2018; IGALAVITHANA et al., 2019; WU et al., 2019; YUAN et al., 2019). O biochar pode ser obtido de diversos produtos, dentre esses, a casca de arroz. A casca de arroz é um subproduto do beneficiamento do grão, sendo seu descarte de grande preocupação ambiental devido ao grande volume de material produzido e a dificuldade de degradação (HEEDE; ORESKES, 2016; MOHAMMADI et al., 2016; PODE, 2016).

Outro composto com potencial para ser utilizado na fitorremediação como um amenizante é o composto orgânico. Este material é oriundo do processo de compostagem aeróbica de um resíduo orgânico. O composto apresenta capacidade de retenção de íons, aumento da quantidade de nutrientes, matéria orgânica e pH do solo favorecendo o crescimento de plantas em solos contaminados com metais (CHEW et al., 2019). Além disso, o processo de produção do composto é uma tecnologia biológica de baixo custo, reduzido impacto ambiental e de potencial de reaproveitamento de resíduos que poderiam ser considerados problemas ambientais.

Nesse contexto, o presente estudo torna-se de grande importância pois pretende verificar se a adição do biochar de casca de arroz, e do composto orgânico, promove a redução da disponibilidade e fitotoxicidade do Cu em solo oriundo de uma área impactada por rejeito de mineração e aumenta a fitorremediação de Cu por *Avena strigosa*.

1.1 OBJETIVO

1.1.1 Objetivo Geral

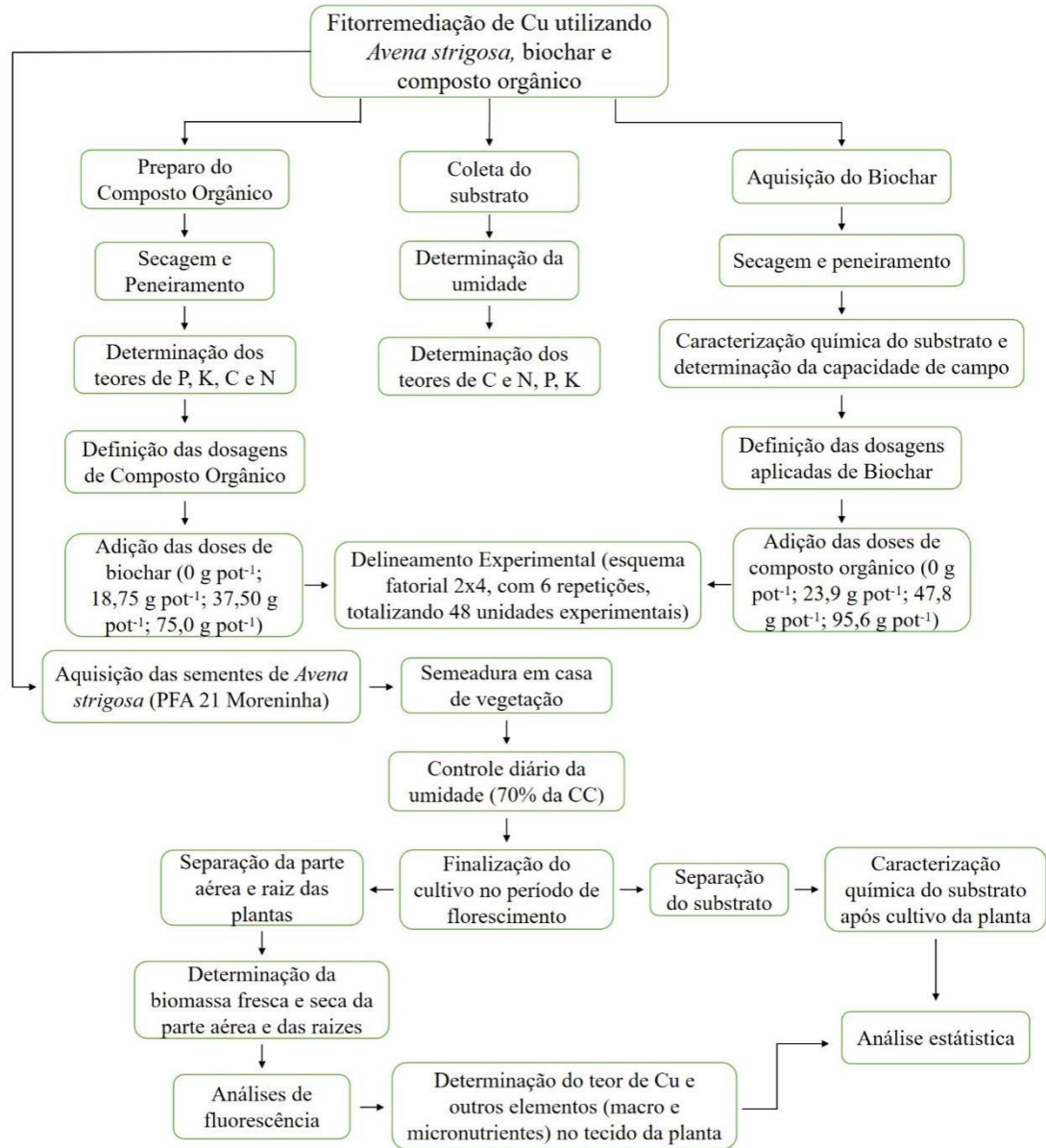
Avaliar a eficiência do biochar e do composto orgânico na fitorremediação de uma área impactada por rejeito de mineração de cobre.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar o efeito da aplicação de biochar de casca de arroz e de composto orgânico na biodisponibilidade de Cu e nos parâmetros fisiológicos e no crescimento de Aveia preta (*Avena strigosa*) cultivada no solo de uma área impactada por rejeito de mineração de cobre.
- Determinar o efeito de biochar de casca de arroz e de composto orgânico na fitoextração e fitoestabilização do Cu, por Aveia preta (*Avena strigosa*) cultivada em um solo de uma área impactada por rejeito de mineração de cobre.

Visando ao alcance dos objetivos apresentados organizou-se um estudo com diferentes etapas e atividades conforme apresentados na Figura 1.

Figura 1 – Fluxograma explicativo das principais etapas e atividades desenvolvidas no estudo proposto.



Fonte: elaborado pela autora.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL

A intensificação das atividades industriais, atividades agrícolas e da urbanização vem aumentando a contaminação do solo, especialmente por metais pesados, resultando em grandes impactos ambientais (SARWAR et al., 2017; CHAOUA et al., 2019). Os metais pesados são componentes naturais do solo, mas as atividades humanas podem promover o aumento na sua concentração nos compartimentos ambientais. O termo metal pesado se refere ao grupo de elementos químicos com relativa alta densidade e tóxicos em baixas doses (MHUSSEN; MOHAMMED, 2019; YAN et al., 2020).

Resolução CONAMA 460/2013 (CONAMA, 2013) estabelece como área contaminada o local que contenha substâncias químicas no ar, água ou solo, decorrentes de atividades antrópicas, em concentrações tais que restrinjam a utilização desse recurso ambiental para os usos atuais ou futuros, definidas com base em avaliação de risco à saúde humana, assim como aos bens a proteger. A grande preocupação mundial em relação à contaminação ambiental por metais pesados se deve pela alta toxicidade, estabilidade no meio e a possibilidade de transferência para a cadeia alimentar, por meio das próprias plantas, ou pela contaminação das águas de superfície e subsuperfície desses compostos (SOARES et al., 2005; VENEGAS et al., 2015). Além disso, os metais pesados não possuem potencial de degradação, seu destino é controlado, basicamente, por mecanismos de transporte.

O grau de toxicidade dos metais varia conforme a característica e os organismos envolvidos na sua bioacumulação. Os metais pesados provocam efeitos adversos à saúde humana, sendo alguns cancerígenos, podendo ainda estar associados à perda de biodiversidade e sustentabilidade dos diversos ecossistemas naturais (SHENG et al., 2012). O cobre (Cu) é um micronutriente indispensável para todos os organismos vivos, pois desempenha um papel crucial em vários processos fisiológicos, incluindo respiração, fotossíntese e fixação de nitrogênio (FEKIACOVA et al., 2015; RUSCITTI et al., 2017). Entretanto, quando presente em elevadas concentrações no ambiente torna-se tóxico aos organismos vivos, causa contaminação de águas superficiais e pode entrar na cadeia alimentar, causando toxicidade ao longo da cadeia devido aos processos de bioacumulação e biomagnificação. A bioacumulação está relacionada com o aumento na concentração de contaminantes nos organismos após a absorção do meio ambiente (WANG, 2016). A biomagnificação diz respeito ao acúmulo progressivo de substâncias ao longo da cadeia trófica (predadores de topo tem maiores concentrações de substâncias que suas presas) (MAHER et al., 2016; WANG et al., 2016).

A contaminação do solo pelo metal pesado Cu ocorre principalmente em áreas com atividades de mineração e em decorrência de atividades agrícolas (CHAIGNON; HINSINGER, 2003). Em vários países tem sido relatado o aumento dos teores de metais no ambiente devido à influência da deposição de resíduos de mineração, como por exemplo na China (LU et al., 2015; ZHUANG et al., 2014), Itália (WAHSHA et al., 2015), Espanha (ALVAREZ et al., 2012), EUA (FAYIGA et al., 2011) e Brasil (CARVALHO et al., 2003; BOSSO; ENZWEILER, 2008; LOPES et al., 2015). No sul do Brasil, Andrezza et al. (2013) relataram altos níveis de contaminação de Cu na região de disposição de resíduos de mineração na região de Camaquã, com cerca de 580 mg Cu kg⁻¹ (extraídos por HCl).

2.2 O COBRE NO SOLO

A origem natural dos metais no ambiente ocorre por processos de intemperismo (HUGEN et al., 2013). Entre as fontes naturais de metais, podem ser destacadas a erosão, ação eólica, erupções vulcânicas, incêndios florestais e fontes biogênicas (HOODA, 2010). Latossolos de várias regiões brasileiras originados a partir de vários materiais de origem foram estudados por Campos et al. (2003), no qual esses autores observaram grandes variações de Cu, encontrando teores entre 03 e 238 mg Cu kg⁻¹ no solo. Entretanto, os metais pesados também podem estar presentes no ambiente devido a atividade antrópica (HOODA, 2010; SEGANFREDO 2013). Como principais fontes antrópicas de metais tem-se a extração de minérios, incineração de resíduos, processamentos industriais de matérias-primas contendo metais (HOODA, 2010), bem como, os agroquímicos, fertilizantes e resíduos orgânicos, dejetos animais, resíduos industriais e também, outras fontes orgânicas aplicadas no solo.

As atividades de mineração e fundição têm sido citadas como as principais fontes de contaminação por metais pesados no ambiente (CAI et al., 2015; LI et al., 2015; LOPES et al., 2015). Ao contrário dos contaminantes orgânicos, o Cu, não possui degradabilidade no meio ambiente e, conseqüentemente, acumula-se nos solos e nos sedimentos (MASSAQUOI et al., 2015; KUSHWAHA et al., 2018). A existência de Cu em quantidades excessivas no solo e a circulação desse metal na cadeia alimentar pode causar doenças crônicas em humanos e em outros organismos vivos (KUSHWAHA et al., 2018).

Conforme a Resolução CONAMA nº 460 (CONAMA, 2013) os valores de investigação para o Cu são 200 mg Cu kg⁻¹ para áreas agrícolas, 400 mg Cu kg⁻¹ para áreas residenciais e 600 mg Cu kg⁻¹ para áreas industriais. Concentrações de Cu acima destes limites podem causar degradação da saúde do solo, fitotoxicidade e o excesso de Cu pode migrar para águas

superficiais e subterrâneas (KABATA-PENDIAS 2010; AMBROSINI et al. 2015; LI et al. 2017).

O Cu é um metal pesado encontrado em solos principalmente na forma de sulfetos, sulfatos e carbonatos. Dependendo das condições ambientais como pH, força iônica, temperatura, concentração e peso molecular das partículas orgânicas contidas no solo, o Cu pode estar na forma solúvel ou na forma insolúvel (PENDIAS; KABATA-PENDIAS, 1999; AYDIN; BULUT, 2008). O Cu também pode formar complexos fortemente ligados com a matéria orgânica do solo e minerais de argila, ocasionando uma redução da sua disponibilidade conforme maior teor de material orgânico no solo.

O Cu no solo encontra-se, principalmente, adsorvido às frações orgânicas, inorgânicas do solo e na fração residual (fração encontrada na estrutura dos minerais), através de ligações com alto grau de energia, sendo pouco disponível a absorção das plantas e organismos em condições naturais (GIROTTO et al., 2010). Na solução do solo, o Cu apresenta-se na forma de cátions, e com o aumento do pH do solo, precipita na forma de óxido, tendo sua disponibilidade reduzida às plantas. A mobilidade do Cu é dependente do ligante, da quantidade e tipo de matéria orgânica e da quantidade de óxidos (CASALI et al., 2008). A baixa mobilidade do Cu acentua-se com o aumento do teor de argila e com o avanço do intemperismo do solo (BERTOL et al., 2010), mas este comportamento pode ser diretamente afetado se houver aumento no aporte e concentração deste metal no solo.

A disponibilidade do Cu está diretamente relacionada à força de interação com os diferentes componentes do solo. Para o Cu, a sorção máxima, que corresponde ao acúmulo do elemento na interface solo-solução, é diferenciada entre os constituintes e diminui na seguinte ordem: óxidos de Mn > matéria orgânica > óxidos de Fe > argilominerais (BRADL, 2004). Entretanto, o acúmulo deste elemento no solo, principalmente em formas solúveis e biodisponíveis na solução do solo, apresenta alto potencial de toxidez às plantas e contaminação do ambiente (GIROTTO et al., 2010).

O Cu pode estar retido no solo de três formas: através da adsorção nas superfícies das partículas minerais, complexação por substâncias húmicas em partículas orgânicas e reações de precipitação (KHAN; SCULLION, 2000). A adsorção de Cu pode ocorrer por meio da formação de ligações covalentes ou eletrostáticas com os grupos OH e/ou O= nas superfícies dos colóides. Nos argilominerais expansivos e nos óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn, o Cu pode ficar retido nos sítios negativos presentes nas estruturas cristalinas formando complexos de esfera interna (adsorção específica), ocasionando um alto grau de seletividade entre as

ligações (GUILHERME; ANDERSON, 1998; SPOSITO, 2008). A matéria orgânica também participa na imobilização do Cu. O cobre se fixa à matéria orgânica no horizonte superficial através de complexação do elemento pelos ácidos húmicos e fúlvicos que permitem a retenção do Cu nos solos. A ligação do Cu com a matéria orgânica pode reduzir a concentração de cátions livres na solução do solo, entretanto, a dissolução desses complexos organometálicos aumenta a fitodisponibilidade de Cu na interface raiz-rizosfera, aumentando a concentração total de íons dissolvidos. A matéria orgânica possui grande superfície específica, carga líquida negativa dependente do pH e capacidade de formar quelatos orgânicos, por este motivo, nos solos em que seus teores são altos, o Cu é complexado em formas orgânicas insolúveis, permanecendo indisponível ou não causando toxidez para as plantas (BERTONCINI; MATTIAZZO, 1999; SIMÃO; SIQUEIRA, 2001).

O pH está entre as que mais afetam a distribuição química, mobilidade e disponibilidade de metais traço no solo, pois o aumento de pH resulta no aumento da CTC pela desprotonação dos grupamentos ácidos da matéria orgânica e da superfície dos óxidos, na formação de hidróxidos, carbonatos e fosfatos insolúveis com os metais traço e na complexação mais efetiva pela matéria orgânica (KABATA-PENDIAS; ADRIANO, 1995).

O comportamento do Cu depende do tipo de solo, ou seja, dos teores de óxidos de Fe, Al e Mn, das interações entre fatores tais como pH, teor de matéria orgânica, textura e composição das argilas, potencial redox, competição entre metais pelos sítios de adsorção, reações de complexação, temperatura e atividade microbiana (BERTONCINI; MATTIAZZO, 1999). Em solos arenosos, como os observados comumente em áreas de mineração, o Cu apresenta maior disponibilidade devido à baixa CTC, baixos teores de matéria orgânica e argila, resultando em risco ambiental.

2.3 EFEITO DO COBRE NAS PLANTAS

As plantas apresentam diferentes respostas quando expostas a solos contaminados com Cu, e dependendo do teor, podem alterar alguns de seus processos fisiológicos e bioquímicos (SINGH et al., 2015; ALI et al., 2017b; GAUTAM et al., 2018). O Cu, além de ser um metal pesado, é um elemento essencial para as plantas, sendo considerado um micronutriente importante, que participa do metabolismo de carboidratos, do nitrogênio, da síntese de lignina e de clorofila (GRASSI, 2005). Ainda, o Cu é um cofator de várias enzimas, tais como superóxido dismutase (SOD), citocromo oxidase, amino oxidase, lacases, plastocianinas e polifenol oxidase, também atuando, em nível molecular, na sinalização da transcrição, na

fosforilação oxidativa e na mobilização de ferro (Fe) (YRUELA, 2005; SILVA et al., 2011). Além disso, está envolvido no fornecimento de resistência estrutural às plantas através da lignificação (MOORE, 1998).

Quando em altas concentrações no solo, o Cu pode causar efeitos adversos nas plantas como reduzir o seu crescimento. Estudos indicaram que o Cu quando presente no solo em concentrações acima de 100 mg Cu kg⁻¹ para solos argilosos e de 40 mg Cu kg⁻¹ para solos arenosos, pode induzir efeitos tóxicos para as plantas, os quais se refletem em redução no estabelecimento e no desenvolvimento dessas espécies (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000).

O excesso de Cu pode causar distúrbios na estrutura das proteínas e inibir o alongamento celular induzido pelo aumento na permeabilidade da membrana plasmática e lignificação da parede celular (YRUELA, 2009). Ainda, esse elemento quando absorvido em excesso pode causar redução de biomassa, sintomas de clorose, principalmente na parte aérea da planta, e afetar o desenvolvimento das raízes (YRUELA, 2013; ANJUM et al., 2015). A presença do Cu no metabolismo das plantas resulta no aumento da produção de espécies reativas de oxigênio (ROS) que podem causar alterações em propriedades celulares, induzindo um evento classificado como estresse oxidativo. As ROS são respostas bioquímicas das células a estresses bióticos e abióticos, tais como os radicais superóxidos (O₂⁻), hidroxilas (OH⁻) e peróxidos de hidrogênio (H₂O₂) (MØLLER et al., 2007; NGUYEN et al., 2009). O Cu também pode ocasionar alterações no metabolismo do nitrogênio (N), reduzindo a atividade de enzimas de assimilação desse nutriente, especialmente nas raízes, e os níveis de N total, nitrato e aminoácidos livres (LLORENS et al., 2000). Além de seu efeito potencialmente tóxico, esse elemento químico também pode induzir uma deficiência de fósforo (P) e ferro (Fe) e outros nutrientes da planta (MANTOVANI, 2005). Da mesma forma, quando expostas a altas concentração de Cu, as plantas podem apresentar redução no nível de clorofila das folhas e inibir a fotossíntese (YRUELA, 2009).

Diante disso, é necessário buscar métodos que amenizem o efeito tóxico dos metais, pois as plantas podem transferir contaminantes do solo para níveis mais altos da cadeia trófica (VINHAL-FREITAS et al., 2010; ALEXANDRE et al., 2012; GERHARDT et al., 2017; HASAN et al., 2019).

2.4 FITORREMEDIAÇÃO

A fitorremediação consiste na introdução de espécies vegetais em áreas contaminadas, envolvendo menor custo e impacto ambiental em relação a outras técnicas de remediação de

solos (PARMAR; SINGH, 2015). Essa tecnologia tem potencial para a remoção de contaminantes do solo sendo eficaz, de baixo custo e aplicada em uma larga escala de poluentes orgânicos e inorgânicos (SANTOS; RODELLA, 2007; TAVARES, 2013), além de promover a manutenção e melhoria da estrutura física, fertilidade e biodiversidade do solo (EHSAN et al., 2014). A fitorremediação é uma técnica promissora para remediação de áreas contaminadas, na qual consiste no uso de plantas, podendo ou não estar associadas com microorganismos ou amenizantes de solo, para descontaminação *in situ* de solos contaminados (MAHAR et al., 2016).

De acordo com Pires et al. (2003), Ali et al. (2013) e Mahar et al. (2016), para a aplicação da fitorremediação e para que haja sucesso nessa técnica é necessário que a planta apresente algumas características: alta taxa de crescimento e produção de biomassa, fácil aquisição ou propagação de propágulos; capacidade de absorção, concentração e/ou metabolização, tolerância ao contaminante; presença de sistema radicular profundo e denso, de fácil controle ou erradicação, elevada taxa de exsudação radicular e resistência a pragas e doenças; dentre outras.

A fitorremediação se divide em cinco principais técnicas sendo: fitoestabilização, fitoestimulação, fitovolatilização, fitodegradação e fitoextração (ANDRADE et al., 2007). Entre essas técnicas que visam diminuir a disponibilidade dos metais pesados em solo contaminado, destaca-se a fitoextração e a fitoestabilização. A fitoextração consiste no uso de plantas para a remoção de metais através da absorção pelas raízes, que posteriormente são translocados para o caule e para as folhas (ALI et al., 2013). A fitoestabilização consiste no uso de amenizantes e vegetação com o intuito de acumular os metais nas raízes ou a precipitação na rizosfera (NASCIMENTO et al., 2006), ou seja, utiliza as plantas como uma forma de limitar a mobilidade e biodisponibilidade de metais nos solos, visando a estabilização desses metais pesados e assim reduzir o efeito tóxico deste para a planta (SINGH, 2012; SANTOS et al., 2014).

A fitoestabilização pode ocorrer por meio da precipitação de metais pesados ou redução da valência do metal na rizosfera, absorção e sequestro nos tecidos radiculares ou adsorção nas paredes celulares da raiz (GINN et al., 2008; KUMPIENE et al., 2012; GERHARDT et al., 2017). A cobertura vegetal estabelecida não só estabiliza metais pesados no solo e minimiza sua lixiviação para as águas subterrâneas, mas também evita a dispersão de partículas contendo metais pesados pelo vento (VANGRONSVELD et al., 2009; MENCH et al., 2010). Uma das vantagens da fitoestabilização é que a eliminação de biomassa produzida não é necessária

quando comparada com a fitoextração, uma vez que a biomassa resultante da fitoextração necessita ser removida e encaminhada para a destinação correta já que se encontra contaminada (Aterro Classe I, ou incineração e posteriormente Aterro Classe I) (WUANA; OKIEIMEN, 2011). Para melhorar a eficiência da fitoestabilização, aditivos orgânicos ou inorgânicos podem ser adicionados ao solo contaminado. Essas alterações do solo podem alterar a especiação de metais, reduzir a solubilidade e a biodisponibilidade de metais pesados, alterando o valor de pH e o status redox do solo (ALVARENGA et al., 2009; EPELDE et al., 2009; BURGESS et al., 2018).

Ao contrário da fitoestabilização, pela qual as plantas retêm apenas temporariamente metais pesados, a fitoextração é uma solução permanente para a remoção de metais pesados do solo contaminado. A eficiência da fitoextração depende de alguns fatores: seleção e desempenho da planta, biodisponibilidade de metais pesados, solo e propriedades da rizosfera. As espécies de plantas para fitoextração devem possuir as seguintes características: (i) alta tolerância aos efeitos tóxicos de metais pesados, (ii) alta capacidade de extração com acúmulo de altos níveis de metais pesados nas partes aéreas, (iii) crescimento rápido com alta produção de biomassa, (iv) brotos abundantes e sistema radicular extenso, (v) boa adaptação ao ambiente predominante, forte capacidade de crescimento em solos pobres, fácil cultivo e colheita, (vi) altamente resistente a patógenos e pragas, ser repulsivo a herbívoros para evitar que metais pesados entrem na cadeia alimentar (SETH, 2012; ALI et al., 2013).

A aveia preta (*Avena strigosa*) é uma ótima opção para o processo de fitorremediação, uma vez que apresenta baixo custo e normalmente vigora em diversas regiões, sendo mais indicadas para regiões de clima frio. A aveia preta é considerada uma boa espécie vegetal para a recuperação de áreas contaminadas com As, Cd, Pb, Cu, Cr, Ni e Zn (ANDRADE et al, 2009; MELO et al, 2009; VENDRUSCULO, 2013). Pesquisas têm demonstrado a eficiência da aveia preta sob diferentes processos de fitorremediação. Panziera et al. (2018) avaliaram o potencial de fitoextração de Cu por aveia preta, na qual a gramínea apresentou potencial de extrair aproximadamente 189 mg Cu kg⁻¹ de cobre na maior dose utilizada de contaminante (180 mg Cu kg⁻¹). Lima et al. (2010) analisaram o potencial fitoextrator de aveia preta em solo contaminado por cádmio (Cd), encontrando mais de 100 mg kg⁻¹ desse elemento nas amostras de massa seca das plantas.

