

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS – UNIFAL – MG

LUCIANO ALMEIDA LIMA

**FITOTOXICIDADE DO COBRE EM DUAS HORTALIÇAS E O EFEITO DA
ADIÇÃO DE VERMICOMPOSTO NO SOLO**

**ALFENAS/MG
2026**

LUCIANO ALMEIDA LIMA

**FITOTOXICIDADE DO COBRE EM DUAS HORTALIÇAS E O EFEITO DA
ADIÇÃO DE VERMICOMPOSTO NO SOLO**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas - UNIFAL-MG. Área de concentração: Gestão e manejo de recursos naturais e biodiversidade.

Orientador: Thiago Corrêa de Souza

Coorientador: Lucas Boscov Braos

**ALFENAS/MG
2026**

Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal de Alfenas
Biblioteca Central

Lima, Luciano Almeida.

Fitotoxicidade do cobre em duas hortaliças e o efeito da adição de vermicomposto no solo / Luciano Almeida Lima. - Alfenas, MG, 2026.
102 f. : il. -

Orientador(a): Thiago Corrêa de Souza.

Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, MG, 2026.

Bibliografia.

1. *Allium schoenoprasum* L. 2. *Eruca vesicaria* subsp. *sativa*. 3. Fotossíntese. 4. Matéria orgânica do solo. 5. Metais pesados. I. Souza, Thiago Corrêa de, orient. II. Título.

LUCIANO ALMEIDA LIMA

“ Fitotoxicidade do Cobre em Duas Hortaliças e o Efeito da Adição de Vermicomposto no Solo.”

A Banca examinadora abaixo-assinada aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Gestão e manejo de recursos naturais e biodiversidade.

Aprovada em: 27 de fevereiro de 2026.

Prof. Dr. Thiago Corrêa de Souza

Instituição: Universidade Federal de Alfenas

Profa. Dra. Joyce Dória

Instituição: Universidade Federal de Lavras

Profa. Dra. Daniele Maria Marques

Instituição: Faculdade de Ciências e Tecnologias de Campos Gerais



Documento assinado eletronicamente por **Thiago Corrêa de Souza, Professor do Magistério Superior**, em 27/02/2026, às 16:18, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.unifal-mg.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1733145** e o código CRC **962D47F0**.

AGRADECIMENTOS

Meu primeiro e mais profundo reconhecimento se dirige à Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL-MG), e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA), por oferecerem um espaço de excelência acadêmica e rigor científico, essencial para a construção crítica desta Dissertação.

De forma igualmente vital, sou grato ao IFSULDEMINAS - Campus Inconfidentes, que forneceu o apoio incondicional e a estrutura física e laboratorial necessária para a condução dos experimentos.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

A concretização desta pesquisa deve-se ao apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), através dos programas PROEXT-PG (88881.927467/2023-01; AUXPE 1154/2024). Agradeço também ao Laboratório de Biotecnologia Ambiental e Genotoxicidade (BIOGEN), Instituto de Ciências Naturais (ICN), Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL-MG), pelo suporte nas análises desenvolvidas no laboratório.

Expresso minha sincera admiração e gratidão ao meu orientador, Prof. Dr. Thiago Corrêa de Souza, e ao coorientador, Prof. Dr. Lucas Boscov Braos. Agradeço por confiarem na relevância do meu trabalho e por me guiarem com notável sabedoria, respeito e incentivo constante ao longo de todo o processo de pesquisa.

Meu agradecimento aos membros dos Grupos de Estudos em Olericultura, do Grupo de Estudos em Fruticultura e do Grupo de Estudos em Zoologia do IFSULDEMINAS - Campus Inconfidentes, pela colaboração e apoio técnico prestados durante a fase experimental.

Um agradecimento especial e devido à Beatriz Bárbara Aparecida Pinto, por seu apoio e pela parceria demonstrada ao longo de todo o percurso do mestrado.

Por fim, dedico este reconhecimento a todos e todas que, direta ou indiretamente, contribuíram com palavras de encorajamento, paciência e suporte para que eu pudesse perseverar e concretizar esta dissertação.

A todos vocês, a minha sincera e eterna gratidão.