2.5 USO DE AMENIZANTES EM SOLOS CONTAMINADOS COM COBRE

Geralmente o Cu é um elemento com pouca mobilidade em solos com elevado teor de matéria orgânica e que tende a acumular-se nas camadas superficiais. Sua dinâmica no solo é bastante complexa e influenciada por diversos fatores relacionados à composição do solo. A relação do Cu com a matéria orgânica do solo é importante, já que esse elemento tem elevada afinidade com compostos orgânicos, sendo a complexação do Cu por compostos orgânicos a mais forte entre os metais de transição (FELIX, 2005; SODRÉ et al., 2001).

Existem vários produtos que foram testados como amenizantes da fitotoxidez de metais pesados em plantas de modo a aumentar seu potencial fitorremediador. Dentre os amenizantes mais estudados se destacam o: calcário (CUNHA et al., 2008), silicatos (ACCIOLY; SOARES; SIQUEIRA, 2008), fosfatados (GALINDO et al., 2005; SIKDAR et al., 2020), óleos essenciais (CARVALHO NETA et al., 2021) e compostos orgânicos (SIMÃO, 1999; SANTOS et al., 2014). Santos et al. (2014) avaliaram o efeito de ácidos húmicos e carvão vegetal ativado como amenizantes da toxidez de chumbo (Pb) para plantas de milho, em que, os resultados demonstraram eficiência dos amenizantes em diminuir o estresse provocado por Pb nas plantas, sendo a maior eficiência obtida para os ácidos húmicos de compostagem, seguida pelo carvão vegetal e pelos ácidos húmicos comerciais.

Os benefícios da adição de insumos orgânicos nos solos são amplamente estudados e avaliados, e sua importância como fornecedores de nutrientes é indiscutível. A matéria orgânica é um dos amenizantes mais utilizados, devido ao seu potencial em formar complexos insolúveis com metais pesados, tornando-os menos disponíveis às plantas, possibilitando o estabelecimento das mesmas em áreas cuja contaminação esteja com níveis elevados (SANTOS et al., 2010). Desse modo, a matéria orgânica é considerada um excelente mitigador de solos contaminados por metais pesados (SCHWAB et al., 2007). Além disso, a matéria orgânica é rica em grupos funcionais com cargas negativas, tais como ácidos carboxílicos e hidroxilas fenólicas e alcoólicas, que podem adsorver os metais em solução (MOREIRA et al., 2012). Portanto, os complexos orgânicos exercem um papel importante na retenção do Cu nas suas estruturas e assim tornando-o indisponível para as plantas (LOPES et al., 2006).

Devido à sua lenta decomposição, a matéria orgânica presente em fertilizantes ou resíduos orgânicos tem a capacidade de reter íons e complexar elementos tóxicos (VINHAL-FREITAS et al., 2010), portanto a utilização de materiais ricos em matéria orgânica pode ser uma importante forma de atenuação dos efeitos contaminantes do Cu em solos expostos a adição de doses elevadas desse metal. Alguns desses materiais como dejetos suínos (BERTOL et al., 2010;

LOPES et al., 2014), resíduo urbano e lodo da estação de tratamento de esgoto (CANELLAS et al., 1999), vermicomposto (SANTANA et al., 2018) já são reconhecidos por sua capacidade de interação com metais no solo e são usados em sistemas orgânicos para promover o efeito amenizante em solos contaminados.

A imobilização de metais pesados pode ser alcançada por transformação da forma solúvel em residual (fração encontrada na estrutura dos sólidos) por meio de adsorção, precipitação e complexação (AHMAD et al., 2014a). Vários materiais orgânicos, incluindo biochar, resíduos de plantas e compostos orgânicos tem sido usado como um eficiente corretivo de solo para a estabilização de metal e redução da toxicidade de metal em sistemas solo-planta (BASHIR et al., 2018c). O uso de resíduos orgânicos, portanto, podem melhorar as características químicas dos solos, aumentar a disponibilidade de nutrientes, reduzir a acidez trocável do solo, bem como, promover incrementos no teor de matéria orgânica, CTC e pH, influenciando no crescimento de plantas e favorecendo a recuperação de áreas degradadas (MACHADO et al., 2014).

2.5.1 Biochar

No Brasil, o aumento na geração de resíduos tem levado à procura de medidas para a deposição desses materiais de forma ambientalmente segura. Nos últimos anos, tem sido proposta a conversão de resíduos orgânicos em biochar. Por possuir uma biomassa rica em carbono, este material tem sido apontado como uma alternativa viável para o estoque de carbono em solos (LEHMANN et al., 2006) e uso em programas de remediação (AGRAFIOTI et al., 2013; AHMAD et al., 2014; SOHI, 2012). Biochar é um material poroso rico em carbono produzido através do processo de pirólise de matérias-primas orgânicas (CARDELLI et al., 2019; SOMERVILLE et al., 2020). Caracterizado por alta alcalinidade, o biochar também pode aumentar o pH do solo e reduzir a biodisponibilidade de metais e aumentar a quantidade de nutrientes no solo (AWASTHI et al., 2016).

Alguns estudos mostraram que o uso do biochar no solo favorece a capacidade de retenção de água, melhora a estabilidade dos agregados e aumenta a porosidade do solo (GLASER et al., 2002; VERHEIJEN et al., 2010; LIU et al., 2016). Ainda, a adição de biochar tende a aumentar o pH e a CTC do solo (LEHMANN et al., 2003), além de fornece nutrientes direta e indiretamente para as plantas (CHAN et al., 2008), melhorar a saturação por bases (SCHULZ; GLASER, 2012), e aumentar a disponibilidade de P (YAMATO et al., 2006). O biochar pode ser usado como condicionador de solos, especialmente em solos intemperizados e de baixa fertilidade natural (PETTER; MADARI, 2012).

Por apresentar propriedades de altas cargas superficiais, superfície específica elevada e grande volume de poros, são excelentes adsorventes para uma grande variedade de contaminantes (WANG et al., 2014). Uma série de estudos examinaram o efeito de vários biochars no crescimento das plantas e remediação do solo (DAI et al., 2018; MENG et al., 2018; MOORE et al., 2018; O'CONNOR et al., 2018^a). Os biochars são sintetizados pela pirólise de biomassa em um ambiente de baixo oxigênio (KARAMI et al., 2011; UCHIMIYA et al., 2011^a). A pirólise é conceituada como um processo físico-químico em que a biomassa é aquecida sob diferentes temperaturas ocorrendo sua decomposição, em atmosfera isenta ou em baixas concentrações de oxigênio, tendo como produtos finais uma porção sólida rica em carbono (biochar), uma fração volátil composta por gases e uma líquida denominada bioóleo (CHEN; ZHOU; ZHANG, 2014; VIEIRA et al., 2014; HEEDE; ORESKES, 2016). O processo de pirólise pode ser lento, rápido ou flash, diferenciado em função da temperatura e do tempo de residência no processo (MOHAN et al., 2006; MEYER et al., 2011; CHEN et al., 2016), o que vai influenciar no produto final obtido. Em geral, a pirólise ocorre em temperaturas entre 300°C e 1.000°C. A realização do processo de pirólise visa à obtenção de produtos com elevada densidade energética e melhores propriedades químicas (TRIPATHI et al., 2016).

Nos últimos anos, estudos têm evidenciado o potencial de biochars produzidos, a partir de diferentes matérias primas, para remediar solos contaminados por metais pesados em diferentes meios e com isso minimizar a mobilidade do metal e fitodisponibilidade através da adsorção e complexação (SOUDEK et al., 2016; WANG et al., 2017; BASHIR et al., 2018a; GONG et al., 2018b; ZHANG et al., 2019). Ippolito et al. (2017) observaram que a adição de dois biochars, produzidos a partir da madeira de pinheiro do mato e tamargueira, foi capaz de reduzir subsequentemente a biodisponibilidade de Cu, Cd e Zn no solo. Até agora, muitos resíduos orgânicos, incluindo resíduos agrícolas, resíduos florestais, estrume animal e outros materiais têm sido usados para produzir biochars através da pirólise em diferentes temperaturas (AHMAD et al., 2016; YU et al., 2016; CHEN et al., 2018; LIANG et al., 2017). Esses biochars obtidos mostraram diferentes potenciais na remoção de poluentes (LIANG et al., 2017; PEIRIS et al., 2017).

O potencial do biochar da casca de arroz como um corretivo do solo para melhorar propriedades físicas e químicas do solo foram relatadas em vários estudos (MASULILI et al., 2010; LI et al., 2016). A casca de arroz é um dos principais resíduos agroindustriais proveniente do processo de beneficiamento do grão, composta por materiais orgânicos como a celulose, hemicelulose e lignina (LIOU, 2004), correspondendo entre 20 e 25% da massa do produto

colhido (MATOS, 2014), além de apresentar elevado teor de sílica e cinzas (CHIANG et al., 2009; ANDREIA; CARDOSO; ANTUNES, 2017; PODE, 2016; PODE; DIOUF; PODE, 2015). Segundo Huang et al. (2013) e Morais et al. (2014), são geradas, aproximadamente, 1,35 toneladas de casca de arroz para cada tonelada de grãos de arroz colhidos. A casca de arroz apresenta baixa massa específica o que torna inviável o seu uso energético devido ao alto custo de transporte para pequenos produtores. O biochar derivado desse material exibiu excelente capacidade de remover poluentes da água/solo (LUO et al., 2011; LIANG et al., 2018a). Em seus estudos, Yang et al., (2016) adicionaram biochar de casca de arroz em um solo arenoso e verificaram que houve redução na biodisponibilidade de Cu.

O uso do biochar associado à fitorremediação pode aumentar o crescimento das plantas devido a redução da disponibilidade do Cu e aumento no teor de nutrientes no solo. Gascó et al. (2019) verificaram que a adição de biochar em um solo contaminado com metais pesados favoreceu o crescimento de *Brassica napus* e reduziu os teores de As, Cu, Co, Cr, Se e Pb, devido a fitoextração favorecida pela planta. Yang et al. (2019) verificaram que a adição de biochar em solo contaminado com Cd e Zn promoveu o crescimento de *S. plumbizincicola*, e resultou no aumento da fitoextração desses metais pela planta.

2.5.2 Composto Orgânico

Compostos orgânicos possuem grande importância para a saúde do solo, uma vez que, promovem a ciclagem de nutrientes e contribuem para a melhoria das condições físicas e biológicas do solo (SILVA et al., 2006; COELHO, 2008; NUNES, 2009). O composto orgânico é um produto obtido através da compostagem. A compostagem é um processo de decomposição aeróbia controlada e de estabilização da matéria orgânica em condições, que permite o desenvolvimento de temperaturas termofílicas, com obtenção de produto final estável, rico em compostos húmicos (SILVA, 2015). A partir da compostagem é possível obter um composto orgânico com alto teor de matéria orgânica. A matéria orgânica pode formar complexos insolúveis com os metais pesados, fazendo com que fiquem menos disponíveis às plantas, possibilitando o cultivo de plantas em locais com contaminação em níveis elevados (RIBEIRO FILHO et al., 2001; SANTOS et al., 2011).

Portanto, a compostagem surge como técnica promissora para obtenção de compostos orgânicos, uma vez que o resíduo que será produzido possui grande variedade de nutrientes, carbono e nitrogênio, e, quando aplicado ao solo, estimula a microbiota e contribui para o desenvolvimento saudável das plantas (COELHO, 2008; NUNES, 2009). Diversos tipos de

resíduos podem ser utilizados na compostagem entre eles esterco de animais, aparas de grama, folhas, galhos, restos de abatedouros, cama de aviário, cascas de frutas e legumes, lodos de estação de tratamento de efluentes (ETE), restos de alimentos, etc.

O composto orgânico apresenta pH básico, alta quantidade de nutrientes, matéria orgânica e microrganismos e é capaz de promover melhoria nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, pois auxilia na retenção de umidade, melhora a textura dos solos, dificultando assim o processo de erosão e fornecendo macro e micronutrientes às plantas, auxiliando no crescimento das plantas (MALAFAIA et al., 2015). A adição de compostos orgânicos como amenizantes no solo pode reduzir a disponibilidade de metais pesados por aumentar as formas complexadas ou quelatadas à matéria orgânica e, conseqüentemente, reduzir as formas trocáveis (KABATA-PENDIAS, 2010). Estes materiais de origem orgânica podem ser adicionados ao solo visando reduzir a atividade de metais pesados e amenizar seus efeitos tóxicos sobre os processos vitais do solo, bem como sobre o crescimento e sobrevivência das plantas.

Medina et al. (2017) verificaram que a adição de composto orgânico promoveu uma alteração no pH do solo contaminado com Cu, e que esse composto orgânico possui efeito de imobilizar os metais pesados no solo. Shrestha et al. (2019) avaliaram o efeito do composto orgânico no crescimento de *Panicum virgatum* em solo contaminado por metais pesados e verificaram aumento na biomassa da parte aérea e da raiz da planta. Boi et al. (2021) verificaram o efeito da adição de composto orgânico em solo contaminado com rejeito de mina e evidenciaram um efeito positivo da aplicação do composto, aumentando a sobrevivência de *Helichrysum microphyllum* e uma diminuição da absorção de metais pesados pelas raízes.

3 ARTIGO I - BIOCHAR E COMPOSTO ORGÂNICO UTILIZADOS PARA AUMENTAR A FITORREMEDIAÇÃO DE COBRE EM SOLO CONTAMINADO POR REJEITO DE MINERAÇÃO

Michele Lusa Balbinot¹; Andressa de Oliveira Silveira²; Natielo de Almeida Santana³; Bárbara Estevão Clasen⁴; Danni Maisa da Silva⁵

¹Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) (michelelusabalbinot@gmail.com)

²Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) (andressa.silvera@ufsm.br)

³Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) (natielo_sm@hotmail.com)

⁴Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) (barbara-clasen@uergs.edu.br)

⁵Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS) (danni-silva@uergs.edu.br)

Resumo

A contaminação do solo por cobre (Cu) ocorre em diversos países principalmente devido às atividades antrópicas, e este problema é mais grave em solos arenosos. Em áreas de depósitos de rejeitos de mineração de Cu, ocorre a concentração deste elemento, que resulta em graves problemas ambientais. A fitorremediação é uma alternativa para remediar estes solos e pode ser influenciada pela adição de amenizantes orgânicos como, biochar e composto. O objetivo desse estudo foi avaliar se a adição do biochar e do composto orgânico, em diferentes doses, possui capacidade de reduzir a disponibilidade e fitotoxicidade de Cu em solo oriundo de uma área impactada por rejeito de mineração e aumentar a fitorremediação de Cu por *Avena strigosa*. O experimento foi realizado em casa de vegetação com o cultivo de *Avena strigosa*. Foi utilizado solo impactado pelo rejeito de mineração de Cu, coletado no município de Caçapava do Sul/RS. Foram aplicadas 4 doses de cada amenizante, biochar (0 g pot⁻¹; 18,75 g pot⁻¹; 37,50 g pot⁻¹; 75,0 g pot⁻¹) e composto (0 g pot⁻¹; 23,9 g pot⁻¹; 47,8 g pot⁻¹; 95,6 g pot⁻¹), em 6 repetições. Avaliou-se a disponibilidade de cobre e outros nutrientes na fase sólida e na solução do solo, o crescimento vegetal e a fitotoxicidade do Cu; bem como, as concentrações de Cu e de outros nutrientes nos tecidos das plantas (parte aérea e raiz). O excesso de Cu presente no solo resultou em danos aos aparatos fotossintéticos da *Avena strigosa*. No geral, a adição de composto aumentou a biomassa e o crescimento radicular de *Avena strigosa*, promoveu maior acúmulo de Cu nas raízes, o que resultou em um aumento no processo de fitoestabilização do metal (Cu) por *Avena strigosa* no solo impactado por rejeito de mineração. Por outro lado, a aplicação de biochar reduziu o crescimento da planta, o que ocasionou um efeito de concentração (aumento) nos teores de Fe, Mn e K na planta, além disso, a adição de biochar reduziu os teores de Cu na parte aérea e nas raízes da planta.

Palavras-chave: Metal pesado. Aveia preta. Amenizantes orgânicos. Fitoestabilização.

ARTICLE I - BIOCHAR AND ORGANIC COMPOUND USED TO INCREASE COPPER PHYTOREMEDIATION IN SOIL CONTAMINATED BY MINING TAILINGS

Abstract

Soil contamination by copper occurs in several countries mainly due to human activities, and this problem is more serious in sandy soils. In areas of Cu mining tailings deposits, the concentration of this element occurs, which results in serious environmental problems. Phytoremediation is an alternative to remediate these soils. The phytoremediation of sandy soils contaminated with copper (Cu) can be influenced by the addition of organic softeners such as biochar and compost. The objective of this study was to evaluate whether the addition of biochar and organic compost, at different doses, has the ability to reduce the availability and phytotoxicity of Cu in soil from an area impacted by mining tailings and increase the phytoremediation of Cu by *Avena strigosa*. The experiment was carried out in a greenhouse for the cultivation of *Avena strigosa*. Soil impacted by Cu mining tailings collected in the municipality of Caçapava do Sul/RS was used. Four doses of each softener were applied, biochar (0 g pot⁻¹; 18.75 g pot⁻¹; 37.50 g pot⁻¹; 75.0 g pot⁻¹) and compost (0 g pot⁻¹; 23.9 g pot⁻¹; 47.8 g pot⁻¹; 95.6 g pot⁻¹), in 6 repetitions. The availability of copper and other nutrients in the solid phase and in the soil solution, plant growth and phytotoxicity of Cu were evaluated; as well as the concentrations of Cu and other nutrients in plant tissues (shoot and root). The excess of Cu present in the soil resulted in damage to the photosynthetic apparatus of *Avena strigosa*. In general, the addition of compost increased the biomass and root growth of *Avena strigosa*, promoted greater accumulation of Cu in the roots, which resulted in an increase in the phytostabilization process of the metal (Cu) by *Avena strigosa* in the soil impacted by tailings. mining. On the other hand, the application of biochar reduced plant growth, which caused a concentration effect (increase) in the levels of Fe, Mn and K in the plant, in addition, the addition of biochar reduced the levels of Cu in the shoot and the roots of the plant.

Keywords: Heavy metal. *Avena strigosa*. Organic softeners. Phytostabilization.

1 INTRODUÇÃO

Os solos de diversas regiões do mundo estão contaminados com metais pesados devido, principalmente, às atividades agrícolas, industriais e de mineração (HAROON et al., 2019; NANDILLON et al., 2019). Em locais com atividade de mineração os solos se apresentam com pouca ou nenhuma cobertura vegetal devido aos altos teores de metais, pH ácido, baixa agregação e pouca atividade biológica (VENKATESWARLU et al., 2016; SAXENA et al., 2020). No estado do Rio Grande do Sul, Brasil, no município de Caçapava do Sul, está localizada uma antiga área de depósito de rejeito de mineração de cobre, denominada Minas do Camaquã, que foi desativada no ano de 1996 (HARRES, 2000; SIQUEIRA, 2018). A exploração no local iniciou em meados de 1870, entretanto a barragem de contenção de rejeitos somente foi construída em 1981, o que significa que os rejeitos e o material estéril, até o período de 1981, eram depositados em locais impróprios o que gerou sérios problemas de assoreamento. Para contornar a situação, foram realizadas retificações da calha do canal, alterando o leito original do arroio. Isto ocasionou uma reação em cadeia: erosão do canal e aumento da carga sólida que era transportada para os cursos d'água. Devido a isto, e a problemas estruturais na barragem, houve o rompimento após um período de alta pluviosidade em que ocorreram sucessivos extravamentos no vertedouro da barragem. Após 25 anos da desativação da mina (desativação ocorreu em 1996) os problemas ambientais ainda são visíveis (LAYBAUER; BIDONE, 1998; ROCHA, 2013; SIQUEIRA, 2018). Neste local observa-se graves problemas ambientais como processos erosivos, solo com pouca estrutura, baixa cobertura vegetal e riscos à saúde humana e de animais devido ao excesso de cobre (Cu) em superfície e subsuperfície do solo (EBENEBE et al., 2017; O'CONNOR et al., 2019; SAXENA et al., 2020).

Quando em excesso no solo, o Cu tende a se acumular nas camadas superficiais, podendo causar alterações sobre a comunidade microbiana do solo, causar toxicidade às plantas e contaminar outros ecossistemas. Diante disso, alternativas devem ser buscadas para reduzir o excesso de Cu nestes solos. A fitorremediação é uma técnica que consiste no uso de plantas para reduzir a concentração e/ou os efeitos tóxicos de contaminantes presentes no solo (BOECHAT et al., 2017; SEBELIKOVA et al., 2019; PANDA et al., 2020; RAJ et al., 2020). Dentre os mecanismos de fitorremediação para o controle de metais pesados destacam-se a fitoestabilização e a fitoextração. A fitoestabilização consiste no uso de espécies de plantas para imobilizar metais pesados no solo e diminuir sua biodisponibilidade (WONG, 2003; MENCH et al., 2010; MARQUES et al., 2009), enquanto que a fitoextração faz o uso de plantas para absorver contaminantes do solo, translocar e acumular esses contaminantes em sua biomassa

aérea (ROBINSON et al., 2009; JACOB et al., 2018). No entanto, a eficiência da fitorremediação depende de vários fatores como a espécie vegetal, as propriedades do solo, a biodisponibilidade do metal e o uso de amenizantes (KANG et al., 2018; KOZMINSKA et al., 2018; DESAI et al., 2019; LI et al., 2019), sendo que, estes últimos, podem reduzir a disponibilidade do Cu no solo.

Os amenizantes possuem capacidade de promover maior crescimento da planta e promover a fitorremediação, uma vez que aumentam a quantidade de matéria orgânica e disponibilidade de nutrientes no solo, melhoram as características físicas e biológicas assim como a atividade microbiana no solo (FRANCHI et al., 2019; NZEDIEGWU et al., 2019, DAS et al., 2021). O biochar e o composto orgânico são produtos que podem ser utilizados como amenizantes do excesso de Cu no solo. Tanto o composto quanto o biochar são materiais formados a partir de transformações de algum resíduo orgânico, como por exemplo a casca de arroz (KARAMINA; FIKRINDA, 2020) e o esterco bovino, que poderiam se tornar problemas ambientais sem a devida destinação (CHEN et al., 2015; YUAN et al., 2019; RASTOGI et al., 2020).

O biochar é um material carbonáceo, obtido pelo processo de pirólise, que apresenta uma estrutura porosa com alta superfície específica, assim como alta CTC que pode resultar em maior retenção do cobre e redução da sua biodisponibilidade (GONG et al., 2019; LI et al., 2019; CHENG et al., 2020). Além disso, o biochar tende a promover a melhoria da fertilidade do solo, o aumento na retenção de água, de pH, nutrientes, sequestro de carbono e atividades microbianas (LAHORI et al., 2017; GASCO et al., 2019; LIU et al., 2019).

O composto orgânico, é um material oriundo do processo de compostagem que apresenta alto teor de nutrientes e matéria orgânica, pH básico e elevada CTC, que favorece o desenvolvimento das plantas (GARAU et al., 2017; MAJBAR et al., 2018; PALANIVELOO et al., 2020). O composto pode reduzir a disponibilidade do Cu por meio de ligações específicas de complexação (PINSKII et al., 2018; SOJA et al. 2018).

O uso de diferentes amenizantes pode aumentar o sucesso da fitorremediação a partir do melhor estabelecimento das plantas no solo contaminado com Cu. Algumas plantas são comumente utilizadas por produtores como cobertura de solo, porém pouco se conhece sobre seu comportamento na fitorremediação, como é o caso da aveia preta (*Avena strigosa*). Desta forma, o objetivo deste estudo foi verificar se a adição de biochar e de composto orgânico, promove a redução da disponibilidade e fitotoxicidade do Cu em solo oriundo de uma área impactada por rejeito de mineração e aumenta a fitorremediação de Cu por *Avena strigosa*.