RESUMO

A contaminação do solo por metais pesados, em particular o cobre (Cu), é um desafio ambiental e agrícola de relevância global, demandando estratégias imediatas e sustentáveis de remediação. Embora o Cu seja um micronutriente essencial, seu excesso no solo é fitotóxico e pode comprometer a segurança alimentar. Esta dissertação teve como objetivo geral avaliar os efeitos da toxicidade do Cu sobre o crescimento, morfologia, fisiologia e estado nutricional de duas hortaliças amplamente consumidas, a rúcula (*Eruca vesicaria* subsp. *sativa*) e a cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.), e investigar o potencial do vermicomposto em atenuar esses efeitos e favorecer a acumulação do metal. Hipotetizou-se que o vermicomposto, rico em matéria orgânica, melhoraria o crescimento das plantas e aumentaria a absorção de Cu. Foram realizados um experimento para cada espécie em estufa e em vasos com doze tratamentos, combinando seis concentrações de Cu (0, 50, 100, 200, 400 e 800 mg dm⁻³) com a presença ou ausência de vermicomposto. Tanto no experimento da rúcula quanto da cebolinha avaliou-se a composição química dos substratos em 0, 30 dias e no final de cada experimento. Também se avaliou o crescimento, a biomassa total, parâmetros morfológicos radiculares e o teor de Cu nos tecidos vegetais (folhas, caules/bulbos e raízes). Adicionalmente para a rúcula também foram avaliados a fluorescência da clorofila *a* e as trocas gasosas foliares. Ambas as hortaliças exibiram fitotoxicidade dose-dependente, manifestada pela redução de crescimento e biomassa nas concentrações mais elevadas de Cu (800 mg dm⁻³). No entanto, um achado em comum a ambas as espécies foi o padrão de acúmulo de Cu: o metal foi predominantemente sequestrado/acumulado nas raízes (raízes > parte aérea para a rúcula, e para a cebolinha, raízes > bulbos > folhas). Essa estratégia de exclusão, característica da fitoestabilização, limitou a translocação para a parte aérea, mantendo as concentrações de Cu nas folhas de ambas as culturas dentro dos limites considerados normais e seguros para o consumo humano. A eficácia do vermicomposto na interação cobre-solo-planta variou entre as espécies e doses, o que reforça o valor de uma análise integrada. Para a rúcula, o vermicomposto não alterou a morfofisiologia, mas também influenciou positivamente o acúmulo radicular na dose de 400 mg dm⁻³, reforçando a capacidade de rizofiltração dessa espécie. Para a cebolinha, a adição de vermicomposto em doses intermediárias de Cu (200 e 400 mg dm⁻³) foi positiva, aumentando a tolerância (melhoria da biomassa e da arquitetura radicular) e maximizando o sequestro radicular do Cu. Este potencial dual (mitigação da toxicidade e fitoestabilização otimizada) posiciona a cebolinha como uma espécie promissora para a remediação de solos moderadamente contaminados com auxílio do vermicomposto. Este estudo contribui ao campo da agricultura sustentável e remediação ambiental ao fornecer dados integrados sobre a tolerância ao estresse por cobre de duas hortaliças de grande consumo. As descobertas destacam as contribuições práticas do uso estratégico do vermicomposto, um insumo de baixo custo, como condicionador que otimiza a fitoestabilização do Cu no sistema radicular em condições de contaminação moderada, garantindo a segurança alimentar. São duas culturas candidatas viáveis para a gestão sustentável de solos contaminados.

Palavras-chave: *Allium schoenoprasum* L. *Eruca vesicaria* subsp. *sativa*. fotossíntese. matéria orgânica do solo. metais pesados.

ABSTRACT

Soil contamination by heavy metals, particularly copper (Cu), is an environmental and agricultural challenge of global relevance, demanding immediate and sustainable remediation strategies. Although Cu is an essential micronutrient, its excess in soil is phytotoxic and may compromise food safety. This dissertation aimed to evaluate the effects of Cu toxicity on the growth, morphology, physiology, and nutritional status of two widely consumed vegetables arugula (*Eruca vesicaria* subsp. *sativa*) and chives (*Allium schoenoprasum* L.) and to investigate the potential of vermicompost in mitigating these effects and promoting metal accumulation. It was hypothesized that vermicompost, rich in organic matter, would improve plant growth and increase Cu uptake. An experiment was conducted for each species in a greenhouse using pots, with twelve treatments combining six Cu concentrations (0, 50, 100, 200, 400, and 800 mg dm⁻³) in the presence or absence of vermicompost. In both the arugula and chive experiments, the chemical composition of the substrates was analyzed at 0, 30 days, and at the end of each experiment. Growth, total biomass, root morphological parameters, and Cu content in plant tissues (leaves, stems/bulbs, and roots) were also evaluated. Additionally, for arugula, chlorophyll *a* fluorescence and leaf gas exchange were measured. Both vegetables exhibited dose-dependent phytotoxicity, manifested by reduced growth and biomass at higher Cu concentrations (800 mg dm⁻³). However, a common finding for both species was the Cu accumulation pattern: the metal was predominantly sequestered/accumulated in the roots (roots > shoots for arugula, and roots > bulbs > leaves for chives). This exclusion strategy, characteristic of phytostabilization, limited translocation to the aerial parts, keeping Cu concentrations in the leaves of both crops within normal and safe limits for human consumption. The effectiveness of vermicompost in the copper–soil–plant interaction varied between species and doses, reinforcing the value of an integrated analysis. For arugula, vermicompost did not alter morphophysiology but positively influenced root accumulation at the 400 mg dm⁻³ dose, reinforcing this species' rhizofiltration capacity. For chives, the addition of vermicompost at intermediate Cu doses (200 and 400 mg dm⁻³) was beneficial, increasing tolerance (improvement in biomass and root architecture) and maximizing root Cu sequestration. This dual potential (toxicity mitigation and optimized phytostabilization) positions chives as a promising species for the remediation of moderately contaminated soils with the aid of vermicompost. This study contributes to the field of sustainable agriculture and environmental remediation by providing integrated data on copper stress tolerance in two widely consumed vegetables. The findings highlight the practical contributions of the strategic use of vermicompost a low cost input as a conditioner that optimizes Cu phytostabilization in the root system under moderate contamination conditions, ensuring food safety. Both species are viable candidates for the sustainable management of contaminated soils.

Keywords: *Allium schoenoprasum* L. *Eruca vesicaria* subsp. *sativa*. photosynthesis. soil organic matter. heavy metals.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	9
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	11
2.1 Contaminação por Metais Pesados: Contexto Global.....	11
2.2 O Cobre (Cu) no Sistema Solo-Planta: Essencialidade e Toxicidade.....	13
2.3 Respostas Vegetais ao Excesso de Cobre e implicações ambientais de sua presença.....	14
2.4 Hortaliças de Interesse Agrícola e Ambiental em Solos Contaminados por Cobre.....	17
2.4.1 Família Brassicaceae e o Potencial da Rúcula (<i>Eruca vesicaria</i> subsp. <i>sativa</i>).....	17
2.4.2 Gênero <i>Allium</i> sp e a Tolerância da Cebolinha (<i>Allium schoenoprasum</i> L.).....	20
2.5 O Uso de Vermicomposto na Modulação da Dinâmica do Cobre no Solo.....	23
3. JUSTIFICATIVA.....	26
4. OBJETIVOS.....	27
4.1 Objetivo Geral.....	27
4.2 Objetivos Específicos	28
REFERÊNCIAS.....	29
ANEXO A – ARTIGO: Toxicidade do cobre e influência do vermicomposto na fisiologia, crescimento e acúmulo do metal em rúcula (<i>Eruca vesicaria</i> subsp. <i>sativa</i>)	35
INFORMAÇÕES SUPLEMENTARES - ANEXO A.....	68
ANEXO B – ARTIGO: A Eficácia do Vermicomposto na Tolerância e acumulação do Cobre em Cebolinha (<i>Allium schoenoprasum</i> L.) depende da dose de aplicação do metal no Solo.....	73
INFORMAÇÕES SUPLEMENTARES - ANEXO B.....	100

1. INTRODUÇÃO

A contaminação do solo por metais pesados, em particular o cobre (Cu), é um problema ambiental e agrícola de relevância global (Lunkes *et al.*, 2022; Amasifuen-Tanchiva *et al.*, 2025). Embora o Cu seja um elemento natural, atividades antrópicas como a mineração e o uso agrícola intensivo de fungicidas cúpricos elevam suas concentrações a níveis preocupantes no solo (Arruda *et al.*, 2021; Andreola *et al.*, 2022).

O cobre é um micronutriente essencial para as plantas, participando de processos cruciais como fotossíntese e respiração (Kumar *et al.*, 2021; Wairich *et al.*, 2022). No entanto, a margem entre a dose benéfica e a tóxica é estreita (Smaniotto *et al.*, 2024). Em excesso, o Cu induz fitotoxicidade, manifestada por impactos no crescimento, metabolismo e fotossíntese. Observam-se danos radiculares, como atrofia e alterações morfológicas, e na parte aérea, redução de crescimento e amarelecimento das folhas (Mariano-da-Silva *et al.*, 2025).