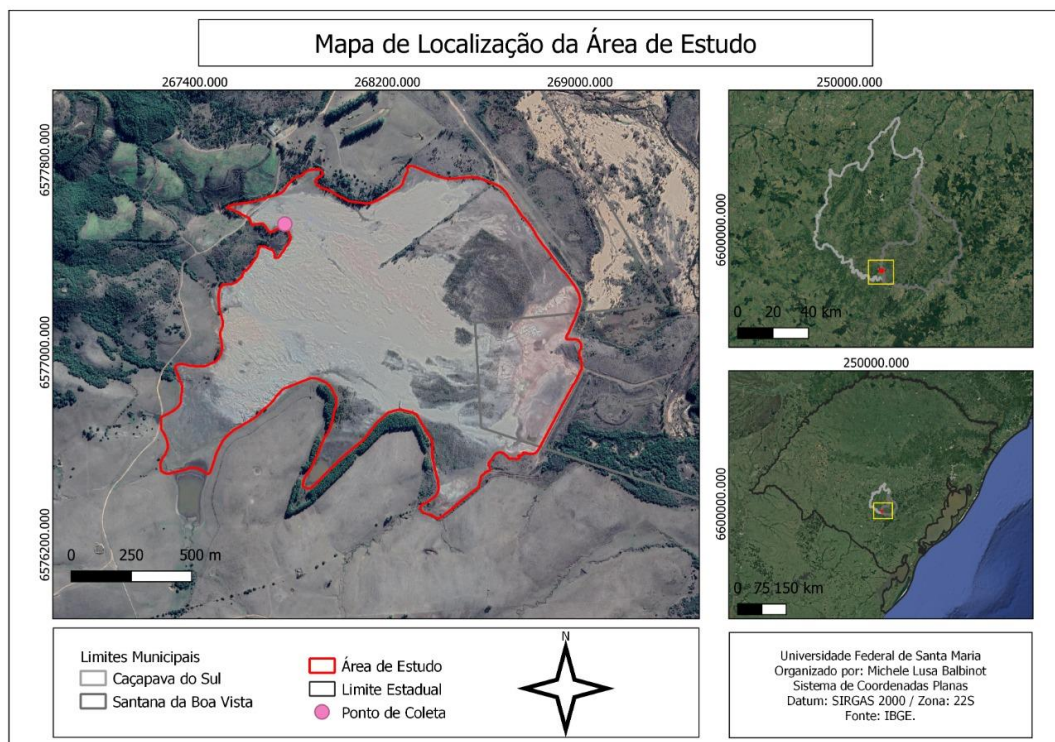
2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A área do estudo localiza-se na parte sudoeste do estado do Rio Grande do Sul, no distrito de Minas de Camaquã, no município de Caçapava do Sul. O local compreende uma área impactada por rejeitos de mineração, devido ao rompimento da barragem de contenção, em 1981, após um período chuvoso, em que ocorreram sucessivos extravamentos de rejeitos pelo vertedouro da barragem, o que resultou em áreas extremadamente contaminadas, principalmente por Cu (Figura 2) (LAYBAUER; BIDONE, 1998; ROCHA, 2013; SIQUEIRA, 2018). Após o rompimento, as áreas contaminadas encontravam-se ácidas, ou seja, com pH muito baixo, o que dificultava o estabelecimento de qualquer espécie vegetal ou microbiana no local. Com o intuito de amenizar essa acidez causada pelo excesso de contaminação de Cu, a área recebeu altas quantidades de calcário.

De acordo com o mapa de solos do Rio Grande do Sul, a área objeto de estudo encontra-se situada em solo classificado como argissolo vermelho-amarelo distrófico úmbrico. Esta classe é constituída por solos profundos, podzolizados, bem drenados, derivados de granitos, em relevo ondulado e forte ondulado. Em relação a sua química, são solos fortemente ácidos no horizonte A e ácidos no B, apresentando saturação por bases baixa, solos pobres em matéria orgânica e fósforo disponível (LEMOS, 1973).

Figura 2 - Localização da área de estudo, no distrito de Minas de Camaquã, município de Caçapava do Sul.



2.2 SOLO

O solo foi coletado na área impactada pelo rejeito de mineração de Cu na camada de 0-10 cm (30°54'46" S; 53°25'48" O) (Figura 2). O material foi seco ao ar e peneirado através de uma peneira de malha 2 mm e homogeneizado para análise química. Foram determinados os teores de P, K, Zn, Cu, Fe e Mn após extração por Mehlich-1 em espectrofotômetro de absorção atômica (GBC, 932 AA, Austrália). Os teores de Ca e Mg foram extraídos por KCl e determinados em espectrofotômetro de absorção atômica (GBC, 932 AA, Austrália) segundo Embrapa (2017). A capacidade de troca de cátions foi obtida pela soma da quantidade total de cátions trocáveis (EMBRAPA, 2017). Os valores de pH (em água 1:1) e condutividade elétrica (em água 1:1) foram determinados conforme Embrapa (2017). A determinação da capacidade de campo foi realizada em mesa de tensão (KLUTE, 1986).

2.3 PRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO BIOCHAR E COMPOSTO ORGÂNICO

O biochar utilizado foi produzido pelo processo de pirólise à 600°C, à base de dejetos suíno e casca de arroz (1:1) (CANTONI, 2020) (Tabela 1). Os teores de nitrogênio e carbono total foram determinados em analisador elementar (Thermo Finnigan, Flash 1112, Italy) (SILVA; BOHNEN, 2001). Os valores de pH foram determinados em água e em KCl 1 mol L⁻¹ (EMBRAPA, 2017). Os teores de P, K, Zn, Cu, Fe e Mn foram determinados após digestão em ácido nítrico e peróxido de hidrogênio em espectrofotômetro de absorção atômica (GBC, 932 AA, Austrália). Também foram determinados os teores de Ni, Cr, Pb, Mo e Hg presentes no biochar através da técnica de fluorescência de raios-x (FRX). A umidade foi determinada de acordo com a ASTM D1762-84/2017, onde a amostra foi submetida à temperatura de 105°C em estufa até massa constante.

O composto orgânico foi produzido pelo processo de compostagem aeróbica com revolvimento manual e controle de umidade para 60-70%. O composto foi obtido através da mistura de esterco bovino e palha (*Paspalum* sp.). A finalização do processo foi indicada pela redução na oscilação da temperatura e por características visuais do composto (ex. cor, textura, odor, porosidade e granulometria) e após realizada a sua caracterização (Tabela 1). Os teores de nitrogênio (N) e carbono (C) foram determinados em um analisador elementar (Flash 1112, Thermo Finnigan, Itália). Os teores de P, K, Ba, Cd, Pb, Cu, Cr, Ni, Cr, Zn e Mo foram determinados por espectrômetro de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES; PerkinElmer Optima 7000DV, EUA) após extração com ácido nítrico e peróxido de hidrogênio, de acordo com o método EPA 3050B. Os teores de Hg, Se e As foram extraídos de

acordo com o método EPA 3051A em micro-ondas e determinado por espectrômetro de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES com geração de hidretos; PerkinElmer Optima 7000DV, EUA). A umidade foi determinada por perda de massa em estufa segundo Embrapa (2017).

2.4 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E CULTIVO DAS PLANTAS

O experimento foi realizado em delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial 2x4, com 6 repetições totalizando 48 unidades experimentais. O cultivo das plantas foi realizado em casa de vegetação. Foi realizado o cultivo de Aveia preta (*Avena strigosa*) devido aos resultados promissores em estudos de fitorremediação de Cu (VENDRUSCULO, 2013). Os tratamentos foram compostos por dois tipos de amenizantes, o biochar e o composto orgânico (fator 2) aplicados em 4 doses cada um (fator 4). A partir da dose referência, foi determinada duas doses acima do recomendado (valor de referência), além da dose 0 (sem adubação). As doses de aplicação do biochar foram definidas através de busca em banco de dados de artigos e teses já publicadas relacionados ao assunto (WANG et al., 2019; ÁLVAREZ et al., 2020; BENHABYLÈS et al., 2020; REN et al., 2020; SIMMS et al., 2020; VISCONTI et al., 2020; ZHANG et al., 2020). As doses do composto orgânico foram determinadas de acordo com a necessidade de adubação nitrogenada da planta, levando em consideração o índice de eficiência do composto, segundo CQFS (2016). Para o biochar foram utilizadas as doses 0 g (0%), 18,75 g (1,25%), 37,5 g (2,5%) e 75 g (5%). Para o composto foram utilizadas as doses 0 g (0 kg N ha⁻¹), 23,9 g (180 kg N ha⁻¹), 47,8 g (360 kg N ha⁻¹), e 95,6 g (720 kg N ha⁻¹). O cultivo foi realizado em vasos com capacidade de 2 L, contendo 1,5 kg de solo oriundo de uma área impactada pelo rejeito de mineração de Cu. Foram semeadas 8 sementes por vaso e após a emergência foram retiradas duas plantas mantendo apenas 6 plantas por vaso. A umidade dos vasos foi mantida a 70% da capacidade de campo, com pesagem diária e adição de água destilada. A capacidade de campo de cada tratamento foi determinada devido às diferenças nas doses de cada amenizante. Duas plantas testes foram cultivadas para corrigir a umidade após a germinação e crescimento das culturas ao longo do tempo.

2.5 CRESCIMENTO DAS PLANTAS E ANÁLISE QUÍMICA DO TECIDO VEGETAL

No florescimento, após 70 dias de cultivo, a parte aérea das plantas foi cortada rente à superfície do solo e reservada. Em seguida, as raízes foram separadas do solo por peneiramento, lavadas cuidadosamente em água corrente, solução EDTA, água destilada e reservadas.

Posteriormente, a parte aérea e as raízes foram secas em estufa a 65° C até peso constante para determinação da matéria seca.

Após a secagem, a parte aérea e as raízes foram pesadas, moídas e preparadas para a análise no tecido vegetal. Os teores de Cu, P, K, Fe, Ca, Mg, Mn e Zn da parte aérea foram determinados após digestão com ácido nítrico-perclórico em espectrofotômetro de absorção atômica (932 AA, GBC, Australia) (EMBRAPA, 2017). O teor de N da parte aérea foi determinado após a digestão em ácido sulfúrico pelo método Kjeldahl-1 (BREMNER; MULVANEY, 1982). O teor de K foi determinado por espectrofotômetro de chama (DM-62, Digimed, Brazil), e o P foi determinado por colorimetria de acordo com Murphy e Riley (1962). Os teores de Cu no tecido foram utilizados para o cálculo do índice de transferência (IT) (relação entre a concentração de metal na parte aérea da planta pela concentração do metal na raiz da planta) (PAIVA et al., 2001) e do fator de bioacumulação (FB) (relação entre a concentração de metal na raiz da planta pela concentração de metal no solo de rejeito) (LUBBEN; SAUERBECK, 1991), de acordo com as Equações 1 e 2, respectivamente.

$$IT = [Cu] \text{ parte área} / [Cu] \text{ raiz} \quad (1)$$

$$FB = [Cu] \text{ raiz} / [Cu] \text{ solo} \quad (2)$$

2.6 ANÁLISES DA FLUORESCÊNCIA DA CLOROFILA

Os parâmetros de fluorescência foram avaliados antes da coleta das plantas em uma planta em cada vaso utilizando um fluorômetro de pulso modulado (Junior-Pam, Walz, Alemanha). Antes da realização da análise (30 min) as plantas foram aclimatadas na ausência total de luz. A fluorescência inicial (F_o) foi determinada e as folhas foram submetidas a um pulso de saturação de luz ($10.000 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) por 0,6 segundos, que serviu para determinar a máxima fluorescência (F_m). A taxa de transporte de elétrons (ETR) foi medida a partir do uso de curvas de luz, construídas por meio de nove níveis de radiação (0, 125, 190, 285, 420, 625, 820, 1150 e $1500 \mu\text{mol f\u00f3tons m}^{-2} \text{s}^{-1}$) para 10 s. A ETR é uma estimativa da densidade de fluxo de fótons absorvido pelo PSII que é calculado como $Y(II) = (F_m' - F')/F_m'$, onde F_m' e F' correspondem para F_m e F_o após um segundo pulso de luz saturante (GENTY et al., 1989). Também foi realizada a determinação do índice SPAD utilizando-se um clorofilômetro (SPAD-502, Chlorophyll meter, Japão).

2.7 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO APÓS CULTIVO

As amostras coletadas após o cultivo das plantas foram submetidas a extração por Mehlich-1 para a determinação dos teores de P, K, Zn, Cu, Fe e Mn em espectrofotômetro de absorção atômica (GBC, 932 AA, Austrália). O teor de carbono total foi determinado em analisador elementar (Thermo Finnigan, Flash 1112, Italy) (SILVA; BOHNEN, 2001). Os teores de Ca e Mg foram extraídos por KCl e determinados em espectrofotômetro de absorção atômica (GBC, 932 AA, Austrália) segundo Embrapa (2017). Os valores de pH (em água 1:1), condutividade elétrica (em água 1:1) foram determinados conforme Embrapa (2017). Também foi coletado solo de rejeito dos vasos para a extração da solução do solo. A técnica utilizada foi por agitação (15 min à 150 rpm) da mistura de solo de rejeito (seco ao ar) e água na proporção 1:1 seguida por centrifugação a 2.000 rpm por 30 min conforme Cunha et al (2018). A suspensão foi filtrada em filtros Qualy. Logo após este procedimento foi realizada a leitura do pH e imediatamente as amostras foram filtradas (0,22 µm) para determinação dos teores de carbono orgânico solúvel total (C solúvel) (SILVA; BOHNEN, 2001) e dos teores dos elementos químicos na solução do solo, Cu e P, em espectrômetro de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente (Perkin-Elmer, Optima 7000DV, EUA).

2.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados foram submetidos à um teste de normalidade. Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA). As médias foram comparadas pelo teste de Tukey ($P < 0.05$) e por análise de regressão com o auxílio do Software R (R CORE TEAM, 2019). Posteriormente, foram realizadas análises de correlações de Pearson e de componentes principais.

3 RESULTADOS

Biochar e Composto

O composto orgânico e o biochar apresentaram pH alcalinos ($\text{pH} > 7,0$) (Tabela 1). A capacidade de campo observada para o solo em questão foi de $202,53 \text{ g g}^{-1}$. A relação C/N do biochar foi 1,75 vezes maior do que a do composto orgânico, resultado dos maiores teores de N e C presentes neste amenizante. No biochar foram verificados altos teores de Zn e Cu, cerca de 3 e 11,7 vezes, respectivamente, acima dos valores observados no composto. Em relação aos teores de P, no composto foi observado valores de 68,9% acima dos teores do biochar.

Tabela 1 - Caracterização físico-química do solo, biochar e composto orgânico antes do cultivo de Aveia Preta (*Avena strigosa*).

| Parâmetros | Unidade | Solo antes do cultivo | Composto Orgânico | Biochar |
|------------|---------------------------------|-----------------------|-------------------|---------|
| Umidade | % | nd | 14,3 | 0,125 |
| pH (água) | - | 6,6 | 8,24 | 8,75 |
| pH (KCl) | - | nd | 7,62 | 8,46 |
| N | % | nd | 1,1 | 0,8 |
| C | % | nd | 20,58 | 26,24 |
| C/N | - | nd | 18,71 | 32,8 |
| MO | % | 0,7 | nd | nd |
| CTC | $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ | 3,6 | nd | nd |
| Argila | % | 4,0 | nd | nd |
| Cu | mg kg^{-1} | 739,27 | 25,99 | 303,53 |
| P | mg dm^{-3} | 249,1 | 1041,3 | 324,2 |
| K | g dm^{-3} | 52,0 | 12,34 | 19,20 |
| Ca | $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ | 2,6 | nd | 501,81 |
| Mg | $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ | 0,2 | nd | 81,84 |
| Zn | mg dm^{-3} | 1,17 | 53,89 | 177,80 |
| Cr | mg kg^{-1} | nd | 9,35 | 11,32 |
| As | mg kg^{-1} | nd | < 1,00 | < 1,00 |
| Ba | mg kg^{-1} | nd | 129,00 | 72,67 |
| Cd | mg kg^{-1} | nd | < 0,05 | < 0,05 |
| Se | mg kg^{-1} | nd | < 1,00 | < 1,00 |
| Ni | mg kg^{-1} | nd | 3,39 | 4,71 |
| Pb | mg kg^{-1} | nd | 5,15 | 7,76 |
| Mo | mg kg^{-1} | nd | < 1,00 | < 1,00 |
| Hg | mg kg^{-1} | nd | < 0,02 | < 0,02 |

* nd - não determinado

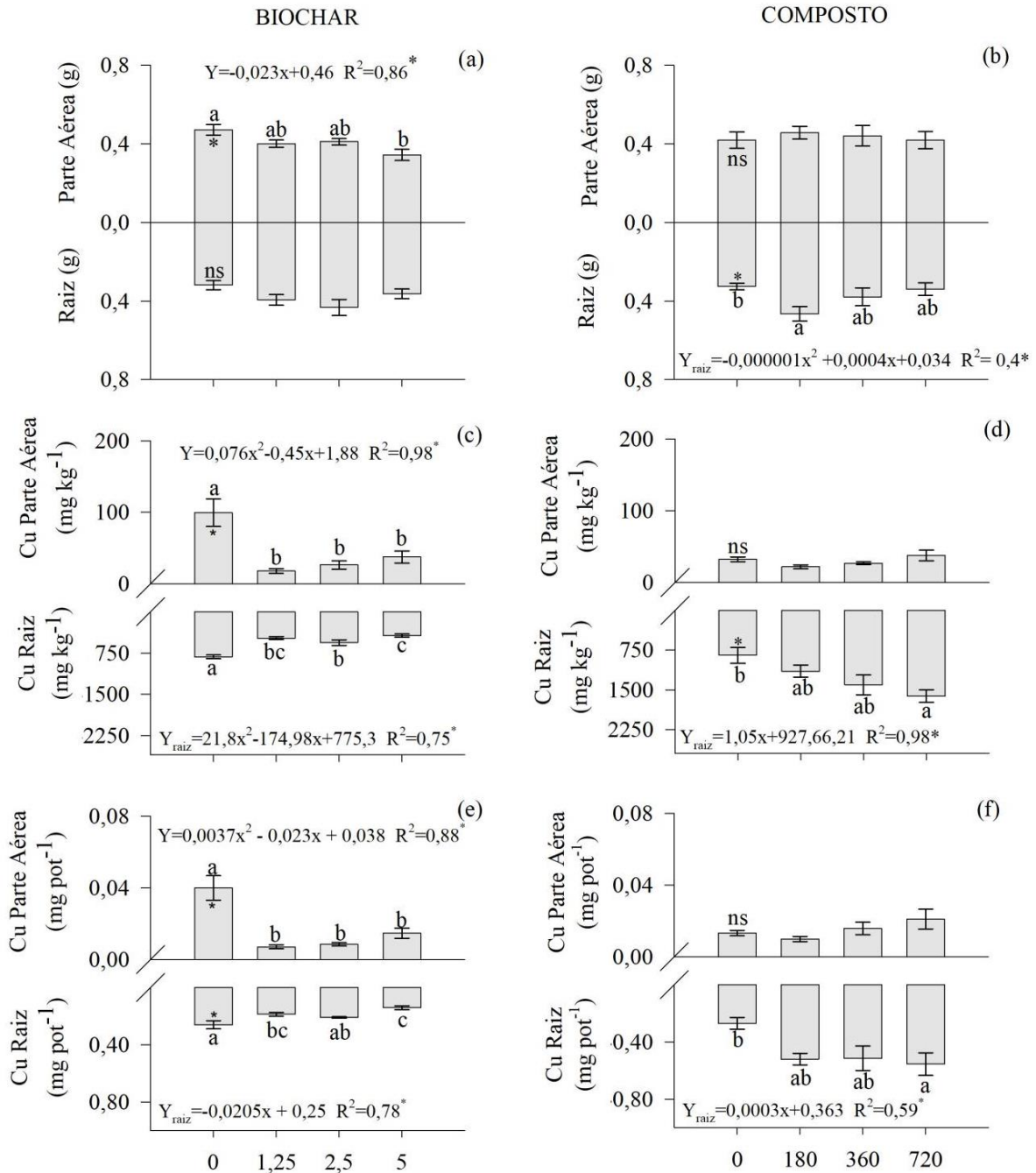
Crescimento e teor de cobre no solo

O cultivo da aveia preta (*Avena strigosa*) no solo impactado pela área de rejeito de mineração com a adição de composto orgânico e biochar modificou os parâmetros de crescimento da planta, assim como modificou os teores de Cu e Cu acumulado, tanto na parte aérea como na raiz da planta (Figura 3). A aveia preta apresentou redução linear do crescimento de parte aérea com o aumento das doses de biochar no solo ($p < 0,01$) (Figura 3a). A maior redução foi observada na maior dose utilizada (5%), resultando em 27% menos massa seca do que observada nas plantas crescidas na ausência do biochar. Por outro lado, a adição de biochar não resultou em mudanças significativas em relação à massa seca nas raízes da planta ($p = 0,75$). No composto, não houve redução significativa no crescimento da planta em parte aérea ($p = 0,91$) (Figura 3b). No entanto, a presença do composto promoveu o aumento da massa seca de raiz, com destaque para a dose de 180 Kg N ha^{-1} , cerca de 25,3% acima da média das demais.

O composto orgânico não modificou os teores de Cu na parte aérea da planta ($p=0,15$) (Figura 3d). A adição de composto orgânico não modificou os teores de Cu na parte aérea da planta ($p=0,15$) (Figura 3d). A presença de composto orgânico favoreceu o aumento linear nos teores de Cu nas raízes com o aumento das doses, sendo que a maior concentração foi observada na maior dose aplicada, cerca de 1,3 vezes maior que a média das demais doses.

Em relação ao biochar, a ausência deste amenizante resultou na maior concentração de Cu na parte aérea da aveia preta (Figura 3c), apresentando uma média 3 vezes maior que a maior concentração observada na presença de biochar (dose de 5%). Além disso, a presença de biochar, independente das doses, ocasionou redução de, em média, 75% no teor de Cu na parte aérea da planta em comparação com o tratamento sem adição do amenizante. Efeito semelhante foi observado nas raízes, onde a maior dose do biochar reduziu em 1,9 vezes o teor de Cu comparado ao solo sem amenizante.

Figura 3 - Massa seca de parte aérea e raiz (a) e (b), teores de Cu em parte aérea e raiz (c) e (d), teores acumulados em partes aéreas e raiz (e) e (f) de Aveia preta (*Avena strigosa*) cultivada em solo de rejeito de mineração com adição de biochar nas doses 0, 1,25%, 2,5% e 5% e composto orgânico nas doses 0, 180, 360 e 720 kg N ha⁻¹, respectivamente. Médias de 6 repetições com erro médio.

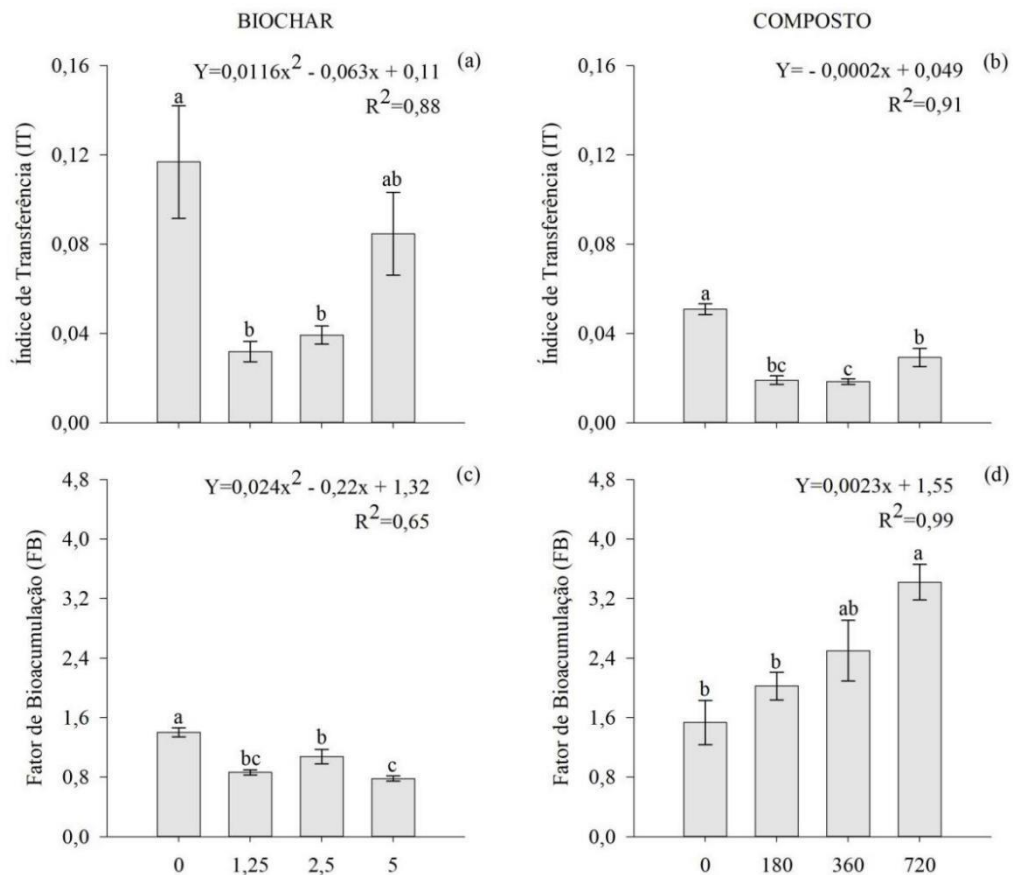


O teor acumulado de Cu na parte aérea e raízes da planta foi maior na ausência do biochar, cerca de 4,9 (78%) e 2,5 (56%) vezes, respectivamente, acima da média dos demais (Figura 3e). A adição de composto orgânico não apresentou efeito significativo em relação ao teor

acumulado de Cu na parte aérea ($p = 0,17$). Em contrapartida, na raiz, a adição de composto apresentou aumento linear com o aumento das doses ($p = 0,021$). O maior teor de Cu acumulado na raiz foi observado na maior dose aplicada de composto, resultando, em média, em 285 mg acima do observado nas plantas cultivadas na ausência do composto no solo.

Foi verificado altos valores do índice de transferência (IT) nas plantas crescidas na ausência do biochar e na maior dose aplicada deste amenizante, sendo este aumento de 3,3 vezes e 2,4 vezes, respectivamente, em relação a média das demais doses. No composto o maior IT foi verificado na ausência da adição deste amenizante, indicando que a adição de composto orgânico não favoreceu a transferência de Cu para a parte aérea da planta. A maior absorção de Cu e o elevado crescimento da aveia na ausência do biochar resultou no maior teor acumulado de Cu na parte aérea da planta neste tratamento. Por outro lado, no composto a maior dose favoreceu o maior valor de bioacumulação, sendo 40,8% maior que o menor valor observado das doses utilizadas (adição de 180 kg N ha⁻¹), e 55,1% maior em relação ao verificado na ausência de composto.