Hortaliças folhosas como a rúcula (*Eruca vesicaria* subsp. *sativa*) e a cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.) são amplamente consumidas e possuem grande importância nutricional e econômica.

A rúcula, pertencente à família Brassicaceae, destaca-se pelo ciclo curto, sistema radicular eficiente e elevada produção de biomassa (Chrysargyris *et al.*, 2023), características que a tornam um modelo adequado para estudos de interação planta–metal.

Considerando que espécies do gênero *Allium* apresentam reconhecida capacidade de absorver, tolerar e acumular metais pesados, como o cobre, torna-se relevante compreender os mecanismos fisiológicos e morfológicos envolvidos nesse processo.

Além disso, a natureza perene da cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.) e seu prolongado ciclo de cultivo em ambientes agrícolas frequentemente expostos à contaminação por cobre reforçam a necessidade de investigar a absorção, translocação e acúmulo desse metal em seus tecidos (Čepulienė *et al.*, 2024).

Diante dos efeitos da toxicidade do Cu, a matéria orgânica e seus derivados são reconhecidos por sua capacidade de diminuir esses impactos. Os vermicompostos, resultantes da decomposição de matéria orgânica por minhocas, são ricos em nutrientes e melhoram as características físico-químicas do solo

(Kureljušić *et al.*, 2024). A alta afinidade do cobre com compostos orgânicos permite que o vermicomposto estabilize e diminua a biodisponibilidade do Cu por quelação ou complexação, reduzindo sua toxicidade (Lazzaretti *et al.*, 2023).

Apesar do potencial da fitorremediação e do uso do vermicomposto, estudos específicos sobre a fitotoxicidade do Cu e a eficácia do vermicomposto em hortaliças folhosas de grande consumo, como rúcula e cebolinha, são ainda limitados, restringindo a compreensão dessas culturas em solos contaminados com metais.

Este estudo teve como objetivo avaliar a toxicidade do Cu e o potencial da *Eruca vesicaria* subsp. *sativa* em acumular esse metal em solos, verificando a influência da aplicação de vermicomposto na interação cobre-solo-plantas através da análise do crescimento, morfologia, fisiologia e nutrição das plantas. Adicionalmente, buscou-se avaliar os efeitos da toxicidade do cobre (Cu) sobre o crescimento, a morfologia e o estado nutricional de *Allium schoenoprasum* L., bem como investigar o potencial do vermicomposto em atenuar tais efeitos e em favorecer a acumulação de Cu nas plantas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Contaminação por Metais Pesados: Contexto Global

A contaminação do solo por metais pesados representa um dos maiores desafios ambientais do século XXI, sendo agravada por uma série de atividades antrópicas (Amasifuen-Tanchiva *et al.*, 2025). Os metais pesados estão presentes na natureza (Gasparin, 2023; Lazzaretti *et al.*, 2023; Lima, 2023). No entanto, a atividade humana, com a mineração, industrialização, urbanização e agricultura, contribuem para o aumento da concentração desses elementos, causando contaminação de solos e águas (Lunkes *et al.*, 2022; Gasparin, 2023; Lazzaretti *et al.*, 2023; Lima, 2023; Amasifuen-Tanchiva *et al.*, 2025; Mokfa, 2025). A contaminação dos solos por metais pesados é um problema global, especialmente em países em desenvolvimento (Ye, Wang, Liu, 2022). A sua reparação é complexa, pois a contaminação é propensa a migrações, pode ocorrer lixiviação, e é de longa duração, além de ser altamente tóxica (Ye, Wang, Liu, 2022). Globalmente, a acumulação de metais pesados como cobre (Cu), chumbo (Pb) e cádmio (Cd) representa um risco para os ecossistemas e a saúde humana (Gasparin, 2023; Amasifuen-Tanchiva *et al.*, 2025; Mokfa, 2025).

As atividades de mineração, em particular, são uma das principais fontes de poluição por metais, causando um impacto ambiental considerável ao alterar as áreas mineradas e adjacentes pela dispersão de metais (Gasparin, 2023). O beneficiamento, fundição e refino do cobre geram impactos ambientais na vegetação e topografia em áreas de mineração (Arruda *et al.*, 2021). A produção mundial de metais tem aumentado para atender ao crescimento populacional e à evolução tecnológica, o que intensifica a geração de resíduos depositados no ambiente (Covre, 2017; Mokfa, 2025). Adicionalmente, o uso intensivo de fungicidas em vinhedos e a disposição de resíduos sólidos e dejetos animais sem manejo adequado também contribuem para a contaminação do solo (Lacerda *et al.*, 2025; Comiran *et al.*, 2025). A dinâmica urbana também pode levar à contaminação de corpos d'água por Cu, inclusive por fontes como telhados de chapa de cobre (Gasparin, 2023).

Com os solos contaminados, aumenta a absorção de metais pesados pelas plantas (Lazzaretti *et al.*, 2023; Lacerda *et al.*, 2025), ocorrendo fitotoxicidade às

culturas (Lima, 2023), e potencializando os riscos à saúde humana (Gasparin, 2023; Lima, 2023; Amasifuen-Tanchiva *et al.*, 2025; Mokfa, 2025). A presença elevada de metais pesados no solo compromete a absorção de nutrientes e afeta severamente o desenvolvimento vegetal (Cantoni *et al.*, 2025; Comiran *et al.*, 2025). A toxicidade manifesta-se por uma série de distúrbios morfológicos, fisiológicos e metabólicos (Kumar *et al.*, 2021), incluindo clorose, necrose, estresse oxidativo, redução da fotossíntese e alteração da atividade de diversas enzimas (Liščáková *et al.*, 2022; Mir *et al.*, 2021), podendo levar à inibição do crescimento e, em casos extremos, à morte da planta (Cantoni *et al.*, 2025; Mariano-da-Silva *et al.*, 2025). A fitotoxicidade também pode afetar a germinação e o estabelecimento de plântulas (Comiran *et al.*, 2025).

Além dos impactos diretos na fisiologia vegetal, a absorção e o acúmulo de metais pesados pelas plantas representam um risco à saúde humana, uma vez que esses elementos podem ser transferidos para a cadeia alimentar através do consumo de alimentos contaminados (Amasifuen-Tanchiva *et al.*, 2025; Mokfa, 2025.) A ingestão de alimentos cultivados em solos contaminados representa um importante via de exposição humana à toxicidade por metais (Kumar *et al.*, 2021). As hortaliças, por constituírem uma relevante fonte alimentar, podem contribuir significativamente para esse processo quando acumulam metais nos órgãos de interesse econômico. O cobre, por exemplo, em níveis excessivos, pode causar danos ao fígado e rins, anemia, disfunção intestinal, náusea, vômito, dor abdominal e, em casos de superexposição, risco de câncer de pulmão e estômago (Kumar *et al.*, 2021; Gasparin, 2023). Há relatos de maior incidência de Alzheimer em pessoas com dietas ricas em Cu ou expostas a ambiente com altos teores do metal por longos períodos (Gasparin, 2023).

Um dos metais mais explorados no mundo é o Cobre (Cu) (Arruda *et al.*, 2021). O cobre (Cu) é um elemento químico encontrado naturalmente nos solos, cuja disponibilidade é influenciada pelo material de origem e pelo grau de intemperismo (Gasparin, 2023). No solo, o cobre pode ser encontrado em estados reduzidos (Cu^+) e oxidado (Cu^{2+}), sendo o último o mais absorvido pelas plantas, principalmente pela rizosfera (Kumar *et al.*, 2021; Wairich *et al.*, 2022). Ele interage fortemente com a matéria orgânica e hidróxidos de ferro, formando complexos solúveis e insolúveis que afetam sua retenção e mobilidade (Lacerda *et al.*, 2024; Lacerda *et al.*, 2025).

2.2 O Cobre (Cu) no Sistema Solo-Planta: Essencialidade e Toxicidade

Este oligoelemento essencial está envolvido na estrutura de mais de 30 tipos de proteínas (Rathee *et al.*, 2020; Kumar *et al.*, 2021). Em pequenas doses, atua como cofator em diversas proteínas, sendo importante em processos fisiológicos como respiração mitocondrial, eliminação de superóxidos, fotossíntese, metabolismo de carboidratos, remodelação da parede celular e percepção de etileno em resposta a patógenos (Wairich *et al.*, 2022; Comiran *et al.*, 2025). Os teores considerados normais de Cu nas plantas podem variar de 2 a 20 mg kg⁻¹ na matéria seca, sendo que concentrações abaixo de 4 mg kg⁻¹ podem levar a deficiências nutricionais (Lacerda *et al.*, 2025).