Figura 4 - Índice de Transferência (a) e (b) e Fator de Bioacumulação (c) e (d) de Aveia preta (*Avena strigosa*) cultivada em solo oriundo de rejeito de mineração com adição de biochar nas doses 0, 1,25%, 2,5% e 5% e composto orgânico nas doses 0, 180, 360 e 720 kg N ha⁻¹. Médias de 6 repetições com erro médio.



Nutrição da planta

O aumento das doses de biochar resultou no aumento nos teores de K, Fe e Mn e redução nos teores de Ca e Zn na parte aérea (Tabela 2). Os teores de N, P, Ca, Zn e Mg foram maiores na ausência de biochar, sendo estes valores 44%, 61%, 43,8%, 69,5% e 7%, respectivamente, maiores que a média dos valores observados nas plantas adicionadas de biochar. Por outro lado, no composto, o aumento das doses resultou no acréscimo nos tores de K, Zn, Fe e Mn na parte aérea, e redução nos teores de Ca e Mg. Dentre os parâmetros analisados, o teor de Ca observado foi o que apresentou maior incremento médio na ausência de composto. Os teores de K, Fe e Mn foram maiores na maior dose aplicada de biochar, enquanto os teores de N e P foram maiores na dose de 360 kg N ha⁻¹.

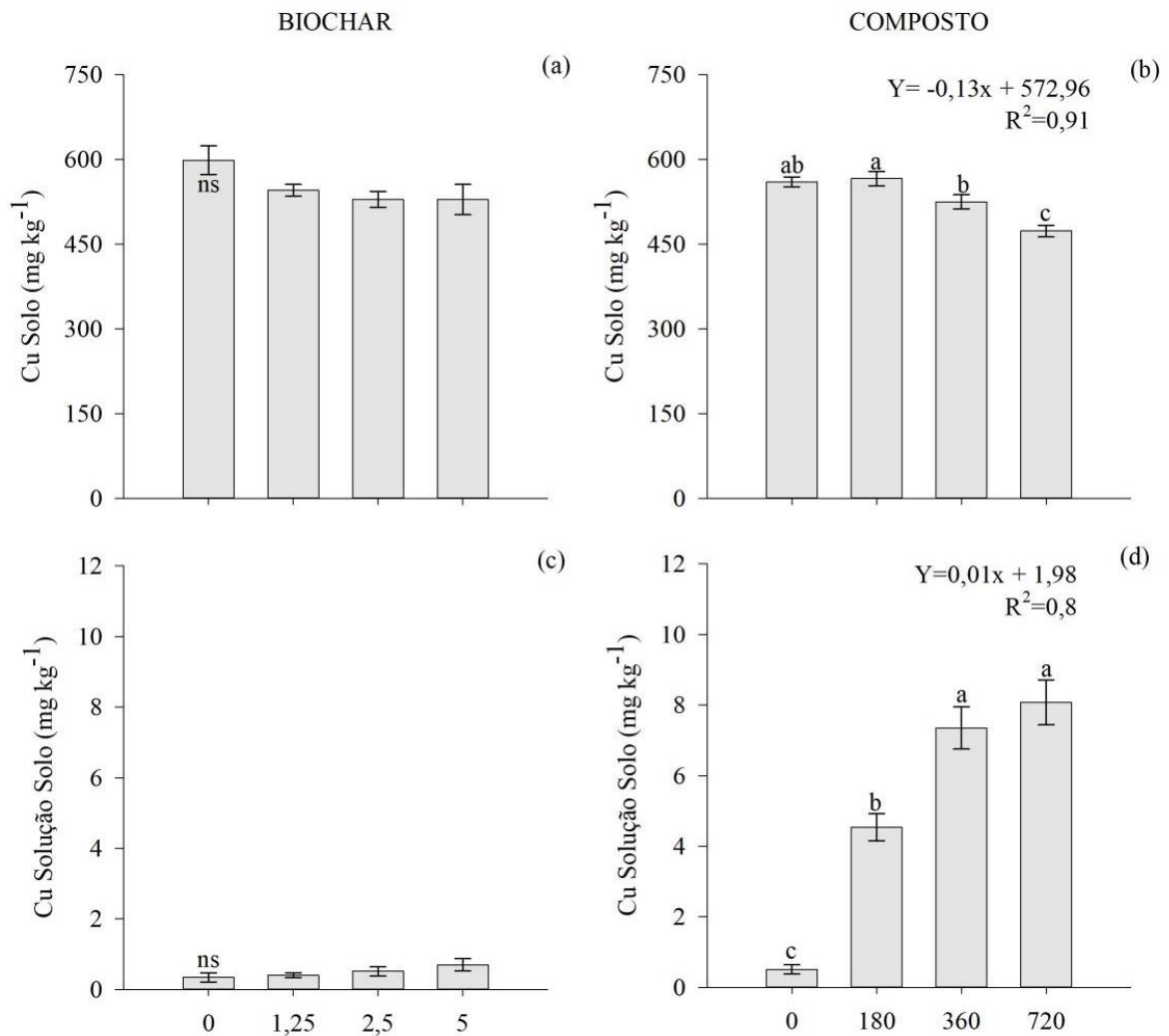
Solo

O solo, antes do cultivo, apresentou teor de Cu de 739,3 mg kg⁻¹, considerado crítico de acordo com a legislação, na qual prevê um valor orientador máximo de 600 mg kg⁻¹ para áreas industriais (CONAMA 460/2013). O cultivo da aveia resultou na redução média de 27,7% nos teores de Cu disponível por Mehlich-1 no solo adicionado de biochar (não significativo com $p = 0,42$) e 29,4% adicionado de composto (significativo com $p = 0,000007$) (Figura 5a e Figura 5b), em relação à médias de todas as doses utilizadas. A adição de composto na maior dose promoveu a redução de aproximadamente 266,2 mg de Cu no solo. Em solução, não foram observadas mudanças nos teores de Cu na presença do biochar (Figura 5e), em nenhuma das doses aplicadas. Já no composto houve aumento linear nos teores de Cu em solução (Figura 5d), com destaque para a dose de 720 kg N ha⁻¹, apresentando aumento de cerca de 1,78 vezes em relação a menor média e para a dose de 360 kg N ha⁻¹ com aumento de 1,62 vezes em relação a menor média.

Tabela 2 - Teor de nutrientes da parte aérea de Aveia Preta (*Avena strigosa*) cultivada em solo arenoso, contaminado com Cu, com adição de biochar e composto orgânico.

| Atributos | Tratamentos | | | | |
|---------------------------|-----------------------------------|------------------|-----------------|------------------|--|
| | Biochar (%) | | | | Eq. Regressão |
| | 0 | 1,25 | 2,50 | 5,0 | |
| N (g kg ⁻¹) | 19,53 ± 6,22a | 9,79 ± 0,22a | 9,94 ± 1,52a | 13,08 ± 0,01a | Y= 0,06x ² - 51,3x + 19077,6 R ² =0,92 |
| P (g kg ⁻¹) | 3,39 ± 1,45a | 1,09 ± 0,25b | 1,49 ± 0,34b | 1,40 ± 0,55b | Y= 2,12x ² - 13,92x + 54,3 R ² =0,73 |
| K (g kg ⁻¹) | 10,98 ± 1,42d | 19,95 ± 2,15c | 27,13 ± 2,14b | 38,26 ± 5,88a | Y= 5441,998x + 11900,3 R ² =0,99 |
| Ca (g kg ⁻¹) | 11,79 ± 1,24a | 7,73 ± 0,40b | 7,53 ± 0,72b | 4,60 ± 0,38c | Y= -1298,41x + 10755,3 R ² =0,88 |
| Mg (g kg ⁻¹) | 1,85 ± 0,45ns | 1,63 ± 0,19 | 1,91 ± 0,16 | 1,62 ± 0,23 | - |
| Zn (mg kg ⁻¹) | 1209,7 ± 250,9a | 470,0 ± 321,6b | 208,0 ± 93,3b | 429,1 ± 299,3b | Y= 102,8x ² - 625,3x + 1191 R ² =0,99 |
| Fe (mg kg ⁻¹) | 174,2 ± 15,9c | 2863,5 ± 979,7ab | 1963,9 ± 412,6b | 3382,0 ± 863,3a | Y= 533,72x + 865,2 R ² =0,69 |
| Mn (mg kg ⁻¹) | 924,6 ± 432,7a | 233,6 ± 41,2b | 258,1 ± 49,1b | 262,0 ± 68,9b | Y= 0,06x ² - 0,36x + 2,9 R ² =0,85 |
| Atributos | Composto (kg N ha ⁻¹) | | | | Eq. Regressão |
| | 0 | 180 | 360 | 720 | |
| | N (g kg ⁻¹) | 12,20 ± 1,85b | 37,98 ± 3,25a | 43,78 ± 0,77a | 40,06 ± 0,43a |
| P (g kg ⁻¹) | 0,60 ± 0,04c | 1,78 ± 0,22b | 2,99 ± 0,35a | 2,95 ± 0,91a | Y= -0,008x ² + 9,5x + 535,1 R ² =0,98 |
| K (g kg ⁻¹) | 16,01 ± 2,95c | 30,74 ± 4,30b | 36,36 ± 8,68b | 50,88 ± 7,04a | Y= 46,02x + 19001,03 R ² =0,96 |
| Ca (g kg ⁻¹) | 9,63 ± 1,87a | 9,51 ± 1,05a | 8,88 ± 1,27a | 5,73 ± 0,41b | Y= -5,637x + 10212,52 R ² =0,89 |
| Mg (g kg ⁻¹) | 1,34 ± 0,11d | 3,30 ± 0,22a | 2,80 ± 0,19b | 2,30 ± 0,13c | Y= -0,01x ² + 8,4x + 1552,8 R ² =0,73 |
| Zn (mg kg ⁻¹) | 301,8 ± 199,3a | 97,2 ± 23,9b | 163,0 ± 54,5ab | 233,3 ± 152,8ab | Y= 0,001x ² - 0,85x + 278,02 R ² =0,7 |
| Fe (mg kg ⁻¹) | 1749,1 ± 551,9b | 1266,4 ± 311,1b | 2172,0 ± 686,0b | 3581,3 ± 1464,9a | Y= 2,914x + 1274,15 R ² =0,81 |
| Mn (mg kg ⁻¹) | 213,29 ± 33,9ns | 185,64 ± 23,2 | 221,51 ± 36,9 | 237,12 ± 31,4 | - |

Figura 5 - Teores de cobre no solo (a) e (b) e tores de cobre na solução do solo (c) e (d) de Aveia preta (*Avena strigosa*) cultivada em solo de rejeito de mineração com adição de biochar nas doses de 0, 1,25%, 2,5% e 5% e composto orgânico nas doses 0, 180, 360 e 720 kg N ha⁻¹. Médias de 6 repetições com erro médio.



O pH do solo e da solução foram aumentados pela presença do biochar (Tabela 3). A condutividade elétrica (CE) apresentou crescimento significativo com o aumento das doses de biochar, apresentando um incremento de 37,3% na maior dose do biochar, em relação a menor dose de biochar, e 89,1% em relação ao valor verificado na ausência do amenizante. O mesmo comportamento destes parâmetros foi observado para o composto, apresentando CE cerca de 3,4 vezes acima na maior dose, em relação a menor dose, e 6,5 vezes em relação aos vasos sem adição de composto.

Para o biochar, em média, os teores de todos os parâmetros analisados apresentaram crescimento com o aumento das doses, sendo o maior incremento na maior dose observada, com exceção do Ca que apresentou maior concentração na ausência de biochar. Para o biochar,

destaca-se o Zn, P no solo e o P em solução que apresentaram incremento de 68,4%, 29% e 99%, respectivamente, na maior dose, devido a adição de composto.

Em relação ao composto, os parâmetros P no solo, Ca, Mg, Zn e Mn apresentaram crescimento com o aumento das doses, com o maior incremento verificado na dose de 720 kg N ha⁻¹, 38%, 7,5%, 29,2%, 65,2% e 56,4%, respectivamente (Tabela 3). O Fe apresentou maior concentração na ausência de composto, cerca de 6,5% em relação a média das doses aplicadas de biochar. O P em solução apresentou maior concentração na dose de 360 kg N ha⁻¹, sendo este crescimento 81,2% maior do que o verificado na menor dose e cerca de 52,3 vezes maior do que o observado na ausência do amenizante.

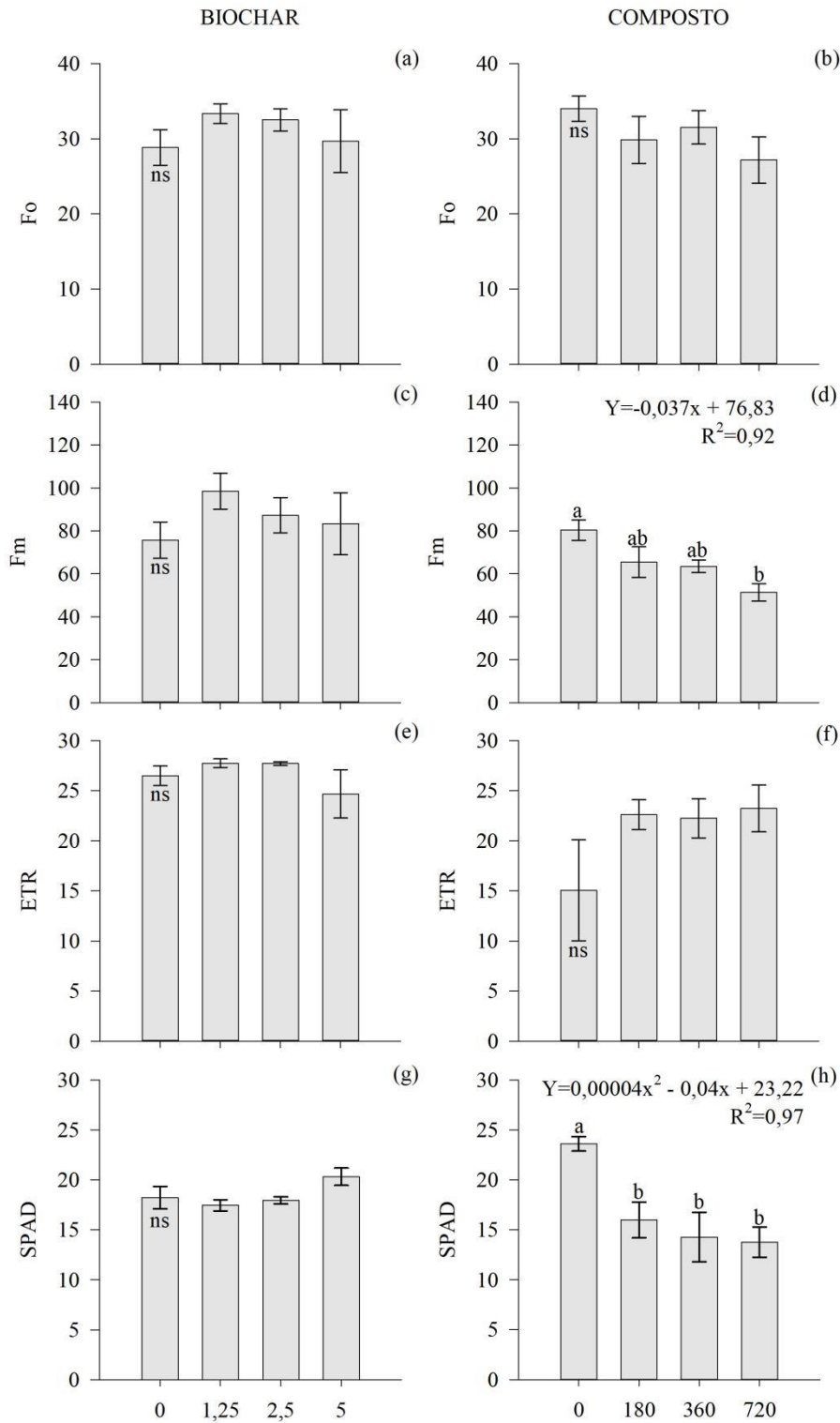
Fluorescência da clorofila

O excesso de Cu resultou em danos aos aparatos fotossintéticos da aveia preta, indicado pelos aspectos visuais das plantas, com presença de clorose. A fluorescência de forma geral apresentou pouca modificação devido a presença dos amenizantes (Figura 6). A presença do biochar resultou em um pequeno aumento (não significativo) em todos os parâmetros avaliados, independente das doses utilizadas (aumento de 9,4% para F0, 15,7% para Fm, 0,8% para ETR e 1,9% para SPAD). Para o composto houve redução nos parâmetros F0, Fm e SPAD, após a adição do amenizante. Especificamente, o Fm e o SPAD apresentaram redução média (significativo com $p = 0,005$ e $p = 0,0023$) de 25,2% e 38% em relação ao tratamento sem adição do amenizante orgânico.

Tabela 3 - Características químicas e físicas do solo após cultivos de Aveia preta (*Avena strigosa*), com aplicação de biochar e composto orgânico.

| Atributos | Tratamentos | | | | |
|---|-----------------------------------|----------------|-----------------|-----------------|---|
| | Biochar (%) | | | | Eq. Regressão |
| | 0 | 1,25 | 2,50 | 5,0 | |
| pH _(água) | 8,26 ± 0,05ab | 8,22 ± 0,11a | 8,43 ± 0,14ab | 8,47 ± 0,09b | Y=-0,03x ² +0,13x+8,16 R ² =0,83 |
| pH _(solução) | 6,86 ± 0,09b | 7,09 ± 0,11ab | 7,08 ± 0,15ab | 7,29 ± 0,19a | Y=0,077x+6,9103 R ² =0,9 |
| CE | 147,3 ± 4,9c | 418,5 ± 79,5bc | 850,9 ± 137,1ab | 1356,9 ± 627,3a | Y=228,84x+158,21 R ² =0,99 |
| C _(solução) ⁺ (mg kg ⁻¹) | 21,45 ± 2,1ns | 24,11 ± 4,1 | 26,01 ± 6,2 | 21,22 ± 3,9 | - |
| N _{total(solução)} ⁺ (mg kg ⁻¹) | 1,27 ± 0,7b | 2,77 ± 2,9ab | 4,51 ± 2,8ab | 5,53 ± 1,9a | Y=0,8474x+1,6643 R ² =0,92 |
| P _(Mehlich⁻¹) (mg kg ⁻¹) | 166,7 ± 18,8b | 164,0 ± 17,0b | 203,5 ± 8,7a | 234,7 ± 11,2a | Y=15,63 + 164,81 R ² =0,74 |
| P _(solução) (mg kg ⁻¹) | 0,02 ± 0,01c | 0,94 ± 0,16b | 1,09 ± 0,20ab | 1,86 ± 0,60a | Y=-0,17x ² +1,19x-1,63 R ² =0,91 |
| K _(Mehlich⁻¹) (mg kg ⁻¹) | 1,65 ± 0,02d | 2,40 ± 0,03c | 2,67 ± 0,05b | 2,97 ± 0,1a | Y=-0,066x ² +0,59x+1,68 R ² =0,99 |
| Ca _(KCl) (mg kg ⁻¹) | 279,3 ± 11,1a | 250,3 ± 13,9b | 261,8 ± 20,7ab | 254,9 ± 11,4b | Y=-3,43x+269,08 R ² =0,33 |
| Mg _(KCl) (mg kg ⁻¹) | 22,8 ± 0,42c | 34,4 ± 1,63 b | 38,7 ± 3,15 a | 40,9 ± 3,31a | Y=-1,22x ² +9,6x+23,2 R ² =0,99 |
| Zn _(Mehlich⁻¹) (mg kg ⁻¹) | 2,5 ± 0,46c | 3,8 ± 0,48 c | 6,1 ± 1,49b | 7,8 ± 0,85a | Y=1,1x+2,65 R ² =0,96 |
| Fe _(Mehlich⁻¹) (mg kg ⁻¹) | 518,5 ± 45,8ab | 457,6 ± 29,3b | 557,9 ± 118,1ab | 600,3 ± 79,8a | Y=21,92x+485,64 R ² =0,6 |
| Mn _(Mehlich⁻¹) (mg kg ⁻¹) | 144,4 ± 12,0a | 146,4 ± 9,6a | 166,2 ± 20,7a | 170,0 ± 21,1a | Y=5,63x+144,43 R ² =0,83 |
| Atributos | Composto (kg N ha ⁻¹) | | | | Eq. Regressão |
| | 0 | 180 | 360 | 720 | |
| | pH _(água) | 8,14 ± 0,10ab | 8,34 ± 0,09a | 8,25 ± 0,25ab | 8,07 ± 0,09b |
| pH _(solução) | 7,06 ± 0,13b | 7,13 ± 0,19b | 7,21 ± 0,10ab | 7,37 ± 0,08a | Y= 0,0004x + 7,06 R ² =0,99 |
| CE | 204,6 ± 96,2c | 388,13 ± 34,4c | 721,8 ± 138,7b | 1320,7 ± 163,0a | Y= 1,59x + 158,21 R ² =0,99 |
| C _(solução) ⁺ (mg kg ⁻¹) | 34,0 ± 16,5d | 113,7 ± 38,3c | 183,7 ± 32,0b | 298,6 ± 51,6a | Y= 0,3639x + 42,879 R ² =0,99 |
| N _{total(solução)} ⁺ (mg kg ⁻¹) | 3,81 ± 1,9c | 14,42 ± 8,1c | 25,45 ± 5,7b | 47,39 ± 8,6a | Y= 0,0606x + 3,6634 R ² =0,99 |
| P _(Mehlich⁻¹) (mg kg ⁻¹) | 142,5 ± 24,9c | 192,1 ± 19,0b | 245,3 ± 18,2a | 230,0 ± 7,7a | Y= -0,0004x ² + 0,4x + 139 R ² =0,73 |
| P _(solução) (mg kg ⁻¹) | 0,15 ± 0,06c | 1,48 ± 0,36b | 7,87 ± 1,04a | 7,54 ± 1,11a | Y= 0,011x + 0,75 R ² =0,73 |
| K _(Mehlich⁻¹) (mg kg ⁻¹) | 1,64 ± 0,03d | 2,25 ± 0,02c | 2,52 ± 0,03b | 2,79 ± 0,03a | Y= 0,0034x + 1,66 R ² =0,99 |
| Ca _(KCl) (mg kg ⁻¹) | 266,8 ± 14,2ns | 274,3 ± 18,2 | 285,6 ± 36,0 | 288,4 ± 36,0 | - |
| Mg _(KCl) (mg kg ⁻¹) | 23,90 ± 0,41d | 39,50 ± 2,17c | 49,75 ± 6,69b | 68,64 ± 5,48a | Y=0,061x+26,366 R ² =0,99 |
| Zn _(Mehlich⁻¹) (mg kg ⁻¹) | 1,97 ± 0,38c | 3,28 ± 0,65b | 4,01 ± 1,00ab | 4,52 ± 0,4a | Y= -0,00001x ² + 0,008x + 2 R ² =0,99 |
| Fe _(Mehlich⁻¹) (mg kg ⁻¹) | 545,2 ± 68,4ns | 521,7 ± 80,8 | 490,8 ± 46,1 | 516,7 ± 45,2 | - |
| Mn _(Mehlich⁻¹) (mg kg ⁻¹) | 146,3 ± 17,9b | 167,2 ± 13,4b | 158,7 ± 18,7b | 206,4 ± 35,6a | Y= 0,078 + 145,09 R ² =0,85 |

Figura 6 - Fluorescência inicial (Fo) (a) e (b), fluorescência máxima (Fm) (c) e (d), taxa de transporte de elétrons (e) e (f) e índice SPAD (g) e (h) para Aveia preta (*Avena strigosa*) cultivada em solo de rejeito de mineração com adição de biochar nas doses de 0, 1,25%, 2,5% e 5% e composto orgânico nas doses 0, 180, 360 e 720 kg N ha⁻¹. Médias de 6 repetições com erro médio.

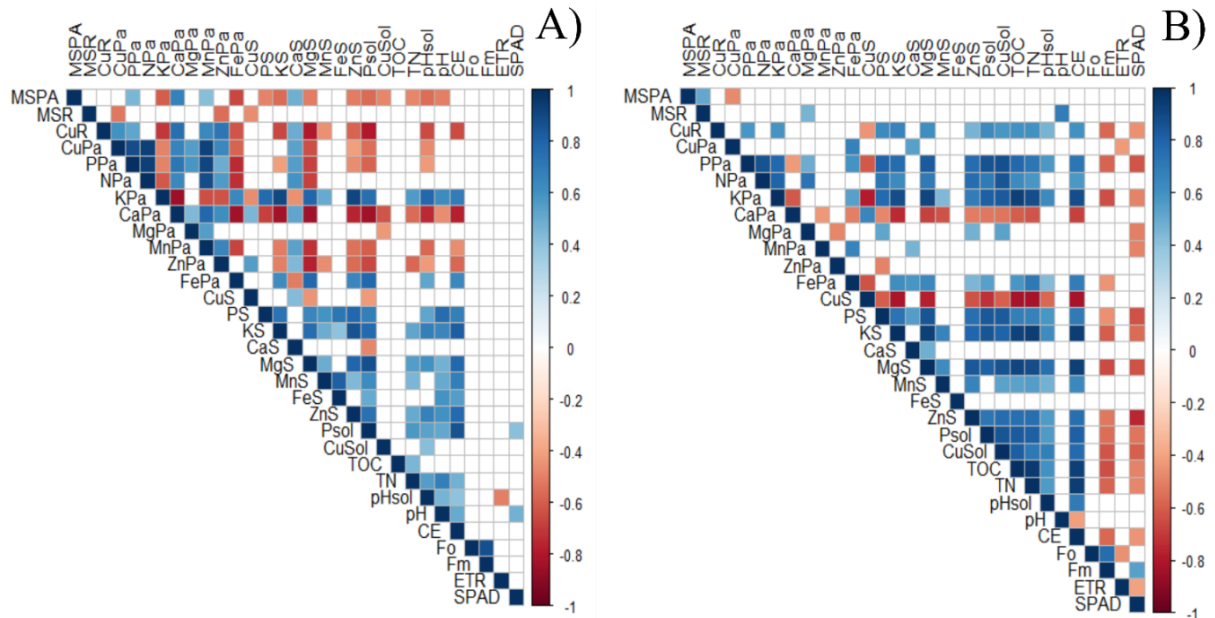


Análise de correlação e de componentes principais

Para o biochar, a presença do Cu em excesso na parte aérea, no solo e na solução reduziu o crescimento da planta, justificado pelas correlações negativas entre $Cu_{\text{parte aérea}}$ e MSR (r: -0.53), Cu_{Mehlich} e MSR (r: -0.46) e Cu solução e MSPA (r: -0.48) (Figura 7a). O menor crescimento das plantas provocou efeito de concentração nos teores de K e Fe, principalmente no tratamento com a maior dose de biochar (5%), justificado pela correlação negativa entre estas duas variáveis. Enquanto o teor de Ca apresentou teores favoráveis para o crescimento da parte aérea da planta, visto que, a correlação entre MSPA e CaPa foi positiva (r: 0.67). O índice SPAD apresentou correlação positiva com o teor de P em solução (r: 0.41) e pH (r: 0.47). Como esperado a condutividade elétrica (CE) apresentou correlação positiva com diversos elementos no solo e em solução (P, K, Mg, Mn, Fe, Zn, P solução e nitrogênio total na solução).

Para o composto, a presença de Cu em excesso na parte aérea reduziu o crescimento da planta, justificado pelas correlações negativas entre CuPa e MSPA (r: -0.47) (Figura 7b). O cobre nas raízes demonstrou afetar negativamente a fisiologia das plantas, comprovado pela correlação negativa entre o cobre na raiz com a fluorescência máxima (Fm) (r: -0.58) e o índice SPAD (r: -0.46). Somado a isto, o excesso de cobre na parte aérea foi correlacionado negativamente com o ETR (r: -0.43). O aumento das concentrações de carbono na solução apresentou correlação positiva com a concentração de cobre na solução do solo (r: 0.82), entretanto, apresentou efeito de correlação negativo com a concentração de cobre no solo (r: -0.83). O cobre no solo também apresentou correlação negativo com o aumento da concentração de nitrogênio em solução (r: -0.83). Como observado para o biochar, a condutividade elétrica apresentou correlação positiva com diversos elementos no solo e em solução (P, K, Mg, Mn, Zn, P solução, Cu solução e nitrogênio total na solução).

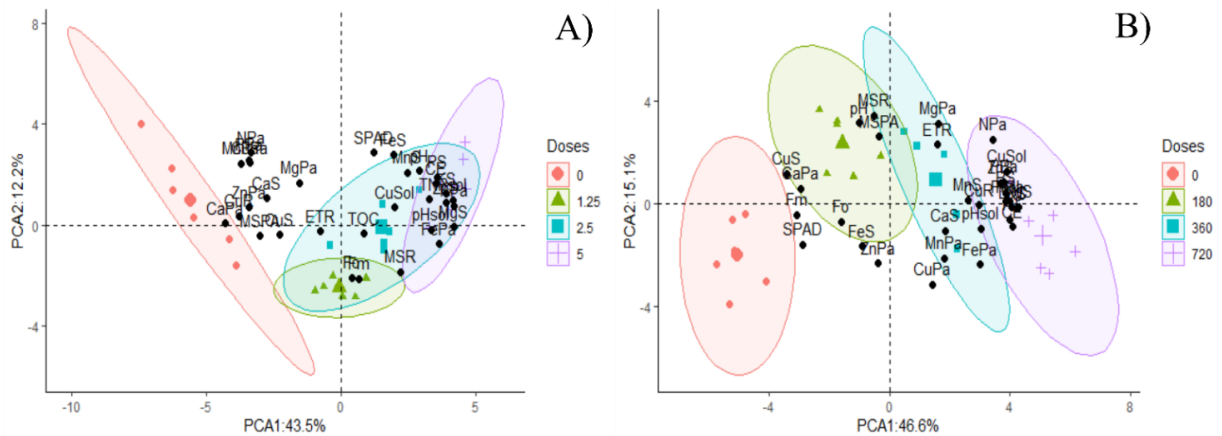
Figura 7 - Análise de correlação para o biochar (A) e composto (B) considerando as variáveis obtidas após o cultivo de Aveia preta (*Avena strigosa*) em solo de rejeito de mineração com adição de biochar nas doses de 0, 1,25%, 2,5% e 5% e composto orgânico nas doses 0, 180, 360 e 720 kg N ha⁻¹.



Variáveis - MSPA: massa seca parte aérea; MSR: massa seca de raiz; CuR: cobre raiz; CuPa: cobre parte aérea; PPa: fósforo parte aérea; NPa: nitrogênio parte aérea; KPa: potássio parte aérea; CaPa: cálcio parte aérea; MgPa: magnésio parte aérea; MnPa: manganês parte aérea; ZnPa: zinco parte aérea; FePa: ferro parte aérea; CuS: cobre no solo; PS: fósforo no solo; KS: potássio no solo; CaS: cálcio no solo; MgS: magnésio no solo; MnS: manganês no solo; FeS: ferro no solo; ZnS: zinco no solo; Psol: fósforo solução do solo; CuSol: cobre solução do solo; TOC: carbono orgânico total; TN: nitrogênio total; pHsol: pH solução do solo; CE: condutividade elétrica; Fo: fluorescência inicial; Fm: fluorescência máxima; ETR: taxa de transporte de elétrons.

A análise de componentes principais, considerando o biochar, explicou aproximadamente 55,7 % da variação total do conjunto de dados (Figura 8a). Deste total, 43,5 % foi explicado pela PCA1 que esteve relacionada com as variáveis Ca, Zn, K, Fe, na parte aérea, cobre na raiz, massa seca parte aérea e raiz, cobre no solo e em solução, cálcio, magnésio e fósforo no solo, pH, fósforo e carbono na solução. As variáveis Cu na raiz, Zn na parte aérea, cálcio e cobre no solo e massa seca de parte aérea não apresentaram relação com os tratamentos. O cálcio na parte aérea foi a única variável relacionada com o tratamento sem a presença do biochar. Já a ETR, carbono e cobre na solução se apresentaram relacionados ao tratamento com dose de 2,5% de biochar. O tratamento com a maior dose de biochar (5%) formou um grupo bem definido com as variáveis pH solução, ferro parte aérea, magnésio no solo, potássio na parte aérea, fósforo no solo e solução e condutividade elétrica.

Figura 8 - Análise de componentes principais (PCA) considerando as variáveis obtidas e os diferentes tratamentos para o cultivo de Aveia preta (*Avena strigosa*) em solo de rejeito de mineração com adição de biochar nas doses de 0, 1,25%, 2,5% e 5% e composto orgânico nas doses 0, 180, 360 e 720 kg N ha⁻¹.



Variáveis - MSPA: massa seca parte aérea; MSR: massa seca de raiz; CuR: cobre raiz; CuPa: cobre parte aérea; PPa: fósforo parte aérea; NPa: nitrogênio parte aérea; KPa: potássio parte aérea; CaPa: cálcio parte aérea; MgPa: magnésio parte aérea; MnPa: manganês parte aérea; ZnPa: zinco parte aérea; FePa: ferro parte aérea; CuS: cobre no solo; PS: fósforo no solo; KS: potássio no solo; CaS: cálcio no solo; MgS: magnésio no solo; MnS: manganês no solo; FeS: ferro no solo; ZnS: zinco no solo; Psol: fósforo solução do solo; CuSol: cobre solução do solo; TOC: carbono orgânico total; TN: nitrogênio total; pHsol: pH solução do solo; CE: condutividade elétrica; Fo: fluorescência inicial; Fm: fluorescência máxima; ETR: taxa de transporte de elétrons.

Para o composto, a análise de componentes principais explicou 61,7% da variação total (Figura 8b). A componente 1 explicou 46,6% e apresentou relação com os teores de todos os elementos no solo e parte aérea, cobre na raiz, índice SPAD e parâmetros da fluorescência. O tratamento com ausência de composto formou um grupo em separado, assim como observado no biochar, e não apresentou relação com as variáveis estudadas. A menor dose de composto (180 kg N ha⁻¹) apresentou relação com as variáveis ferro e cobre no solo e fluorescência inicial. Este tratamento também apresentou relação com as variáveis ligadas à segunda componente, que explicou 15,1% da variação total, a massa seca de raiz, parte aérea e pH. A dose 360 kg de N ha⁻¹ formou um grupo bem definido com as variáveis massa seca de raiz, Ca, Mg, Mn e Fe na parte aérea, cobre na raiz e ETR. Da mesma forma, a maior dose formou um grupo com as variáveis cobre raiz, nitrogênio em parte aérea, K, P no solo e na parte aérea, P na solução, zinco no solo e cobre na solução.

4 DISCUSSÃO

As características químicas dos amenizantes utilizados para o cultivo da aveia preta os enquadram com potencial para serem utilizados como fertilizantes orgânicos segundo as Instruções Normativas nº 25 (BRASIL, 2009), Instrução Normativa nº 46 (BRASIL, 2011) e Instrução Normativa nº 61 (BRASIL, 2020). Apesar de não existir legislações específicas para classificação do biochar, este material pode ser considerado um fertilizante orgânico devido a sua constituição (EL-NAGGARA et al., 2019; ARIF et al., 2020; OKAREH et al., 2020; AYZAZ et al., 2021). O composto, por outro lado, é classificado de acordo com valores orientadores (BRASIL, 2020) e neste caso, o composto utilizado neste estudo se enquadra como um promissor fertilizante orgânico, Classe A (BRASIL, 2009), na qual, está relacionado principalmente com o fato do composto utilizar matéria-prima de origem animal (esterco) e vegetal (palha de grama). Além disso, o composto apresenta macro e micronutrientes, é uma fonte extra de substâncias húmicas, e tende a aumentar a biodiversidade microbiana e ser um condicionador do solo (BERNAL et al., 2009; RICH et al., 2014; SOOBHANY., 2018).

O uso destes dois materiais como amenizantes para o cultivo da aveia preta no solo contaminado com cobre modificou o crescimento, o teor de nutrientes e metais na planta e os parâmetros químicos do solo. De forma geral, foi verificado que o uso do composto orgânico favorece o crescimento da planta neste solo, além de aumentar o potencial fitorremediador da planta. Por outro lado, de acordo com nossos resultados, o biochar não se apresentou como uma boa alternativa para o cultivo da aveia no solo impactado, apesar de diminuir de forma significativa o teor de cobre na planta (Figura 3), principalmente na raiz.

O uso do composto orgânico aumentou o crescimento radicular e modificou o teor de nutrientes, de Cu, de alguns parâmetros fisiológicos na aveia preta e alterou a concentração de cobre no solo e na solução. O composto também promoveu o maior acúmulo de Cu nas raízes da planta, promovendo o processo de fitoestabilização, uma vez que limita a mobilidade e disponibilidade do Cu no solo. O composto utilizado neste estudo foi a base de palha e esterco bovino, sendo viável como forma de reutilizar resíduos que seriam descartados e poderiam se tornar um problema ambiental. Além de que, o composto apresenta propriedades e características favoráveis para o uso nutricional de solo ou como amenizante (SCOTTI et al., 2015; GLAB et al., 2018; LIU et al., 2018; CAI et al., 2019).

O composto orgânico demonstrou ser uma boa alternativa para aumentar o crescimento radicular da aveia preta no solo impactado pelo rejeito (Figura 3b). O composto desencadeou efeitos positivos na planta, como o aumento do crescimento radicular, uma vez que melhorou

a absorção de nutrientes como N, P, K e Fe. Alam et al. (2020) e Martinez et al. (2018) verificaram que o uso de composto em solo contaminado com metais pesados aumentou o crescimento das raízes da planta das espécies *Raphanus sativus L* e *Vitis vitifera*. Enquanto no solo o composto tem efeitos benéficos na estrutura, capacidade de retenção água-ar e na população microbiana (ODLARE et al., 2011; ZHANG et al., 2012; ZHU et al., 2017). Os resultados da pesquisa indicaram uma redução de pH do solo com o aumento das doses de composto, entretanto houve um aumento no teor de nutrientes como C em solução, P em solução, N em solução, P, K, Ca, Mg e Zn. Sherestha et al. (2019) verificaram aumento no teor de nutrientes no solo com a adição diferentes compostos orgânicos. Pan et al. (2020) observaram que à adição de fertilizantes orgânicos no solo, como compostos orgânicos, aumentam a concentração de nutrientes no solo.

Além disso, o composto é uma fonte de C, apresenta alto teor de nutrientes, boa umidade e aeração, e aumenta as atividades enzimáticas do solo devido aos processos de mineralização e atividade de microrganismos (MARTÍNEZ et al., 2016; CIACCIA et al., 2017). Provavelmente, o excesso de carbono em solução promoveu a migração do Cu para solução do solo favorecendo o acúmulo de Cu pela planta (SANTANA, 2018). Na solução o Cu pode se ligar a compostos carbonados solúveis. Este efeito é maior em solos adicionados de adubos orgânicos menos maturados, como alguns compostos orgânicos (PÉREZ-ESTEBAN et al., 2014). Neste caso, o composto orgânico utilizado pode ser considerado menos maturado, uma vez que apresenta relação C/N acima de 12/1 (KIEHL, 2002).

No presente estudo, os valores de IT foram inferiores a 1, em todos os tratamentos (composto e biochar), indicando que houve redução na taxa de translocação de metais da raiz para a parte aérea, demonstrando o poder fitoestabilizador das plantas (GAJIC et al., 2018). Porém, nos tratamentos com composto orgânico nas doses de 360 e 720 kg N ha⁻¹, o índice foi de 0,01 o que resulta em maior potencial para a fitoestabilização. Já o FB, para o composto, foi superior a 1 para todas as doses, indicando que as plantas armazenaram metais em seus tecidos, enquanto que para o biochar o FB apresentou valores inferiores a 1 nas doses de 1,25% e 5,0%. Valores de FB mais altos (>1) sugerem que ocorre baixa retenção de metais no solo, favorecendo a concentração na planta (IQBALKHAN et al., 2020).

As plantas na presença do composto se apresentaram com melhor estado nutricional, principalmente nas doses de 360 e 720 kg N ha⁻¹ justificado pela maior concentração de P, N, K, Zn, Fe e Mn na parte aérea. Este efeito pode ter reduzido os danos ao metabolismo da planta, que pode ser justificado pelo efeito de diluição nos pigmentos da fotossíntese. Ou seja, devido

o desenvolvimento e crescimento da planta, houve uma diluição dos teores de pigmentos fotossintéticos, e isso resultou em menores valores de FM e SPAD nestes tratamentos citados (360 e 720 kg N ha⁻¹). Segundo Eissa (2018) a melhor nutrição das plantas por adubos orgânicos, como o composto em doses acima de 1% do peso do solo, promove maior tolerância ao excesso de metais no solo. As plantas crescidas com adição de biochar, na dose de 2,5%, apresentaram redução nos níveis de Fe. Desta forma, foi verificado que o excesso de Cu resulta em deficiência de Fe e redução na absorção de P, além de afetar o crescimento da planta, promover a clorose e necrose foliar e causar citotoxicidade (BALDI et al., 2018; SALEEM et al., 2020a).

O uso do composto aumentou a biomassa da planta e promoveu a fitoestabilização do Cu pela aveia preta. Todas as doses testadas apresentaram efeitos semelhantes. No entanto, nas menores doses (< 360) foi verificado menores valores de nitrogênio em solução o que reflete em menor potencial de contaminação por nitrato. Schulz et al. (1997), Ju et al. (2006) e Singh et al. (2021) alertam para o uso de adubos orgânicos em altas doses pois podem aumentar o teor de N e P no solo e na água refletindo em processos de eutrofização da água e contaminação por nitrato. Desta forma, o uso da dose recomendada pelo CQFS (180) é uma boa alternativa para uso neste tipo de solo por promover o crescimento da planta e aumentar o acúmulo do metal nas raízes.

O biochar apresentou características alcalinas, com valores de pH acima de 7,0. Após a adição de biochar, houve um incremento de pH no solo, sendo que à medida que aumentou a dose de biochar, houve um aumento sutil no pH do solo. Estudos relataram que a adição de biochar no solo pode ocasionar um aumento no pH do solo e imobilizar metais, especialmente em solos ácidos, onde eles são geralmente mais solúveis (NOVAK et al., 2009; LIU et al., 2015; KHAN et al., 2015). O biochar contém superfícies com carga variável, ou seja, carga dependente de pH. Um aumento do pH nessas superfícies resulta em um aumento nas cargas negativas do biochar (XU et al., 2011). Assim, o biochar tende a adsorver partículas catiônicas na sua superfície (carregada negativamente) e nos seus poros, ou seja, quando mais carregado negativamente, mais cátions seriam adsorvidos.

É conhecido o potencial do biochar em reduzir o teor de Cu na parte aérea da planta, este fator pode estar ligado ao aumento do pH do solo após a adição do biochar, o que promove a diminuição da translocação de Cu para as partes aéreas da planta (SALAM et al., 2019). Além disto, o biochar reduziu o teor de Cu nas raízes da planta, isto pode ser atribuído à processos de precipitação ou co-precipitação de metais pesados ou adsorção de metais pesados ao biocarvão

(AHMAD et al., 2012). Alguns autores sugerem que a adição de biochar em solo contaminado pode aumentar a adsorção de metal na superfície do biochar, reduzindo sua fitodisponibilidade, o que pode ser uma das principais razões para a diminuição da absorção de Cu pelas raízes de aveia preta, mesmo que os valores de Cu no solo e em solução não tenham sido modificados significativamente (SALAM et al., 2019). Desta forma, o contaminante aderido nas superfícies do biochar encontraria-se indisponível para as plantas, acarretando na redução dos processos de fitoestabilização e fitoextração.

As propriedades físico-químicas do biochar são afetadas pela temperatura de pirólise e pela biomassa de origem, o que influencia na sorção de contaminantes orgânicos e inorgânicos (AHMAD et al., 2014). A biomassa pirolisada em baixa temperatura é mais eficiente para contaminantes inorgânicos, como o Cu, devido à presença de mais grupos funcionais contendo oxigênio que reagem com a superfície do biochar, carregada negativamente, fazendo com que as partículas do contaminante fiquem mais aderidas ao biochar.

O biochar de casca de arroz e esterco bovino utilizado nesse estudo reduziu o crescimento da planta. Alguns estudos demonstram que o biochar também pode interagir com os nutrientes do solo e atuar como competidor em vez de fornecer nutrientes às plantas (JOSEPH et al., 2018). Ou seja, o biochar pode ter interagido com os cátions do solo, que seriam fonte de nutriente para as plantas, deixando esses compostos indisponíveis para elas, e com isso, reduzindo seu crescimento e desenvolvimento, devido a carência nutricional. Khorram et al. (2018) verificaram que a adição de biochar no solo não apresentou nenhum efeito positivo no crescimento de parte aérea da planta de *Malus domestica Borkh.* Kammann et al. (2015) verificaram que o uso de biochar produzido a partir de lascas lenhosas no cultivo de *Chenopodium quinoa* reduziu o crescimento da planta. Os autores atribuem este efeito negativo do biochar a redução nos níveis de N mineral (e outros nutrientes) pelo amenizante, que pode estar atribuído ao desenvolvimento de grupos funcionais ácidos e básicos e complexos organo-minerais nas superfícies da matriz de biochar.

O uso do biochar reduziu os valores de IT e FB. Este fato é explicado pela maior ligação do Cu ao biochar, reduzindo a absorção do Cu pela planta. O menor crescimento da planta promoveu o efeito de concentração de Fe, K e Mn na planta. Por outro lado, na ausência do biochar a planta apresentou maiores valores de N, P, Ca, Zn e MG demonstrando que o biochar provavelmente limitou a absorção de nutrientes pela planta. Syuhada et al (2016) verificaram efeito semelhante no cultivo de *Zea mays*, em que, a aplicação de biochar resultou em deficiência de N, Mg e Ca no tecido da planta, sendo essa redução mais acentuada quanto

maiores as taxas aplicadas de biochar. Este efeito ocorre devido a forte ligação dos nutrientes ao biochar limitando a absorção pela planta. O biochar apresenta uma grande variedade de sítios de absorção e CTC, além de uma alta superfície específica o que aumenta os sítios de ligação dos nutrientes e reduz a disponibilidade para a planta (HALE et al., 2018; VIJAYARAGHAVAN et al., 2021). Desta forma, a partir dos resultados obtidos neste estudo é indicado mais estudos avaliando o efeito isolado do biochar e interativo com outros adubos orgânico com maior taxa de mineralização de nutrientes. De forma geral foi verificado sintomas de toxidez pelo Cu e de carência de nutrientes na aveia preta cultivada na presença do biochar.

O composto orgânico promoveu um aumento do crescimento radicular da planta, assim como modificou o teor de Cu acumulado nas raízes da planta. Entretanto, o excesso de Cu nas raízes demonstrou afetar negativamente a fisiologia das plantas, visto que, após a adição de composto, parâmetros como a florescência máxima (Fm) foram reduzidos. Na presença de composto, a planta apresentou melhores níveis nutricionais, verificado pelo aumento de parâmetros como N, P, K e Fe. Além disso, a adição de composto orgânico reduziu os valores de IT e aumentaram os valores de FB, favorecendo a absorção de Cu pela planta, indicando que, a adição de composto reduziu a taxa de translocação de metais da raiz para a parte aérea, demonstrando o poder fitoestabilizador das plantas, e indica que as plantas armazenaram mais metais em seus tecidos. Diante disso, o uso do composto orgânico favoreceu o crescimento da planta no solo impactado por rejeito de mineração de Cu, além de aumentar o potencial fitorremediador da planta, indicando ser uma boa alternativa para aumentar a fitorremediação de Cu por *Avena strigosa*.

5 CONCLUSÃO

A aplicação de diferentes doses de biochar e de composto orgânico foram utilizadas para aumentar a eficiência fitorremediadora de *Avena strigosa* em solo arenoso impactado por rejeito de mineração de Cu. A adição de diferentes doses de composto orgânico promoveu o crescimento da planta, reduzindo os danos fisiológicos do Cu e levando a um maior acúmulo de Cu na raiz da planta. O uso de composto orgânico aumenta o potencial fitoestabilizador de Cu e fitorremediador de *Avena strigosa*, desta forma, apresenta-se como uma boa alternativa para remediar solos contaminados com Cu. Por sua vez, a adição de biochar reduziu o crescimento da parte aérea da planta, limitou a absorção de nutrientes e reduziu o teor de Cu na raiz da planta, conseqüentemente, desfavorecendo o processo de translocação de Cu para a parte aérea da planta, desfavorecendo o processo de fitorremediação. Nas condições deste estudo, os resultados demonstraram que o composto orgânico se apresentou como uma alternativa mais eficiente para remediar o solo impactado por rejeito de mineração de Cu.

REFERÊNCIAS

AHMAD, M.; RAJAPAKSHA, A. U.; LIM, J. E.; ZHANG, M.; BOLAN, N.; MOHAN, D.; VITHANAGE, M.; LEE, S. S.; OK, Y. S. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. **Chemosphere**, v. 99, p. 19-33, 2014.

AHMAD, M.; SOO, L. S.; YANG, J. E.; RO, H. M.; HAN, L. Y.; SIK, O. Y. Effects of soil dilution and correction (mussel shell, cow bone and biochar) on Pb availability and phytotoxicity in military shooting range soil. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, v. 79, p. 225-231. 2012.

ALAM, M.; HUSSAIN, Z.; KHAN, A.; KHAN, M. A.; RAB, A.; ASIF, M.; SHAH, M. A.; MUHAMMAD, A. The effects of organic amendments on heavy metals bioavailability in mine impacted soil and associated human health risk. **Scientia Horticulturae**, v. 262. 2020.

ÁLVAREZ, M. L.; MÉNDEZ, A.; PAZ-FERREIRO, J.; GASCÓ, G. Effects of Manure Waste Biochars in Mining Soils. **Applied Sciences**. v. 10, n.10, 17p., 2020.