Contudo, a diferença entre a dose benéfica e a tóxica é estreita, concentrações superiores a 30 mg kg⁻¹ em solos arenosos já são consideradas contaminantes, podendo afetar negativamente a vegetação (Cantoni *et al.*, 2025; Lacerda *et al.*, 2025). Teores críticos para a maioria das plantas variam de 2 a 100 mg kg⁻¹ no tecido, com a toxicidade sendo acentuada em solos ácidos (Lacerda *et al.*, 2025).

A toxicidade por cobre induz uma série de alterações visíveis e imperceptíveis nas plantas. Morfologicamente, os sintomas mais evidentes incluem clorose foliar e, em casos de estresse mais severo, o avermelhamento das folhas, indicando a produção de antocianinas como resposta ao estresse oxidativo (Marques *et al.*, 2019; Liščáková *et al.*, 2022; Smaniotto *et al.*, 2024). Em níveis ainda mais elevados, pode ocorrer necrose apical nas raízes e comprometimento do desenvolvimento do sistema radicular, que escurece e perde elementos previamente absorvidos, indicando falha na permeabilidade das membranas celulares (Liščáková *et al.*, 2022; Smaniotto *et al.*, 2024). A toxicidade de Cu pode afetar a divisão e expansão celular, causando uma contração do diâmetro de raízes e caules, e uma diminuição no crescimento da folha (Covre, 2017).

Na parte aérea, observa-se redução do vigor de brotações, menor comprimento da parte aérea e radicular, e diminuição da biomassa total, refletindo a inibição da divisão e expansão celular (Smaniotto *et al.*, 2024; Mariano-da-Silva *et al.*, 2025; Comiran *et al.*, 2025; Lacerda *et al.*, 2025). Fisiologicamente, o excesso de Cu compromete o processo fotossintético, a síntese de proteínas e a atividade

enzimática, além de causar estresse oxidativo devido ao aumento da produção de Espécies Reativas de Oxigênio (EROs), o que desequilibra o sistema antioxidante da planta (Rather *et al.*, 2020; Chrysargyris *et al.*, 2023; Lazzaretti *et al.*, 2023; Lovato *et al.*, 2024; Cantoni *et al.*, 2025).

2.3 Respostas Vegetais ao Excesso de Cobre e implicações ambientais de sua presença

As plantas desenvolveram diversos mecanismos para tolerar o excesso de cobre no ambiente. Um dos principais é a ativação de sistemas de defesa antioxidante, que envolvem a produção de enzimas como a superóxido dismutase (SOD), catalase (CAT) e peroxidases (POD), as quais neutralizam as EROs geradas pelo estresse oxidativo (Lovato *et al.*, 2024; Luo *et al.*, 2024; Cantoni *et al.*, 2025). Além disso, a planta pode aumentar a produção de hormônios e compostos como o ácido ascórbico e a glutatona, que também atuam na defesa contra o estresse oxidativo (Liščáková *et al.*, 2022).

Estratégias de sequestro e imobilização de Cu são necessárias em situações de contaminação do solo por Cu. As raízes atuam como "filtros naturais" para impedir a translocação de grandes quantidades de Cu para a parte aérea (Lazzaretti *et al.*, 2023; Lacerda *et al.*, 2024). O cobre pode ser retido na parede celular das raízes ou complexado no vacúolo, reduzindo sua biodisponibilidade para as células mais sensíveis da parte aérea (Luo *et al.*, 2024).

O acúmulo excessivo de cobre no solo desencadeia uma série de impactos negativos, que vão além da toxicidade direta às plantas. Um dos principais efeitos é o desequilíbrio nutricional, pois o Cu pode interagir com outros nutrientes (como Fe, Mg e Zn), tornando-os menos disponíveis para as plantas ou inibindo sua absorção (Gasparin, 2023; Lacerda *et al.*, 2025). Adicionalmente, o Cu em excesso é altamente tóxico para a microbiota e a pedofauna do solo (Patnaik & Meher, 2023; Cantoni *et al.*, 2025), incluindo organismos benéficos como as minhocas (*Eisenia foetida*) (Smaniotto *et al.*, 2024; Lacerda *et al.*, 2025).

A sensibilidade desses organismos a concentrações elevadas de Cu e outros metais pesados pode levar à diminuição de suas populações, afetando funções ecossistêmicas e a mineralização da matéria orgânica (Kumar *et al.*, 2021; Lacerda *et al.*, 2025). O impacto ambiental das operações de mineração de Cu, por exemplo,

pode resultar em solos com baixas concentrações de nutrientes e pouca estrutura, o que compromete a vida microbiana e a revegetação. O vermicomposto pode ser testado para avaliar a eficácia no aumento da biomassa microbiana e sua atividade enzimática em solos contaminados (Gasparin, 2023).