ARIF, M.; ALI, S.; ILYAS, M.; RIAZ, M.; AKHTAR, K.; ALI, K.; WANG, H. Enhancing phosphorus availability, soil organic carbon, maize productivity, and farm profitability through biochar and organic-inorganic fertilizers in an irrigated maize agroecosystem under semi-arid climate. **Soil Use Manag.** 2020.

ASTM. D1762-84, Standard test method for chemical analysis of wood charcoal. **ASTM International**, West Conshohocken. 2017.

AYAZ, M.; FEIZIENĖ, D.; TILVIKIENĖ, V.; AKHTAR, K.; STULPINAITĖ, U.; IQBAL, R. Biochar Role in the Sustainability of Agriculture and Environment. **Sustainability**, v. 13. 2021.

BALDI, E. et al. Soil-applied phosphorous is an effective tool to mitigate the toxicity of copper excess on grapevine grown in rhizobox. **Scientia Horticulturae**. v. 227, p. 102-111, 2018.

BENHABYLÈS, L.; DJEBBAR, R.; MIARD, F.; NANDILLON, R.; MORABITO, D.; BOURGERIE, S. Biochar and compost effects on the remediative capacities of *Oxalis pes-caprae* L. growing on mining technosol polluted by Pb and As. **Environ Sci Pollut Res**. v. 27, p. 30133–30144, 2020.

BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresour Technol**, v. 100, n. 22. 2009.

BRASIL. Instrução Normativa nº 25 de 23 de julho de 2009. Estabelece normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. **Diário Oficial da União**. Brasília, 28 jul. 2009. Seção 1, p. 20-24.

BRASIL. Instrução Normativa nº 46 de 06 de outubro de 2011. Estabelece o regulamento técnico para os sistemas orgânicos de produção animal e vegetal. **Diário Oficial da União**. Brasília, 07 out. 2011. Seção 1, p. 4-11.

BRASIL. Instrução Normativa nº 61 de 08 de julho de 2020. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. **Diário Oficial da União**. Brasília, 15 jul. 2020. Seção 1, p. 5-10.

BREMNER, J. M.; MULVANEY, C. S. Nitrogen total. In: PAGE, A. L. (Ed.). *Methods of soil analysis*. 2. ed. Madison: **Soil Science Society of America**. v. 2, p. 595-624. 1982.

CAI, H.; XIE, P.; ZENG, W.; ZHAI, Z.; ZHOU, W.; TANG, Z. Root-specific expression of rice OsHMA3 reduces shoot cadmium accumulation in transgenic tobacco. **Molecular Breeding**, v. 39, n. 3, p. 1-11. 2019.

CANTONI, F. Efeito amenizante do biochar e vermicomposto em drenagem ácida de mina de carvão. **No prelo**. 2020.

CHEN, J.; SHAFI, M.; LI, S.; WANG, Y.; WU, J.; YE, Z.; LIU, D. Copper-induced oxidative stress, antioxidant responses and phytoremediation potential of Moso bambu (*Phyllostachys pubescens*). **Scientific Reports**, v. 5, n. 1, p. 1-9. 2015.

CHENG, F.; LUO, H.; COLOSI, L. M. Slow pyrolysis as a platform for negative emissions technology: An integration of machine learning models, life cycle assessment, and economic analysis. **Energy Conversion and Management**, v. 223, 2020.

CIACCIA, C.; CEGLIE, F.; TITTARELLI, F.; ANTICHI, D.; CARLESI, S.; TESTANI, E.; CANALI, S. Effects of green manure and compost on NP dynamics in organic systems without Mediterranean. **J. Soil Sci. Plant Nutr**, v. 17, n. 3, p. 751-769. 2017.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 460/13. Altera a Resolução CONAMA nº 420/09 que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Brasília**, SEMA, 2013.

CQFS RS/SC. COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC. **Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Núcleo Regional Sul, 2016. 376 p.

CUNHA, G. O. M.; ALMEIDA, J. A.; ERNANI, P. R.; PEREIRA, E. R.; SKORONSKI, E.; LOURENÇO, L. S.; BRUNETTO, G. Chemical species and aluminum concentration in the solution of acid soils cultivated with soybean and corn under liming. **Rev Bras Cienc Solo**. v. 42. 2018.

DAS, S.; MOHANTY, S.; SAHU, G.; RANA, M.; PILLI, K. Biochar: a sustainable approach for improving soil health and environment. **Soil Erosion-Current Challenges and Future Perspectives in a Changing World**, p. 121–138, 2021.

- DESAI, M.; HAIGH, M.; WALKINGTON, H. Phytoremediation: Metal decontamination of soils after the sequential forestation of former opencast coal land. **Sci Total Environ**, v. 656, p. 670–680. 2019.
- EBENEBE, P. C.; SHALE, K.; SEDIBE, M.; TIKILILI, P.; ACHILONU, M.C. Mine Effluents from South Africa: Heavy Metal Pollution and Ecosystem Impact. **Int. J. Chem. Sci.** v. 15, p. 198. 2017.
- EISSA, M. A. Effect of compost and biochar on heavy metals phytostabilization by the halophytic plant old man saltbush (*Atriplex Nummularia Lindl*). **Soil and Sediment Contamination: An International Journal**, v. 28, n. 2, p. 135-147. 2018.
- EL-NAGGARA, A.; LEE, S. S.; RINKLEBED, J.; FAROOQ, M.; SONG, H.; SARMAH, A. K.; ZIMMERMAN, A. R.; AHMAD, M.; SHAHEEND, S. M.; OK, Y. S. Biochar application to low fertility soils: A review of current status, and future prospects. **Geoderma**. v. 337, p. 536–554, 2019.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p. (Embrapa – CNPS. Documentos, 1).
- EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solos**. 3 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 2017. 577 p.
- FRANCHI, E.; COSMINA, P.; PEDRON, F.; ROSELLINI, I.; BARBAFIERI, M.; PETRUZZELLI, G.; VOCCIANTE, M. Improved arsenic phytoextraction by the combined use of mobilizing chemicals and autochthonous soil bacteria. **Sci Total Environment**. v. 655, p. 328–336, 2019.
- GAJIĆ, G.; DJURDJEVIĆ, L.; KOSTIĆ, O.; JARIĆ, S.; MITROVIĆ, M.; PAVLOVIĆ, P. Ecological potential of plants for phytoremediation and ecorestoration of fly ash deposits and mine wastes. **Frontiers in Environmental Science**, v. 6. 2018.
- GARAU, G.; SILVETTI, M.; VASILEIADIS, S.; DONNER, E.; DIQUATTRO, S.; DEIANA, S.; LOMBI, E.; CASTALDI, P. Use of municipal solid wastes for chemical and microbiological recovery of soils contaminated with metal(loid)s. **Soil Biology Biochemistry**, v. 111, p. 25–35. 2017.
- GASCO, G.; ALVAREZ, M. L.; PAZ-FERREIRO, J.; MENDEZ, A. Combining phytoextraction by *Brassica napus* and biochar amendment for the remediation of a mining soil in Riotinto (Spain). **Chemosphere**, v. 231, p. 562-570. 2019.
- GENTY, B.; BRIANTAIS, J. M.; BAKER, N. R. The relationship between quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence. **Biochimica et Biophysica Acta**, v. 990, n. 1, p. 87-92, 1989.
- GŁĄB, T.; ŻABIŃSKI, A.; SADOWSKA, U.; GONDEK, K.; KOPEĆ, M.; MIERZWA-HERSZTEK, M.; TABOR, S. Effects of co-composted corn, sewage sludge and biochar mixtures on the hydrological and physical qualities of sandy soil. **GEODERMA**, v. 315, p. 27-35. 2018.

- GONG, X.; HUANG, D.; LIU, Y.; ZENG, G.; CHEN, S.; WANG, R.; XU, P.; CHENG, M.; ZHANG, C.; XUE, W. Biochar facilitated the phytoremediation of cadmium contaminated sediments: Metal behavior, plant toxicity, and microbial activity. **Science of the Total Environment**, v. 666, p. 1126–1133. 2019.
- HALE, S. E.; ALLING, V.; MARTINSEN, V.; MULDER, J.; BREEDVELD, G. D.; CORNELISSEN, G. The sorption and desorption of phosphate-P, ammonium-N and nitrate-N in cacao shell and corn cob biochars. **Chemosphere**. v. 91, n. 11, p. 1612-1619, 2013.
- HARRES, M. M. Minas do Camaquã (Caçapava do Sul - RS): a exploração do cobre no Rio Grande do Sul. In L. H. Ronchi & A. O. C. Lobato (ed.) *As Minas do Camaquã*. São Leopoldo, **Editores UNISINOS**, p. 21-53, 2000.
- HAROON, B.; IRSHAD, M.; HAFEEZ, F.; PERVEZ, A.; FARIDULLAH. Fractionation of heavy metals in contaminated soil after amendment with composted cow manure and poultry litter. **Arab J Geosci**, v. 12, n. 209. 2019.
- JACOBS, A.; DROUET, T.; NORET, N. Field evaluation of crop cycles for improved phytoextraction of Cadmium and Zinc with *Noccaea caerulea*. **Plant Soil**, v. 430, p. 381–394. 2018.
- JOSEPH, S.; KAMMANN, C. I.; SHEPHERD, J. G.; CONTE, P.; SCHMIDT, H. P.; HAGEMANN, N.; RICH, A. M.; MARJO, C. E.; ALLEN, J.; MUNROE, P.; MITCHELL, D. R. G.; DONNE, S.; SPOKAS, K.; GRABER, E. R. Microstructural and associated chemical changes during high temperature biochar composting: mechanisms for retention and release of nitrate, phosphate and other nutrients. **Sci. Environ. Tot.**, v. 618, p. 1210-1223. 2018.
- JU, X. T.; KOU, C. L.; ZHANG, F. S.; CHRISTIE, P. Nitrogen balance and groundwater nitrate contamination: Comparison among three intensive cropping systems on the North China Plain. **Environmental Pollution**, v. 143, p. 117-125. 2006.
- KAMMANN, C.; SCHMIDT, H. P.; MESSERSCHMIDT, N. Plant growth improvement mediated by nitrate capture in co-composted biochar. **Sci Rep**, v. 5. 2015.
- KANG, W.; BAO, J.; ZHENG, J.; XU, F.; WANG, L. Phytoremediation of heavy metal contaminated soil potential by woody plants on Tonglushan ancient copper spoil heap in China. **International Journal of Phytoremediation**, v. 20, p. 1–7. 2018.
- KARAMINA, H.; KIKRINDA, W. Soil amendment impact to soil organic matter and physical properties on the three soil types after second corn cultivation. **AIMS Agric. Food**, v. 5, p. 150-168, 2020.
- KHAN, A.; KHAN, S.; ALAM, M.; KHAN, M. A.; AAMIR, M.; QAMAR, Z.; PERVEEN, S. Toxic metal interactions affect the bioaccumulation and dietary intake of macro- and micro-nutrients. **Chemosphere**, v. 146, p. 121-128. 2016.
- KHORRAM, S.; ZHANG, G.; AKRAM, F.; RUDOLF, K.; KAMALODIN, M.; MUJTABA, B.; MOHAMAD, Z.; GANG, L. Impact of biochar and compost amendment on soil quality,

growth and yield of a replanted apple orchard in a four-year field study. **Journal of the Science of Food and Agriculture**. 2018.

KIEHL, E.J. **Manual de compostagem**: maturação e qualidade do composto. Piracicaba: [s. n.], 171 p. 2002.

KLUTE, A. **Water retention: Laboratory methods**. In: Klute A(ed). *Methods of soil analysis: Physical and mineralogical methods*, 2a ed. Madison, American Society of Agronomy, p. 635-660. 1986.

KOZMINSKA, A.; WISZNIEWSKA, A.; HANUS-FAJERSKA, E.; MUSZYNSKA, E. Recent strategies of increasing metal tolerance and phytoremediation potential using genetic transformation of plants. **Plant Biotechnology Report**, v. 12, p. 1–14. 2018.

LAHORI, A. H.; ZHANG, Z.; GUO, Z.; MAHAR, A.; LI, R.; AWASTHI, M. K.; ZHAO, J. Potential use of lime combined with additives on (im) mobilization and phytoavailability of heavy metals from Pb/Zn smelter contaminated soils **Ecotox. Environ**, v. 145 p.313–323. 2017.

LAYBAUER, L. Incremento de metais pesados na drenagem receptora de efluentes de mineração – Minas do Camaquã, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 3, n. 3, p. 29-36, 1998.

LI, S; HARRIS, S.; ANANDHI, A.; CHEN, G. Predicting biochar properties and functions based on feedstock and pyrolysis temperature: A review and data syntheses. **Journal of Cleaner Production**, v. 215, p.890-902, 2019.

LI, X.; WANG, X.; CHEN, Y.; YANG, X.; CUI, Z. Optimization of combined phytoremediation for heavy metal contaminated mine tailings by a field-scale orthogonal experiment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 168, p. 1–8. 2019.

LI, W.; AMIN, F. R.; FU, Y.; ZHANG, H.; HE, Y.; HUANG, Y.; LIU, G.; CHEN, C.. Effects of temperature, heating rate, residence time, reaction atmosphere, and pressure on biochar properties. **Journal of Biobased Materials and Bioenergy**, v.13, p.1-10, 2019.

LIU, B.; CAI, Z.; ZHANG, Y.; LIU, G.; LUO, X.; ZHENG, H. Comparison of efficacies of peanut shell biochar and biochar-based compost on two leafy vegetable productivity in an infertile land. **Chemosphere**, v. 224, p. 151–161. 2019.

LIU, Z.; GE, H.; LI, C.; ZHAO, Z.; SONG, F.; HU, S. Enhanced phytoextraction of heavy metals from contaminated soil by plant co-cropping associated with PGPR. **Water Air Soil Pollut**, v. 226, n. 29. 2015.

LUBBEN, S.; SAUERBECK, D. The uptake and distribution of heavy-metals by spring wheat. **Water Air and Soil Pollution**. v.57, n.8, p.239-247. 1991.

MAJBAR, Z.; LAHLOU, K.; BEN ABBOU, M.; AMMAR, E.; TRIKI, A.; ABID, W.; NAWDALI, M.; BOUKA, H.; TALEB, M.; EL HAJI, M. Co-composting olive mil waste and wine processing waste: a soil amendment application of compost. **J. Chem**. 2018.

- MARTÍNEZ, M, ORTEGA, R, JANSSENS, M, ANGULO, J., FINCHEIRA, P. Selection of maturity indices for compost derived from grape pomace. **J. Soil Sci. Plant Nutr**, v.16, n. 2, p. 262-267. 2016.
- MARTINEZ, M.; ORTEGA, M. R.; JANSSENS, M.; FINCHEIRA, P. Use of organic amendments in table grape: effect on plant root system and soil quality indicators. **J. Soil Sci. Plant Nutr**, v. 18, n. 1, p. 100-112. 2018.
- MARQUES, L. F. **Fitoextração de chumbo por girassol, vetiver, trigo mourisco, jureminha e mamona em áreas contaminadas**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal da Bahia, 48p.
- MENCH, M.; LEPP, N.; BERT, V.; SCHWITZGUÉBEL, J. P.; GAWRONSKI, S. W.; SCHRÖDER, P.; et al. Successes and limitations of phytotechnologies at field scale: outcomes, assessment and outlook from COST Action 859. **J. Soil Sediment**. v. 10, p. 1039–1070. 2010.
- MURPHY, J.; RILEY, J. P. A Modified Single Solution Method for the Determination of Phosphate in Natural Waters. **Analytica Chimica Acta**. v. 27, p. 31-36, 1962.
- NANDILLON, R.; LEBRUN, M.; MIARD, F. Capability of amendments (biochar, compost and garden soil) added to a mining technosol contaminated by Pb and As to allow poplar seed (*Populus nigra* L.) germination. **Environ Monit Assess**, v. 191, n. 465. 2019.
- NOVAK, J. M.; BUSSCHER, W. J.; LAIRD, D. L.; AHMEDNA, M.; WATTS, D. W.; NIANDOU, M. A. S. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. **Soil Science**. v.174, p.105-112, 2009.
- NZEDIEGWU, C.; PRASHER, S.; ELSAYED, E.; DHIMAN, J.; MAWOF, A.; PATEL, R. Effect of biochar on heavy metal accumulation in potatoes from wastewater irrigation. **Journal of Environmental Management**. v. 232, p. 153–164, 2019.
- O'CONNOR, D.; HOU, D.; OK, Y. S.; MULDER, J.; DUAN, L.; WU, Q.; WANG, S.; TACK, F. M. G.; RINKLEBE, J. Mercury speciation, transformation and transport in soils, atmospheric flow and implications for risk management: A critical review. **Environment. Int.** v. 126, p. 747-761. 2019.
- ODLARE, M.; ARTHURSON, V.; PELL, M.; SVENSSON, K.; NEHRENHEIM, E.; ABUBAKER, J. Land application of organic waste – Effects on the soil ecosystem. **Applied Energy**, v. 88, n. 6, p. 2210-2218. 2011.
- OKAREH, O. T.; GBADEBO, A. O. Enhancement of Soil Health Using Biochar. **Appl. Biochar Environ. Saf.** v. 143, 2020.
- PAIVA, H. N.; JACOVINE, L. A. G.; RIBEIRO, G. T.; TRINDADE, C. Cultivo de eucalipto em propriedades rurais. Viçosa: **Aprenda Fácil**. 138 p. 2001.

- PALANIVELOO, K.; AMRAN, M. A.; NORHASHIM, N. A.; MOHAMAD-FAUZI, N.; PENG-HUI, F.; HUI-WEN, L.; KAI-LIN, Y.; JIALE, L.; CHIAN-YEE, M. G.; JING-YI, L.; GUNASEKARAN, B.; RAZAK, S. A. Food Waste Composting and Microbial Community Structure Profiling. **Processes**. v. 8. p. 723. 2020.
- PAN, H.; CHEN, M.; FENG, H.; WEI, M.; SONG, F.; LOU, Y.; CUI, X.; WANG, H.; ZHUGE, Y. Organic and inorganic fertilizers respectively drive bacterial and fungal community compositions in a fluvo-aquic soil in northern China. **Soil and Tillage Research**, v. 198. 2020.
- PANDA, D.; MANDAL, L.; BARIK, J. Phytoremediation potential of naturally growing weed plants grown on fly ash-amended soil for restoration of fly ash deposit. **Int J Phytoremediation**, v. 22, p. 1045–1054. 2020.
- PÉREZ-ESTEBAN, J.; ESCOLOÁSTICO, C.; MASAGUER, A.; VARGAS, C.; MOLINER, A. Soluble organic carbon and pH of organic amendments affect metal mobility and chemical speciation in mine soils. **Chemosphere**, v. 103, p. 164–171. 2014.
- PINSKII, D. L.; MINKINA, T. M.; BAUER, T. V.; NEVIDOMSKAYA, D. G.; MANDZHIEVA, S. S.; BURACHEVSKAYA, M. V. Copper adsorption by chernozem soils and parent rocks in Southern Russia. **Geochemical International**. v. 56, p. 266–275, 2018.
- RAJ, D.; KUMAR, A.; MAITI, S. K. *Brassica juncea* (L.) Czern. (Indian mustard): a putative plant species to facilitate the phytoremediation of mercury contaminated soils, **International Journal of Phytoremediation**, v. 22, n. 7, p. 733-744. 2020.
- RAJ, D.; KUMAR, A.; MAITI, S. K. Mercury remediation potential of *Brassica juncea* (L.) Czern. for clean-up of flyash contaminated sites. **Chemosphere**, v. 248. 2020.
- RASTOGI, M.; NANDAL, M.; KHOSLA, B. Micróbios como aditivos vitais para a compostagem de resíduos sólidos. **J. Exp. Biol. Eco.** v. 6, 2020.
- REN, C.; GUO, D.; LIU, X.; LI, R.; ZHANG, Z. Performance of the emerging biochar on the stabilization of potentially toxic metals in smelter- and mining-contaminated soils. **Environ Sci Pollut Res**. v. 27, p. 43428–43438, 2020.
- ROCHA, G. S.; AZEREDO R. B.; CIROLINI, A.; BRUSH, A. F.; **Mapeamento multitemporal da dispersão de rejeitos na sub-bacia hidrográfica do arroio João Dias, Minas do Camaquã Caçapava do Sul – Resumo**, UFPEL – Universidade Federal de Pelotas-RS, 2013.
- SALAM, A.; BASHIR, S.; KHAN, I. Biochar induced Pb and Cu immobilization, phytoavailability attenuation in Chinese cabbage, and improved biochemical properties in naturally co-contaminated soil. **J Soils Sediments**, v. 19, p. 2381–2392. 2019.
- SALEEM, M. H.; KAMRAN, M.; ZHOU, Y.; PARVEEN, A.; REHMAN, M.; AHMAR, S.; LIU, L. Evaluation of growth, oxidative stress and copper phytoextraction potential of flax (*Linum usitatissimum* L.) cultivated in soil differentially enriched with copper. **J. Environ. Manag.**, v. 257. 2020a.

SANTANA, N. A.; RABUSKE, C. M.; SOARES, V. B.; SORIANI, H. H.; NICOLOSO, F. T.; JACQUES, R. J. S. Vermicompost dose and mycorrhization determine the efficiency of copper phytoremediation by *Canavalia ensiformis*. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-15, 2018.

SAXENA, G.; PURCHASE, D.; MULLA, S. I.; SARATALE, G. D.; BHARAGAVA, R. N. Phytoremediation of heavy metal-contaminated sites: eco-environmental concerns, field studies, sustainability issues, and future prospects. **Rev. Environ. Contam.**, v. 249, p.71–131. 2020.

SCOTTI, R.; BONANOMI, G.; SCELZA, R.; ZOINA, A.; RAO, M. Organic amendments as sustainable tool to recovery fertility in intensive agricultural systems. **J. Soil Sci. Plant Nutr**, v. 15, n. 2, p. 333-352. 2015.

SEBELIKOVA, L.; CSICSEK, G. KIRMER, A. Spontaneous revegetation versus forestry reclamation: Vegetation development in coal mining spoil heaps across Central Europe. **Land Degradation and Development**. v. 30, n.3, p. 348-356, 2019.

SHRESTHA, P.; BELLITÜRK, K.; GÖRRES, J. H. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Soil by Switchgrass: A comparative study utilizing different composts and coir fiber on pollution remediation, plant productivity, and nutrient leaching. **International Journal of Environmental Research and Public Health**. v. 16, n. 6. 2019.

SILVA, L. S.; BOHNEN, H. Mineralização de palha de milho e adsorção de carbono, cálcio, magnésio e potássio em substratos com caulinita natural e goethita sintética. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 25, p. 289-296, 2001.

SIMMS, T.; CHEN, H.; MAHATO, G. Dose-dependent Effect of Biochar as Soil Amendment on Reducing Copper Phytotoxicity and Mobility. **International Journal of Environmental Research**, v.14, v.751-759, 2020.

SIQUEIRA, R. C. **Avaliação do ph e condutividade em águas superficiais na barragem de rejeitos em Minas do Camaquã** - Resumo, UNIPAMPA. 15 p. 2018.

SOJA, G.; WIMMER, B.; ROSNER, F.; FABER, F.; DERSCH, G.; VON CHAMIER, J. Compost and biochar interactions with copper immobilisation in copper-enriched vineyard soils. **Appl. Geochem**. v. 88, p. 40-48, 2018.

SOOBHANY, N. Assessing the physicochemical properties and quality parameters during composting of different organic constituents of Municipal Solid Waste. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 2, p. 1979-1988. 2018.

SYUHADA, B.; SHAMSHUDDIN, J.; FAUZIAH, C. I.; ROSENANI, A. B.; ARIFIN, A. Biochar as soil amendment: Impact on chemical properties and corn nutrient uptake in a Podzol. **Canadian Journal of Soil Science**. v. 96, n. 4, p. 400-412, 2016.

VENDRUSCULO, D. **Seleção de plantas para fitorremediação de solos contaminados com cobre**. 2013. 57 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em

Ciência do Solo, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

VENKATESWARLU, K.; NIROLA, R.; KUPPUSAMY, S.; THAVAMANI, P.; NAIDU, R.; MEGHARAJ, M. Abandoned metalliferous mines: ecological impacts and potential approaches for reclamation. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 15, p. 327–354, 2016.

VIJAYARAGHAVAN, K.; BALASUBRAMANIAN, R. Application of pinewood waste-derived biochar for the removal of nitrate and phosphate from single and binary solutions. **Chemosphere**. v. 278, 2021.

VISCONTI, D.; ÁLVAREZ-ROBLES, M. J.; FIORENTINO, N.; FAGNANO, M.; CLEMENTE, F. Use of Brassica juncea and Dactylis glomerata for the phytostabilization of mine soils amended with compost or biochar. **Chemosphere**, v. 260, 2020.

WANG, J. D.; TAN, Z.; PENG, J. P.; QIU, Q. X.; LI, M. M. The behaviors of microplastics in the marine environment. **Mar Environ Res**. v. 113, p. 7–17, 2016.

WANG, M.; REN, L.; WANG, D.; CAI, Z.; XIA, X.; DING, A. Assessing the capacity of biochar to stabilize copper and lead in contaminated sediments using chemical and extraction methods. **Journal of Environmental Sciences**, v. 79, p. 91-99, 2019.

WONG, M. W. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. **Chemosphere**, v.50, p.775-780. 2003.