Historicamente, o cobre tem sido utilizado na agricultura, principalmente como componente de fungicidas cúpricos, como a calda bordalesa (solução de sulfato de cobre e óxido de cálcio), para o controle de doenças em diversas culturas, especialmente em videiras (Cantoni *et al.*, 2025; Comiran *et al.*, 2025; Lacerda *et al.*, 2025; Mokfa, 2025). O beneficiamento, fundição e refino do cobre geram impactos ambientais na vegetação e topografia em áreas de mineração (Arruda *et al.*, 2021). O uso contínuo e indiscriminado desses produtos e atividades tem contribuído para o acúmulo de Cu nas camadas superficiais do solo, gerando contaminação em áreas agrícolas (Gasparin, 2023; Cantoni *et al.*, 2025; Lacerda *et al.*, 2025; Mariano-da-Silva *et al.*, 2025; Mokfa, 2025).

Além de fungicidas, a aplicação de resíduos orgânicos, como dejetos suínos, e a proximidade com atividades de mineração e descarte de resíduos industriais, também são fontes significativas de contaminação por Cu (Gasparin, 2023; Comiran *et al.*, 2025). No Brasil, estudos sobre contaminação por Cu concentram-se em regiões como a Serra Gaúcha, devido à intensa vitivinicultura, e em áreas com aplicação de dejetos suínos em Santa Catarina e Rio Grande do Sul (Gasparin, 2023; Barros *et al.*, 2024; Lacerda *et al.*, 2024; Cantoni *et al.*, 2025). A contaminação por Cu não ocorre apenas na camada superficial do solo, estendendo-se para camadas mais profundas (20 a 60 cm), especialmente em solos contaminados por fungicidas cúpricos e resíduos orgânicos (Gasparin, 2023).

Para regulamentar essa questão, a Resolução CONAMA nº 420/2009 estabelece critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas, definindo limites para intervenção e proteção da saúde humana e dos ecossistemas (Brasil, 2009; Barros *et al.*, 2024). O valor de prevenção para Cu em solos no Brasil é de até 60 mg kg⁻¹, acima do qual a intervenção é necessária (Gasparin, 2023). Contudo, concentrações de Cu de até 170 mg kg⁻¹ já foram registradas em pátios de sucata de automóveis, e até 3916 mg kg⁻¹ em áreas de manutenção de barcos, excedendo largamente os limites legais (Gasparin, 2023). Em vinhedos do sul do Brasil, foram detectados teores superiores a 35 mg kg⁻¹ (Cantoni *et al.*, 2025).

A aplicação indiscriminada de Cu resulta em consequências ambientais, como a contaminação de águas superficiais e subterrâneas por lixiviação e erosão, impactos sobre organismos edáficos e aquáticos, e a transferência do metal para a cadeia alimentar, comprometendo a sustentabilidade agrícola e a saúde pública (Gasparin, 2023; Cantoni *et al.*, 2025; Mokfa, 2025). A contaminação por Cu pode influenciar a atividade de micro e macrorganismos do solo (Gasparin, 2023), e o Cu lixiviado para corpos d'água pode ser bioacumulado em peixes e outros organismos aquáticos (Gasparin, 2023).

Diante da contaminação e poluição do Cu, é necessárias técnicas de remediação dos ecossistemas. A fitorremediação, uma técnica de baixo custo e impacto ambiental, utiliza plantas para remover ou imobilizar contaminantes em solos e águas (Gasparin, 2023; Lima, 2023). Plantas ideais para essa finalidade devem apresentar crescimento rápido, alta produção de biomassa, competitividade, resistência e tolerância ao poluente, além de um sistema radicular bem desenvolvido (Lima, 2023). Embora a mobilidade do cobre nas plantas seja frequentemente limitada, tendendo a se acumular preferencialmente nas raízes com translocação reduzida para a parte aérea (Lazzaretti *et al.*, 2023; Lacerda *et al.*, 2024; Barros *et al.*, 2024).