ZHANG, H.; ZHANG, X.; SHAO, J.; WANG, H.; ZHANG, S.; CHEN, H. Effect of temperature on the product characteristics and fuel-nitrogen evolution during chromium-tanned solid wastes pyrolysis polygeneration. **J. Clean. Prod.** v. 254. 2020.

ZHANG, Q.; SHAMSI, I. H.; XU, D.; WANG, G.; LIN, X.; JILANI, G.; NAZIM HUSSAIN, N. CHAUDHRY, A. N. Chemical fertilizer and organic manure inputs in soil exhibit a vice versa pattern of microbial community structure. **Applied Soil Ecology**, v. 57, p. 1-8. 2012.

ZHANG, Q.; WAN, G.; ZHOU, C.; LUO, J.; LIN, J.; ZHAO, X. Rehabilitation effect of the combined application of bamboo biochar and coal ash on ion-adsorption-type rare earth tailings. **J Soils Sediments**. v. 20, p. 3351–3357, 2020.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste estudo demonstram que o excesso de cobre no solo provoca danos fisiológicos, bioquímicos e de crescimento em plantas da espécie *Avena strigosa*. É possível utilizar amenizantes orgânicos para reduzir os danos causados pela presença do cobre, como biochar e composto orgânico. Em especial, a adição de doses crescentes de composto orgânico aumento da biomassa e o crescimento radicular da planta, reduz o teor de cobre disponível no solo, eleva os teores de nutrientes nas plantas e reduz os efeitos tóxicos do cobre, favorecendo o crescimento de *Avena strigosa*, e desta forma favorecendo os processos de fitoestabilização e fitorremediação de Cu. A adição de biochar reduz o crescimento da planta, reduz a absorção de Cu pela planta, conseqüentemente reduz o teor de Cu na parte aérea e na raiz da planta, além de limitar a absorção de nutrientes pela planta. A *Avena strigosa* apresentou sintomas de toxidez pelo cobre e também de carência de nutrientes quando cultivada na presença do biochar. Assim, indica-se a utilização de composto orgânico em extensas áreas impactadas por rejeitos de mineração, uma vez que, esse amenizante o potencial fitoestabilizador de Cu e fitorremediador de *Avena strigosa*, além de apresentar baixo custo de produção e aplicação.

REFERÊNCIAS

- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAES, R. F.; ALVAREZ, V. H. V.; SCHAEFER, C. E. G. R. **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: SBCS, 2000. p. 299-352.
- ACCIOLY, A. M. A.; SOARES, C. R. F. S.; SIQUEIRA, J. O. Silicato de cálcio como amenizantes da toxidez de metais pesados no solo para mudas de eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 44, n. 2, p. 180-188, 2008.
- AHMAD, M.; LEE, S. S.; LIM, J. E.; LEE, S. E.; CHO, J. S.; MOON, D.H.; HASHIMOTO, Y.; OK, Y. S. Speciation and phytoavailability of lead and antimony in a small arms range soil amended with mussel shell, cow bone and biochar: EXAFS spectroscopy and chemical extractions. **Chemosphere**. v. 95, p. 433–441. 2014a.
- AHMAD, M.; OK, Y. S.; RAJAPAKSHA, A. U.; LIM, J. E.; KIM, B. Y.; AHN, J. H.; LEE, Y. H.; AL-WABEL, M. I.; LEE, S. E.; LEE, S. S. Lead and copper immobilization in a shooting range soil using soybean stover-and pine needle-derived biochars: chemical, microbial and spectroscopic assessments. **J Hazard Mater**. v. 301, p. 179–186. 2016.
- AHMAD, M.; RAJAPAKSHA, A. U.; LIM, J. E.; ZHANG, M.; BOLAN, N.; MOHAN, D.; VITHANAGE, M.; LEE, S. S.; OK, Y. S. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. **Chemosphere**, v. 99, p. 19-33, 2014.
- AGRAFIOTI, E.; BOURAS, G.; KALDERIS, D.; DIAMADOPOULOS, E. Biochar production by sewage sludge pyrolysis. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 101, p. 72–78, 2013.
- AL-RASHDI, T. T.; SULAIMANAN, H. Bioconcentration of heavy metals in alfalfa (Medicago sativa) from farm soils around sohar industrial area in Oman. **Procedia**. v. 5, p. 271-278, 2013.
- ALEXANDRE, J. R. et al. Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo. **Natureza Online**, Santa Tereza, v. 10, n. 1, p. 23-28, 2012.
- ALI, I.; ALOTHMAN, Z. A.; ALWARTHAN, A. Supra molecular mechanism of the removal of 17- β -estradiol endocrine disturbing pollutant from water on functionalized iron nano particles. **J Mol Liq**. v. 241, p. 123–129. 2017b.
- ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals-concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, n. 7, p. 869-81, 2013.
- ALVARENGA, P.; GONÇALVES, A.; FERNANDES, R.; DE VARENNES, A.; VALLINI, G.; DUARTE, E.; et al. Organic residues as immobilizing agents in aided phytostabilization: (I) Effects on soil chemical characteristics. **Chemosphere**. v. 74, p. 1292–1300. 2009.

ALVAREZ-AYUSO, E., OTONES, V., MURCIEGO, A. Antimony, arsenic and lead distribution in soils and plants of an agricultural area impacted by former mining activities. **Sci. Total Environ**, v.439, p.35–43, 2012.

AMBROSINI, V. G.; ROSA, D. J.; PRADO, J. P. C.; BORGHEZAN, M.; DE MELO, G. W. B.; DE SOUSA, S. C. R. F.; COMIN, J. J.; SIMAO, D. G.; BRUNETTO, G. Reduction of copper phytotoxicity by liming: a study of the root anatomy of young vines (*Vitis labrusca* L.). **Plant Physiol Biochem**. v. 96. p. 270–280. 2015.

ANDRADE, J. C. M.; TAVARES, S. R. L.; MAHLER, C. F. **Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2007. 176p.

ANDRADE, M. G.; MELO, V. F.; GABARDO, J.; SOUZA, L. C. P.; REISSMANN, C. B. Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo I – fitoextração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, n.6, p.1879-1888, 2009.

ANDREAZZA, R. et al. Copper phytoextraction and phytostabilization by *Brachiaria decumbens* Stapf. in vineyard soils and a copper mining waste. **Open Journal of Soil Science**, v.3, p.273-282, 2013.

ANDREIA, M.; CARDOSO, R.; ANTUNES, R. Production of briquettes as a tool to optimize the use of waste from rice cultivation and industrial processing. **Renewable Energy**, v. 111, p. 116–123, 2017.

ANJUM, S. A.; TANVEER, M.; HUSSAIN, S.; BAO, M.; WANG, L. C.; KHAN, I.; EHSAN, U.; TUNG, S. A.; SAMAD, R. A.; SHAHZAD, B. Cadmium toxicity in maize (*Zea mays* L.): Consequences on antioxidative systems, reactive oxygen species and cadmium accumulation. **Environ Sci Pollut Res**. v. 22, p. 17022–17030. 2015.

AYDIN, H.; BULUT, Y. Removal of copper (II) from aqueous solution by adsorption onto low-cost adsorbents. **J Environ Manage**. v. 87. p. 37–45, 2008.

AWASTHI, M. K.; WANG, Q.; HUANG, H.; LI, R.; SHEN, F.; LAHORI, A. H.; WANG, P.; GUO, D.; GUO, Z.; JIANG, S. Effect of biochar amendment on greenhouse gas emission and bio-availability of heavy metals during sewage sludge co-composting. **J Clean Prod**. v. 135, p. 829–835. 2016.

BALLABIO, C.; PANAGOS, P.; LUGATO, E.; HUANG, J. H.; ORGIAZZI, A.; JONES, A.; FERNÁNDEZ-UGALDE, O.; BORRELLI, P.; MONTANARELLA, L. Copper distribution in European topsoils: An assessment based on LUCAS soil survey. **Science of The Total Environment**. v. 636, p. 282-298, 2018.

BARROS, Y. J.; MELO, V. F.; KUMMER, L.; SOUZA, L. C. P.; AZEVEDO, J. C. Indicadores físicos e químicos de qualidade de solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. **Semina: Ciências Agrárias**, v.32, n.4, p.1385-1404, 2011.

BASHIR, S.; HUSSAIN, Q.; SHAABN, M.; HU, H. Efficiency and surface characterization of different plant derived biochar for cadmium (Cd) mobility, bioaccessibility and bioavailability to Chinese cabbage in highly contaminated soil. **Chemosphere**. v. 211, p. 632–639, 2018a.

BASHIR, S.; ZHU, J.; FU, Q.; HU, H. Cadmium mobility, uptake and anti-oxidative response of water spinach (*Ipomoea aquatic*) under rice straw biochar, zeolite and rock phosphate as amendments. **Chemosphere**. v. 194, p. 579–587. 2018c.

BERTOL, J. B.; FEY, E.; FAVARETTO, N.; LAVORANTI, O. J.; RIZZI, N. E. Mobility of P, Cu and Zn in soil columns under no-till and organic and mineral fertilization. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1841-1850, 2010.

BERTONCINI, E.I.; MATTIAZZO, M.E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n.3 p.737-744, 1999.

BOECHAT, C. L.; GIOVANELLA, P.; AMORIM, M. B.; SÁ, E. L. S.; CAMARGO, F. A. O. Metal-resistant rhizobacteria isolates improve *Mucuna deeringiana* phytoextraction capacity in multi-metal contaminated soils from a gold mine area. **Environ Sci Pollut. Res**, v. 24, p. 3063-3073, 2017.

BOI, M. E.; CAPPAL, G.; DE GIUDICI, G. et al. Ex situ phytoremediation trial of Sardinian mine waste using a pioneer plant species. **Environ Sci Pollut Res**. v. 28, p. 55736–55753, 2021.

BOSSO, S. T.; ENZWEILER, J. Bioaccessible lead in soils, slag, and mine wastes from an abandoned mining district in Brazil. **Environ Geochem Health**, v.30, p.219–229, 2008.

BOURLIVA, A.; CHRISTOPHORIDIS, C.; PAPADOPOULOU, L.; GIOURI, K.; PAPADOPOULOS, A.; MITSIKA, E.; FYTIANOS, K. Characterization, heavy metal content and health risk assessment of urban road dusts from the historic center of the city of Thessaloniki, Greece. **Environmental Geochem and Health**. v. 28, p.1-24, 2016.

BRADL, H. B. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 277, p. 1-18, 2004.

BROWN, S. L. et al. Relative uptake of cadmium by garden vegetables and fruits grown on long-term biosolid-amended soils. **Environmental Science & Technology**, v. 30, n. 12, p. 3508-3511, 1996.

BURGES, A.; ALKORTA, I.; EPELDE, L.; GARBISU, C. From phytoremediation of soil contaminants to phytomanagement of ecosystem services in metal contaminated sites. **Int. J. Phytoremediat**. v. 20, p. 384–397. 2018.

CAI, L. M.; ZHEN, C. X.; JIAN, Y. Q.; ZHI, Z. F.; TING, S. X. Assessment of exposure to heavy metals and health risks among residents near Tonglushan mine in Hubei, China. **Chemosphere**, v.127, p.127–135, 2015.

- CAMPOS, M. L.; PIERANGELI A. P.; GUILHERME L. R. G.; MARQUES J. J. CURI N. Baseline concentration of heavy metals in brazilian Latosols. **Communication Soil Science and Plant Analysis**, v. 34, p. 547-557, 2003.
- CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A.; AAMARAL-SOBRINHO; N. M. B. Reações da matéria orgânica. *In*: Santos, G.A.; Camargo, F.A.O. (Eds). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Gênese, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. p. 69-90. 1999.
- CARDELLI, R.; BECAGLI, M.; MARCHINI, F.; SAVIOZZI, A. Biochar impact on the estimation of the colorimetric-based enzymatic assays of soil. *Soil Use Manag.* v. 35, p. 478–481. 2019.
- CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Estabelecimento de plantas herbáceas em solo com contaminação de metais pesados e inoculação de fungos micorrízicos arbusculares. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 36, n. 12, p. 1443- 1452, 2001.
- CARVALHO, F. M.; SILVANY NETO, A. M.; TAVARES, T. M.; COSTA, A. C. A.; CHAVES, C. R.; NASCIMENTO, L. D.; REIS, M. A. Chumbo no sangue de crianças e passivo ambiental de uma fundição de chumbo no Brasil. **Rev Panam Salud Publica/Pan Am J Public Health**, v.13, n.1, p.19-24, 2003.
- CARVALHO NETA, R. N. F.; SOUSA, D. B. P.; BARROS, M. F. de S.; NUNES, K. B.; TORRES, H. S.; ASSIS, E. B. V.; FARIAS, L. F.; TURRI, R. de J. G. Potential uses of essential oils in environmental remediation: A review. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 7, 2021.
- CASALI, C. A. et al. Formas e dessorção de cobre em solos cultivados com videira na Serra Gaúcha do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 4, p. 1479-1487, 2008.
- CHAIGNON, V.; HINSINGER, P. A. Biotest for evaluating for bioavailability to plants in a contaminated soil. **Journal of environment quality**. Madison, v. 32, p. 824 -833, 2003.
- CHAOUA, S.; BOUSSAA, S.; GHARMALI, A. E.; ALI BOUMEZZOUGH, A. Impact of irrigation with wastewater on accumulation of heavy metals in soil and crops in the region of Marrakech in Morocco. **Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences**. v. 18, n. 4, p. 429-436. 2019.
- CHEN, D.; ZHOU, J.; ZHANG, Q. Bioresource Technology Effects of heating rate on slow pyrolysis behavior, kinetic parameters and products properties of moso bamboo. **Bioresource Technology**, v. 169, p. 313–319, 2014.
- CHEN, P.; XIE, Q.; ADDY, M.; ZHOU, W.; LIU, Y.; WANG, Y.; CHENG, Y.; LI, K.; RUAN, R. Utilization of municipal solid and liquid wastes for bioenergy and bioproducts production. **Bioresource Technology**, v. 215, p. 163-172, 2016.

CHEN, T.W., LUO, L., DENG, S.H., SHI, G.Z., ZHANG, S.R., ZHANG, Y.Z., DENG, O.P., WANG, L.L., ZHANG, J., WEI, L.Y. Sorption of tetracycline on H₃PO₄ modified biochar derived from rice straw and swine manure. **Bioresour. Technol.** v. 267, p. 431–437. 2018.

CHEW, K.W.; CHIA, S.R.; YEN, H.W.; NOMANBHAY, S.; HO, Y.C.; SHOW, P.L. Transformation of Biomass Waste into Sustainable Organic Fertilizers. **Sustainability.** v. 11. p. 22-66. 2019.

CHIANG, K.; CHOU, P.; HUA, C.; CHIEN, K.; CHEESEMAN, C. Lightweight bricks manufactured from water treatment sludge and rice husks. **Journal of hazardous Materials**, p. 76-82, 2009.

COELHO, F. C. **Composto orgânico**. Niterói: Programa Rio Rural, 2008. (Manual Técnico). 10 f.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n° 460/13. Altera a Resolução CONAMA n°420/09 que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Brasília**, SEMA, 2013.

CUNHA, K. P. V.; NASCIMENTO C. W.; PIMENTEL R. M.; FERREIRA C. P. Cellular localization of cádmium and structural changes in maize plants grown on a Cd contaminated soil with and without liming. **Journal of Hazardous Materials, Amsterdam**, v. 160, n. 1, p. 228-234, 2008.

DAI, S.; LI, H.; YANG, Z.; DAI, M.; DONG, X.; GE, X.; SUN, M.; SHI, L. Effects of biochar amendments on speciation and bioavailability of heavy metals in coal-mine-contaminated soil. **Hum Ecol Risk Assess Int J.** v. 24, p. 1887–1900. 2018.

DUDAI, N. et al. Agronomic and economic evaluation of Vetiver grass (*Vetiveria zizanioides* L.) as means for phytoremediation of diesel polluted soils in Israel. **Journal of environmental management**, v. 211, p. 247-255, 2018.

EHSAN, S.; ALI, S.; NOUREEN, S.; MAHMOOD, K.; FARID, M. ICHAQUE, W.; SHAKOOR, M.; RIZWAN, M. Citric acid assisted phytoremediation of cadmium by *Brassica napus* L. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.106, p.164–172, 2014.

EPELDE, L.; BECERRIL, J. M.; MIJANGOS, I.; GARBISU, C. Evaluation of the efficiency of a phytostabilization process with biological indicators of soil health. **J. Environ. Qual.** v. 38, p. 2041–2049. 2009.

FAYIGA, A. O.; SAHA, U.; MA, L. Q. Chemical and physical characterization of lead in three shooting range soils in Florida. **Chem Speciat Bioavailab**, v.23, p.163–169, 2011.

FEKIACOVA, Z., S. et al. Tracing contamination sources in soils with Cu and Zn isotopic ratios. **Science of The Total Environment**, v. 517, p. 96-105, 2015.

FELIX, F. F. **Comportamento do cobre aplicado no solo por calda bordalesa**. 2005. 74 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2005.

FERREIRA, P. A. et al. Soil amendment as a strategy for the growth of young vines when replanting vineyards in soils with high copper content. **Plant Physiology and Biochemistry**. v. 126, p. 152-162. 2018.

GALINDO, I. C. L.; BEZERRA S. A.; NASCIMENTO C. W. A. do; ACCIOLY A. M de A. Fertilizantes fosfatados e orgânicos e seus efeitos na imobilização de chumbo em solo contaminado. **Caatinga, Mossoró**, v. 18, n. 1, p. 58-65, 2005.

GASCÓ, G.; ÁLVAREZ, M. L.; PAZ-FERREIRO, J.; MÉNDEZ, A. Combining phytoextraction by *Brassica napus* and biochar amendment for the remediation of a mining soil in Riotinto (Spain). **Chemosphere**. v. 231, p. 562-570, 2019.

GAUTAM, S.; ANJANI, K.; SRIVASTAVA, N. In vitro evaluation of excess copper affecting seedlings and its biochemical characteristics in *Carthamus tinctorius* L. (variety PBNS-12). **Physiol Mol Biol Plants**. v. 22, p. 121-129, 2016.

GERHARDT K. E.; GERWING P. D.; GREENBERG B. M. Opinion: taking phytoremediation from proven technology to accepted practice. **Plant Sci**. v. 256, p. 170–185. 2017.

GINN, B. R.; SZYMANOWSKI, J. S.; FEIN, J. B. Metal and proton binding onto the roots of *Fescue rubra*. **Chem. Geol**. v. 253, p. 130–135. 2008.

GIROTTTO, E. Alterações fisiológicas e bioquímicas em plantas cultivadas em solos com acúmulo de cobre e zinco. **Tese (Doutorado) Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo**, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2010.

GIROTTTO, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; SANTOS, D. R.; SILVA, L. S.; LOURENZI, C. R.; LORENSINI, F.; RENAN VIEIRA, C. B.; SCHMATZ, R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 955-965. 2010.

GONG, X.; HUANG, D.; LIU, Y.; ZENG, G.; WANG, R.; WEI, J.; HUANG, C.; XU, P.; WAN, J.; ZHANG, C. Pyrolysis and reutilization of plant residues after phytoremediation of heavy metals contaminated sediments: for heavy metals stabilization and dye adsorption. **Bioresour. Technol**. 253, p. 64–71, 2018b.

GOSWAMI, S.; DAS, S. Copper phytoremediation potential of *Calandula officinalis* L. and the role of antioxidant enzymes in metal tolerance. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 126, p. 211–218. 2016.

GRASSI FILHO, H. **Cobre na planta**. In: Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciência Agrônômicas. Departamento de Recursos Naturais. Ciência do Solo, 2005.

GUILHERME, L.R.G.; ANDERSON, S.J. Copper sorption kinetics and sorption hysteresis in tow oxide-rich soils (Oxisols). In VENNE, E.A. (Ed). Adsorption of metals by geomeia: variables, mechanisms and model aplications. San Diego: **Academic Press**, cap.9, p.209-228.1998.

HASAN, M. M.; UDDIN, M. N.; ARA-SHARMEEN, F. I.; ALHARBY. H.; ALZHRANI. Y.; HAKEEM. K. R.; et al. Assisting phytoremediation of heavy metals using chemical amendments. **Plants**. v. 8, 295p. 2019.

HEEDE, R.; ORESKES, N. Potential emissions of CO₂ and methane from proved reserves of fossil fuels: An alternative analysis. **Global Environmental Change**, v. 36, p. 12–20, 2016.

HOODA, P. S. Assessing bioavailability of soil trace elements. In: HOODA, P S. (Ed). **Trace elements in soil**. Chichester: Wiley-Blackwell. p. 229-265, 2010.

HUANG, Y. F.; C. P.; KUAN, W.; LO, S. L. Microwave pyrolysis of Rice straw: products, mechanism and kinetics. **Bioresource technology**, v. 142, p. 620-624, 2013.

HUGEN, C. MIQUELLUTI D. J; CAMPOS L M; ALMEIDA J. A. de; FERREIRA E. R. N.C; POZZAN M. Teores de Cu e Zn em perfis de solos de diferentes litologias em Santa Catarina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 622–628, 2013.

HYVALUOMA, J.; HANNULA, M.; ARSTILA, K.; WANG, H.; KULJU, S.; RASA, K. Effects of pyrolysis temperature on the hydrologically relevant porosity of willow biochar. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 134, p. 446–453. 2018.

IGALAVITHANA, A. D.; KIM, K.-H.; JUNG, J.-M.; HEO, H.-S.; KWON, E. E.; TACK, F. M. G.; OK, Y. S. Effect of biochars pyrolyzed in N₂ and CO₂, and feedstock on microbial community in metal(loid)s contaminated soils. **Environment International**. v. 126, p. 791–801. 2019.

IPPOLITO, J. A.; BERRY, C. M.; STRAWN, D. G.; et al. Biochars reduce mine land soil bioavailable metals. **J Environ Qual**. v. 46, n. 2, p. 411–9. 2017.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4 ed. Boca Raton: CRC Press. 2010. 520 p.

KABATA-PENDIAS, A.; ADRIANO, D.C. **Trace metals**. In: REICHCIGL, J. E. Soil amendments and environmental quality. p.139-167, 1995.

KARAMI, N.; CLEMENTE, R.; MORENO-JIMENEZ, E.; LEPP, N. W.; BEESLEY, L. Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. **J Hazard Mater**. v. 191, p. 41–48. 2011.

KHAN, M.; SCULLION, J. Effect of soil on microbial responses to metal contamination. **Environmental Pollution**, v.110, n.1, p.115-125, 2000.

KUMAR, V.; PANDITA, S.; SIDHU, G. P. S; SHARMA, S.; KHANNA, K.; KAUR, P.; BALI, A. S.; SETIA, R. Copper bioavailability, uptake, toxicity and tolerance in plants: A comprehensive review. **Chemosphere**. v. 262. 2021.

KUMPIENE, J.; FITTS, J. P.; MENCH, M. Arsenic fractionation in mine spoils 10 years after aided phytostabilization. **Environ. Pollut.** v. 166, p. 82–88. 2012.

KUSHWAHA, A.; HANS, N.; KUMAR, S.; RANI, R. A critical review on speciation, mobilization and toxicity of lead in soil-microbe-plant system and bioremediation strategies. **Ecotoxicol. Environ. Saf.** v. 147, p. 1035. 2018.

LEHMANN, J.; GAUNT, J.; RONDON, M. Biochar sequestration in terrestrial ecosystems- A review. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 11, n. 2, p. 403-427, 2006.

LI, G.; KHAN, S.; IBRAHIM, M.; SUN, T.-R.; TANG, J.-F.; COTNER, J. B.; XU, Y.-Y. Biochars induced modification of dissolved organic matter (DOM) in soil and its impact on mobility and bioaccumulation of arsenic and cadmium. **Journal of Hazardous Materials**. v. 348, p. 100–108. 2018.

LI, H.; DONG, X.; DA SILVA, E. B.; DE OLIVEIRA, L. M.; CHEN, Y.; MA, L. Q. Mechanisms of metal sorption by biochars: Biochar characteristics and modifications. **Chemosphere**, v. 178, p. 466–478, 2017.

LI, J.; HU, S. History and future of the coal and coal chemical industry in China. **Res, Conserv Recycl.** v. 124, p.13–24. 2017.

LI, J.; LIU, Y. R.; CUI, L. J.; HU, H. W.; WANG, J. T.; HE, J. Z. Copper pollution increases the resistance of soil archaeal community to changes in water regime. **Microb Ecol.** v. 74, p. 877–887, 2017.

LI, J. H.; LV, G. H.; BAI, W. B.; LIU, Q.; ZHANG, Y. C.; SONG, J. Q. Modification and use of biochar from wheat straw (*Triticum aestivum* L.) for nitrate and phosphate removal from water. **Desalination and Water Treatment**. v. 57, n. 10; p. 4681-4693. 2016.

LI, N.; KANG, Y.; PAN, W.; ZENG, L.; ZHANG, Q.; LUO, J. Concentration and transportation of heavy metals in vegetables and risk assessment of human exposure to bioaccessible heavy metals in soil near a waste-incinerator site, South China. **Science of the Total Environment**, v.521–522, p.144–151, 2015.

LI, Z.; JIA, M.; CHRISTIE, P.; ALI, S.; WU, L. Use of a hyperaccumulator and biochar to remediate an acid soil highly contaminated with trace metals and/or oxytetracycline. **Chemosphere**. v. 204, p. 390-397, 2018.

- LIANG, J.; LI, X. M.; YU, Z. G.; ZENG, G. M.; LUO, Y.; JIANG, L. B.; YANG, Z. X. Amorphous MnO₂ modified biochar derived from aerobically composted swine manure for adsorption of Pb (II) and Cd (II). **ACS Sustain. Chem. Eng.** v. 5, p. 5049–5058. 2017.
- LIANG, S. X. et al. Feasibility of Pb phytoextraction using nano-materials assisted ryegrass: Results of a one-year field-scale experiment. **Journal of environmental management**, v.190, p. 170-175. 2017.
- LIANG, X. Q.; JIN, Y.; HE, M. M.; NIYUNGEKO, C.; ZHANG, J.; LIU, C. L.; TIAN, G. M.; ARAI, Y. Phosphorus speciation and release kinetics of swine manure biochar under various pyrolysis temperatures. **Environ. Sci. Pollut. Res.** v. 25, p. 25780–25788. 2018a.
- LIMA, C. V. S.; MEURER, E. J.; SCHMIDT, R. O.; SOUZA, E. D. Potencial de fitoextração do nabo forrageiro e da aveia preta em argissolo contaminado por cádmio. **Revista de Estudos Ambientais**, Blumenau, v.12, n.1, p.39-49, 2010.
- LIU, T. H. Evolution of chemistry and morphology during the carbonization and combustion of rice husk. **Carbon**, v. 42, p. 785-794, 2004.
- LLORENS, N.; AROLA, L.; BLADÉ, C.; MAS, A. Effects of copper exposure upon nitrogen metabolism in tissue cultured *Vitis vinifera*. **Plant Science**, v.160, n. 1, p.159-163, 2000.
- LOPES, A.S.; ABREU, C.A.; SANTOS, G.C.G. Micronutrientes. In: NEVES, J.C.L.; DIAS, L.E.; BARROS, N.F.; CANTARUTTI, R.B.; NOVAIS, R.F.; ALVARES, V.H. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006.
- LOPES, C.; CAMPOS, M. L.; DA SILVEIRA, C. B.; GATIBONI, L. C.; MIQUELUTTI, D. J.; CASSOL, P. C.; MEDEIROS, I. F. Adsorção de Cu e Zn num Latossolo Vermelho tratado com dejetos suínos. **Revista Ceres**, v. 61, n. 6, p. 997-1005, 2014.
- LOPES, G.; COSTA, E. T. S.; PENIDO, E. S.; SPARKS, D. L.; GUILHERME, L. R. G. Binding intensity and metal partitioning in soils affected by mining and smelting activities in Minas Gerais, Brazil. **Environ Sci Pollut Res**, 2015.
- LU, H.; LI, Z.; FU, S.; GASGÓ, G.; PAZ-FERREIRO, J. Combining phytoextraction and biochar addition improves soil biochemical properties in a soil contaminated. **Chemosphere**, v.119, p. 209-216, 2015.
- LUO, L.; LOU, L.P.; CUI, X. Y.; WU, B. B.; HOU, J. A.; XUN, B.; XU, X. H.; CHEN, Y. X. Sorption and desorption of pentachlorophenol to black carbon of three different origins. **J. Hazard Mater.** v. 185, p. 639–646. 2011.
- MACHADO, S. K.; MALTONI, K. L.; SANTOS, C. M.; CASSIOLATO, A. M. R. Resíduos orgânicos e fósforo como condicionantes de solo degradado e efeitos sobre o crescimento inicial de *Dipteryx alata* Vog. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 3, p. 541-552, 2014.

MAHAR, A.; WANG, P.; ALI, A.; AWASTHI, M. K.; LAHORI, A. H.; WANG, Q.; LI, R.; ZHANG, Z. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 126, p. 111-121. 2016.

MALAFAIA, G.; JORDÃO, C. R.; ARAÚJO, F. G. de; LEANDRO, W. M.; RODRIGUES, A. S. de L. Vermicompostagem de lodo de curtume em associação com esterco bovino utilizando *Eisenia foetida*. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 709-716, 2015.

MANTOVANI, J. R.; FERREIRA M. E.; CRUZ M. C. P.; BARBOSA J. C. Alterações nos atributos de fertilidade em solo adubado com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 817-824, 2005.

MASSAQUOI, L. D.; MA, H.; LIU, X. H.; HAN, P. Y.; ZUO, S.-M.; HUA, Z. X.; LIU, D. W. Heavy metal accumulation in soils, plants, and hair samples: an assessment of heavy metal exposure risks from the consumption of vegetables grown on soils previously irrigated with wastewater. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 23, p. 18456–18468, 2015.

MASULILI, A.; UTOMO, W. H.; SYECHFANI, M. Rice husk biochar for rice based cropping system in acid soil 1. The characteristics of rice husk biochar and its influence on the properties of acid sulfate soils and rice growth in West Kalimantan, Indonesia. **Journal of Agricultural Science**. v. 2. n. 1. 39 p. 2010.

MATOS, A. T. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. Viçosa: Ed. UFV, 2014. 241 p.

MEDINA, J.; MONREAL, C.; CHABOT, D.; et al. Microscopic and spectroscopic characterization of humic substances from a compost amended copper contaminated soil: main features and their potential effects on Cu immobilization. **Environ Sci Pollut Res**. v.24, p. 14104–14116, 2017.

MELO, R. F. et al. Potencial de quatro espécies herbáceas forrageiras para fitorremediação de solo contaminado por arsênio. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 33, p. 455- 465. 2009.

MENCH, M.; LEPP, N.; BERT, V.; SCHWITZGUÉBEL, J. P.; GAWRONSKI, S. W.; SCHRÖDER, P.; et al. Successes and limitations of phytotechnologies at field scale: outcomes, assessment and outlook from COST Action 859. **J. Soil Sediment**. v. 10, p. 1039–1070. 2010.

MENG, J.; TAO, M.; WANG. L.; LIU, X.; XU, J. Changes in heavy metal bioavailability and speciation from a Pb-Zn mining soil amended with biochars from co-pyrolysis of rice straw and swine manure. **Sci Total Environ**. v. 633, p. 300–307. 2018.

- MEYER, S.; GLASER, B.; QUICKER, P. Technical, economical and climate-related aspects of biochar production technologies: a literature review. **Environmental Science & Technology**, v. 45, p. 9473-9483, 2011.
- MOHAN, D.; PITTMAN, C. U.; STEELE, P. H. Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: a critical review. **Energy & Fuels**, v. 20, n. 3, p. 848-889, 2006.
- MOHAMMADI, A. et al. Biochar use for climate-change mitigation in rice cropping systems. v. 116, 2016.
- MØLLER, I. M.; JENSEN, P. E.; HANSSON, A. Oxidative modifications to cellular components in plants. **Annual Review of Plant Biology**, n. 58, p. 459-481, 2007.
- MOORE, F.; GONZÁLEZ, M. E.; KHAN, N.; CURAQUEO, G.; SANCHEZ-MONEDERO, M.; RILLING, J.; MORALES, E.; PANICHINI, M.; MUTIS, A.; JORQUERA, M.; MEJIAS, J.; HIRZEL, J.; MEIER, S. Copper immobilization by biochar and microbial community abundance in metal-contaminated soils. **Sci Total Environ**. v. 616–617, p. 960–969. 2018.
- MOORE, P.A.; DANIEL, T.C.; GILMOUR, J.T.; SHREVE, B.R.; EDWARDS, D.R.; WOOD, B.H. Decreasing metal runoff from poultry litter with aluminum sulfate. **Journal of Environmental Quality**, v.27, p.92-99, 1998.
- MORAIS, C. A. M.; FERNANDES, I. J.; CALHEIRO, D.; KIELING, A. G.; BREHM, F. A.; RIGON, M. R.; BERWANGER, J. A.; SCHNEIDER, I. A. H.; OSORIO, E. Review of the Rice production cycle: by products and the main applications focusing on Rice husk combustion and ash recycling. **Waste management & Research**, v. 32, p.1034-1048, 2014.
- MOREIRA D. A.; SOUZA J.R. DE; REIS E.; GARIGLIO H. A.; REIS C. Estudo da Adsorção Simultânea de Cobre, Níquel e Zinco por Vermicomposto Utilizando Planejamento Fatorial. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 9, n. 2, p. 216-227, 2012.
- NASCIMENTO, C. W. A.; AMARASIRIWARDENA, D.; XING, B. Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multi-metal contaminated soil. **Environmental Pollution**, v.140, p.114-123, 2006.
- NGUYEN, G. N.; HAILSTONES, D. L.; WILKES, M.; SUTTON, B. G. Droughtinduced oxidative conditions in rice anthers leading to a programmed cell death and pollen abortion. **Journal of Agronomy e Crop Science**, n. 195, p. 157-164, 2009.
- NUNES, M. U. C. **Compostagem de resíduo para produção de adubo orgânico na pequena propriedade**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2009. (Circular técnica, 59). 7 p.
- O'CONNOR, D.; PENG, T.; LI, G.; WANG, S.; DUAN, L.; MULDER, J.; CORNELISSEN, G.; CHENG, Z.; YANG, S.; HOU, D. Sulfur-modified rice husk biochar: a green method for the remediation of mercury contaminated soil. **Sci Total Environ**. v. 621, p. 819–826. 2018a.

- PANZIERA, A. G.; SWAROWSKY, A.; ESTEFANEL, V.; GOMES, B. C. V. Potencial de fitoextração de cobre por aveia preta em área de vinhedos no sul do Brasil. **Revista Engenharia Na Agricultura - Reveng**, v. 26, n. 6, p. 565-573. 2018.
- PARMAR, S.; SINGH, V. Phytoremediation Approaches for Heavy Metal Pollution: A Review. *Journal of Plant Science & Research*. v. 2, n. 2, p. 139-146, 2015.
- PEIRIS, C.; GUNATILAKE, S. R.; MLSNA, T. E.; MOHAN, D.; VITHANAGE, M. Biochar based removal of antibiotic sulphonamides and tetracyclines in aquatic environments: a critical review. **Bioresour. Technol.** v. 246, p. 150–159. 2017.
- PENDIAS, H.; KABATA-PENDIAS, A. Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN, Warszawa (**in Polish**). 1999.
- PIRES, F. R. et al. Seleção de Plantas com potencial para fitorremediação de Tebuthiuron. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 21, 2003. p. 451-458.
- PODE, R. Potential applications of rice husk ash waste from rice husk biomass power plant. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 53, p. 1468–1485, 2016.
- PODE, R.; DIOUF, B.; PODE, G. Sustainable rural electricity generation using rice husk biomass energy: A case study of Cambodia. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 44, p. 530–542, 2015.
- RIBEIRO FILHO, M. R.; SIQUEIRA, J. O.; CURI, N.; SIMÃO, J. B. P. Fracionamento e biodisponibilidade de metais pesados em solo contaminado, incubado com materiais orgânicos e inorgânicos. **Revista Brasileira Ciência Solo**, v.25, p.495-507, 2001.
- RIZWAN, M. et al. Cadmium phytoremediation potential of *Brassica* crop species: a review. **Science of the Total Environment**, v. 631, p. 1175-1191. 2018.
- RUSCITTI, M.; ARANGO, M.; BELTRANO, J. Improvement of copper stress tolerance in pepper plants (*Capsicum annuum* L.) by inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi. **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, v. 29, p. 37-49. 2017.
- SANTANA, N. A.; RABUSKE, C. M.; SOARES, V. B.; SORIANI, H. H.; NICOLOSO, F. T.; JACQUES, R. J. S. Vermicompost dose and mycorrhization determine the efficiency of copper phytoremediation by *Canavalia ensiformis*. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-15, 2018.
- SANTIAGO-MARTÍN, A. et al. Impact of vineyard abandonment and natural recolonization on metal content and availability in Mediterranean soils. **Science of The Total Environment**, v. 551, p. 57-65. 2016.

SANTOS, F. E. V.; KUNZ, S. H.; CALDEIRA, M. V. W.; AZEVEDO, C. H. S.; RANGEL, O. J. P. V. Características químicas de substratos formulados com lodo de esgoto para produção de mudas florestais. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.18, n.9, p.971–979, 2014.

SANTOS, F. E. V.; KUNZ, S. H.; CALDEIRA, M. V. W.; AZEVEDO, C. H. S.; RANGEL, O. J. P. Características químicas de substratos formulados com lodo de esgoto para produção de mudas florestais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n. 9, p. 971-979, 2014.

SANTOS, G. C. G.; RODELLA, A. A. Efeito da adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico de B, Zn, Cu, Mn E Pb no cultivo de *Brassica juncea*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 793-804, 2007.

SANTOS, G.C.G.; RODELLA, A.A.; ABREU, C.A.; COSCIONE, A.R. Vegetable species for phytoextraction of boron, copper, lead, manganese and zinc from contaminated soil. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v.67, n.6, p.713-719, 2010.

SANTOS, J. F.; GRANGEIRO, J. I.T.; OLIEIRA, M. E. C. Produção da cultura da mamoneira em função da fertilização com cama de galinha. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 7, n. 1, p. 169-180, 2010.

SANTOS, D. H.; SILVA, M. A.; TIRITAN, C. S.; FOLONI, J. S. S.; ECHER, F. R. Qualidade tecnológica da cana-de-açúcar sob adubação com torta de filtro enriquecida com fosfato solúvel. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, p.443-449, 2011.

SANTOS N. M.; ACCIOLY A. M. DE A.; WILLIAMS C.; NASCIMENTO A.; SANTOS J. A. G.; SILVA I. R. Ácidos Húmicos e Carvão Vegetal Ativado como Amenizantes em Solo Contaminado por Chumbo. **R. Bras. Ci. Solo**, 38:345-351, 2014.

SARWAR, N.; IMRAN, M.; SHAHEEN, M. R.; ISHAQUE, W.; KAMRAN, M. A.; MATLOOB, A.; REHIM, A.; HUSSAIN, S. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives. **Chemosphere**, v. 171, p. 710-721, 2017.

SCHWAB, P.; ZHU, D.; BANKS, M.K. Heavy metal leaching from mine tailings as affected by organic amendments. **Bioresource Technology**, v.98, p.2935–2941. 2007.

SEGANFREDO, M. A. **Fosforo, cobre e zinco em solo submetidos à aplicação de dejetos animais: teores, formas e indicadores ambientais**. 2013. 152 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre/RS, 2013.

SERVADIO, L. J.; DEERE, R. J.; JANKOWSKI, FERREY, D. M. M.; ISAAC, E. J.; CHENAUX-IBRAHIM, Y.; PRIMUS, A.; CONVERTINO, M.; NICHOLAS B.D. PHELPS, B. D. N.; STREETS, S.; TRAVIS, A. D.; MOORE, S.; WOLF, M. T. Anthropogenic factors

associated with contaminants of emerging concern detected in inland Minnesota lakes (Phase II). **Science of The Total Environment**. v. 772, p. 146-188. 2021.

SETH, C. S. A review on mechanisms of plant tolerance and role of transgenic plants in environmental clean-up. **Bot. Rev.** v. 78, p. 32–62. 2012.

SHAHEEN, S. M.; NIAZI, N. K.; HASSAN, N. E. E.; BIBI, I.; WANG, H.; TSANG, D. C. W.; RINKLEBE, J. Wood-based biochar for the removal of potentially toxic elements in water and wastewater: A critical review. **International Materials Reviews**, v. 64, n. 4, p. 216–247. 2019.

SHRESTHA, P.; BELLITÜRK, K.; GÖRRES, J. H. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Soil by Switchgrass: A Comparative Study Utilizing Different Composts and Coir Fiber on Pollution Remediation, Plant Productivity, and Nutrient Leaching. **International Journal of Environmental Research and Public Health**. v. 16, n. 7, p. 1261, 2019.

SHRESTHA, R.; LAL, R. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. **Geoderma**, v.161, p.168-176, 2011.

SIKDAR, A.; WANG, J.; HASANUZZAMAN, M.; LIU, X.; FENG, S.; ROY, R.; SIAL, T. A.; LAHORI, A. H.; JEYASUNDAR, A. P. G. S.; WANG, X. Phytostabilization of Pb-Zn Mine Tailings with *Amorpha fruticosa* Aided by Organic Amendments and Triple Superphosphate. **Molecules**., v. 25, n. 7, 1617. 2020.

SILIA, H. N. Estudos sobre compostagem com lodo de ETE com vistas à aplicação em solo agrícola. **V Simpósio de Pesquisa do Grande ABC**. Santo André, 2015.

SILVA, E. M. da; LIMA, J. E. F. W.; AZEVEDO, J. A. de; RODRIGUES, L. N. Valores de tensão na determinação da curva de retenção de água de solos do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 2, p. 323-330, 2006.

SILVA, R. F.; LUPATINI, M.; ANTONIOLLI, Z. I.; LEAL, L. T.; JUNIOR, C. A. M. Comportamento de *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan e *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong cultivadas em solo contaminado com cobre. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 1, p. 103-110, 2011.

SIMÃO, J. B.P. **Mitigação de fitotoxidez de metais pesados no solo, através do uso de materiais orgânicos e inorgânicos**. 1999. 135 p. Tese (Doutorado em solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1999.

SINGH, S.; PARIHAR, P.; SINGH R.; SINGH, V. P.; PRASAD, S. M. Heavy Metal Tolerance in Plants: Role of Transcriptomics, Proteomics, Metabolomics, and Ionomics. **Front. Plant Sci.** v. 6, p. 11-43, 2015.

SINGH, S. Phytoremediation: a sustainable alternative for environmental challenges. **International Journal of Green and Herbal Chemistry**, v.1, p.133-139, 2012.

SOARES, C. R. F. S.; SIQUEIRA, J. O.; CARVALHO, J. G.; MOREIRA, F. M. S. Fitotoxicidade de cádmio para *Eucalyptus maculata* e *E. urophylla* em solução nutritiva. **Revista Árvore**, v. 29, n. 2, p.175-183, 2005.

SODRÉ, F. F.; LENZI, E.; COSTA, A. C. S. Utilização de modelos físico-químicos e adsorção no estudo do comportamento do cobre em solos argilosos. **Química Nova**, São Paulo, v. 24, n. 3, p. 324-330, 2001.

SOHI, S. P. Carbon storage with benefits. **Science**, v. 338, p. 1034-1035, 2012.

SOMERVILLE, P. D.; FARRELL, C.; MAY, P. B.; LIVESLEY, S. J. Biochar and compost equally improve urban soil physical and biological properties and tree growth, with no added benefit in combination. **Sci. Total Environ.** v. 706. 2020.

SOUDEK, P.; RODRIGUEZ VALSECA, I.M.; PETROVÁ, Š.; SONG, J.; VANĚK, T. Characteristics of different types of biochar and effects on the toxicity of heavy metals to germinating sorghum seeds. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 182, p. B, p. 157-165, 2016.

TACK, F. M. G.; RINKLEBE, J.; OK, Y. S. Interactions between biochar and trace elements in the environment. **Science of the Total Environment**. v. 649, 792 p. 2019.

TAVARES, S. R. de L. **Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: Conceitos básicos e fundamentos**. Rio de Janeiro, RJ, 2013, 147p.

TRIPATHI, M.; SAHU, J. N.; GANESAN, P. Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v. 55. p. 467-481. 2016.

UCHIMIYA, M.; CHANG, S.; KLASSON, T. K. Screening biochars for heavy metal retention in soil: role of oxygen functional groups. **J Hazard Mater**. v. 190, p.432-441. 2011a.

VANGRONSVELD, J.; HERZIG, R.; WEYENS, N.; BOULET, J.; ADRIAENSEN, K.; RUTTENS A.; et al. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. **Environ. Sci. Pollut. R.** v. 16, p. 765-794. 2009.

VENDRUSCULO, D. **Seleção de plantas para fitorremediação de solos contaminados com cobre**. 2013. 57 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

- VENEGAS, A.; RIGOL, A.; VIDAL M. Viability of organic wastes and biochars as amendments for the remediation of heavy metal-contaminated soils. **Chemosphere**, v.119, p.190-198, 2015.
- VIEIRA, G. E. G.; NUNES, A. P.; TEIXEIRA, L. F.; COLEN, A. G. N. Biomassa: uma visão dos processos de pirólise. **Revista Liberato**, Novo Hamburgo, v. 15, n. 24, p. 105-212, 2014.
- VINHAL-FREITAS, I. C. et al. Adsorção e dessorção de metais no solo e coeficiente de isotermas de Freundlich e Langmuir. **Agropecuária Técnica**, Areia, v.31, n. 2, p. 153-163, 2010.
- WAHSHA, M.; GOKI, M. N.; BINI, C. Land contamination by toxic elements in abandoned mine areas in Italy. **J Soils Sediments**, 2015.
- WANG, F.; JI, R.; JIANG, Z.; CHEN, W. Species-dependent effects of biochar amendment on bioaccumulation of atrazine in earthworms. **Environmental Pollution**, v. 186, p. 241-247, 2014.
- WANG, J.; FENG, X.; ANDERSON, C. W. N.; WANG, H.; WANG, I. Thiosulphate-induced mercury accumulation by plants: metal uptake and transformation of mercury fractionation in soil - results from a field study. **Plant Soil**, v.375, p.21-33, 2014.
- WANG, T.; SUN, H.; REN, X.; LI, B.; MAO, H. Evaluation of biochars from different stock materials as carriers of bacterial strain for remediation of heavy metal-contaminated soil. **Scientific Reports**, v. 7, n. 12114, p. 1-10, 2017.
- WANG, W. et al. Relationships between the potential production of the greenhouse gases CO₂, CH₄ and N₂O and soil concentrations of C, N and P across paddy fields in southeastern China. **Atmospheric Environment**, v. 164, p. 458-467, 2017.
- WENG, Z.; VAN ZWIETEN, L.; SINGH, B. P.; TAVAKKOLI, E.; JOSEPH, S.; MACDONALD, L. M.; COWIE, A. Biochar built soil carbon over a decade by stabilizing rhizodeposits. **Nature Climate Change**. v. 7, p. 371-376. 2017.
- WU, P.; CUI, P.; ALVES, M. E.; PEIJNENBURG, W. J. G. M.; LIU, C.; ZHOU, D.; WANG, Y. Interactive effects of rice straw biochar and c-Al₂O₃ on immobilization of Zn. **Journal of Hazardous Materials**. v. 373, p. 250-257. 2019.
- WUANA R. A.; OKIEIMEN F. E. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. **Isrn Ecology**. 2011.
- YAN, A.; WANG, Y.; TAN, S. N.; YUSOF, M. L. M.; GHOSH, S.; CHEN, Z. Phytoremediation: A Promising Approach for Revegetation of Heavy Metal-Polluted Land. **Front. Plant Sci**. v. 11, p. 359-373. 2020.

YANG, X.; LIU, J.; MCGROUTHER, K., et al. Effect of biochar on the extractability of heavy metals (Cd, Cu, Pb, and Zn) and enzyme activity in soil. **Environ Sci Pollut Res.** v. 23. n. 2. p. 974–984, 2016.

YRUELA, I. Copper in Plants. **J. Plant Physiol.**, v. 17, p. 145-156, 2005.

YRUELA, I. Copper in plants: acquisition, transport and interactions. **Functional Plant Biology**, v. 36, n.5, p. 409-430, 2009.

YRUELA, I. Transition metals in plant photosynthesis. **Metallomics**, v. 5, p. 1090-1109, 2013.

YU, P. W.; XUE, Y. W.; GAO, F.; LIU, Z. G.; CHENG, X. R.; YANG, K. Phosphorus removal from aqueous solution by preor post-modified biochars derived from agricultural residues. **Water, Air, Soil Pollut.** v. 227, p. 370. 2016.

YUAN, P.; WANG, J.; PAN, Y.; SHEN, B.; WU, C. Review of biochar for the management of contaminated soil: Preparation, application and prospect. **Science of the Total Environment.** v. 659, p. 473–490. 2019.

ZHANG, C.; WANG, W.; DUAN, A.; ZENG, G.; HUANG, D.; LAI, C.; TAN, X.; CHENG, M.; WANG, R.; ZHOU, C.; XIONG, W.; YANG, Y. Adsorption behavior of engineered carbons and carbon nanomaterials for metal endocrine disruptors: experiments and theoretical calculation. **Chemosphere.** v. 222, p. 184–194, 2019.

ZHANG, G.; GUO, X.; ZHU, Y.; LIU, X.; HAN, Z.; SUN, K.; HAN, L. The effects of different biochars on microbial quantity, microbial community shift, enzyme activity, and biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. **Geoderma.** v. 328, p. 100–108. 2018.

ZHANG, J.; ZHANG, J.; WANG, M.; WU, S.; WANG, H.; NIAZI, N. K.; WONG, M. H. Effect of tobacco stem-derived biochar on soil metal immobilization and the cultivation of tobacco plant. **Journal of Soils and Sediments.** v. 19, n. 5, p. 2313–2321. 2019.

ZHUANG, P.; LU, H.; LI, Z.; ZOU, B.; McBride, m. b. Multiple Exposure and Effects Assessment of Heavy Metals in the Population near Mining Area in South China. **Plos**, v.9, p.484-495, 2014.