No Brasil, os estudos sobre contaminação por Cu e fitorremediação estão concentrados em áreas de cultivo de videira (devido à aplicação de fungicidas cúpricos) e em solos com aplicação de dejetos suínos, principalmente nos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Gasparin, 2023). Nesses locais, espécies como picão-preto (*Bidens pilosa*) e tanchagem (*Plantago lanceolata*) mostraram potencial de acúmulo de Cu (Andreazza *et al.*, 2015; Gasparin, 2023). A aveia-preta (*Avena strigosa*), por exemplo, é comumente utilizada como planta de cobertura em vinhedos e tem seu potencial fitorremediador otimizado pela adição de vermicomposto, que reduz a fitotoxicidade do Cu e aumenta a produção de biomassa e o acúmulo de metal, embora altas doses de vermicomposto possam causar lixiviação de metais pesados (Cantoni *et al.*, 2025). Já o cravo-de-defunto (*Tagetes patula* L.) demonstra tolerância ao Cu no solo, acumulando o metal principalmente nas raízes, classificando-o como tolerante e não um fitoextrator eficiente (Lacerda *et al.*, 2025). A guajuvira (*Cordia americana*) também se mostra tolerante, acumulando Cu no sistema radicular e protegendo a parte aérea para a fotossíntese (Lovato *et al.*, 2024).

2.4 Hortaliças de Interesse Agrícola e Ambiental em Solos Contaminados por Cobre

2.4.1 Família Brassicaceae e o Potencial da Rúcula (*Eruca vesicaria* subsp. *sativa*)

A rúcula, identificada cientificamente como *Eruca vesicaria* subsp. *sativa*, é uma planta que integra a família Brassicaceae, um grupo botânico de relevância global (Moura Neto *et al.*, 2021; Muzek *et al.*, 2022). A família das Brassicaceae, com aproximadamente 351 gêneros e 3977 espécies espalhadas globalmente (Huang; German; Koch, 2019), possui um grupo de plantas que foram as primeiras a serem cultivadas, estando entre as dez famílias mais importantes economicamente (Martínez-Castro *et al.*, 2023; Mokfa, 2025). Nela se encontram diversas culturas de importância agrícola, como a rúcula, a couve, o repolho, a mostarda e a couve-flor (Martínez-Castro *et al.*, 2023).

A importância da rúcula não fica só em aspecto alimentar, abrangendo dimensões econômicas e potenciais aplicações medicinais. A rúcula é consumida predominantemente em forma de salada in natura e é rica em minerais, sendo fonte de potássio, ferro, enxofre e vitaminas A e C (Moura Neto *et al.*, 2021). Suas folhas são notáveis pela elevada concentração de glucosinolatos e flavonóis (Luz; Matos, 2023), compostos bioativos que indicam um potencial medicinal. Essa característica é partilhada por mais de 100 gêneros da família Brassicaceae, que são utilizados para fins medicinais devido à presença de sinapinas, glicosídeos cardíacos, alcalóides, flavonóis e fenóis (Sun *et al.*, 2015). Economicamente, a produção de rúcula no Brasil tem demonstrado um crescimento contínuo, impulsionado pela facilidade de cultivo e pela alta aceitação no mercado consumidor (Meinerz *et al.*, 2021).

Tendo sua origem no Ocidente da Ásia e Sul Europeu, a rúcula veio para o Brasil através da colônia italiana (Meinerz *et al.*, 2021). É uma hortaliça herbácea de rápido crescimento, rústica e precoce, com produção crescente no Brasil, pela praticidade e aceitação dos brasileiros (Meinerz *et al.*, 2021). O cenário produtivo nacional reflete essa ascensão: de acordo com o último Censo Agropecuário, realizado em 2017 pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2017), o Brasil produziu mais de 40 toneladas de rúcula em mais de 20 mil estabelecimentos rurais, caracterizando-a como uma cultura de relevância econômica e

predominantemente cultivada pela agricultura familiar (IBGE, 2017; Sousa Filho; Ganzo; Kreutzfeld, 2021).

A rúcula é amplamente reconhecida por suas características de rusticidade, crescimento rápido e precocidade (Meinerz *et al.*, 2021), atributos que lhe conferem tolerância a diversas condições de cultivo. Um indicativo de sua resiliência e facilidade de manejo é a capacidade da planta de rebrotar: em cultivos comerciais, a planta é arrancada com as raízes e comercializada em maços; no entanto, caso se corte apenas a parte aérea, ela tem a capacidade de brotar, possibilitando múltiplas colheitas (Cunha *et al.*, 2024). Essa adaptabilidade contribui para sua adoção em diferentes sistemas produtivos.

O ciclo de vida da cultura da rúcula é breve, usualmente completando-se em um período de 30 a 40 dias (Luz; Matos, 2023). A parte comestível são as folhas, que apresentam coloração variando do verde claro ao escuro, e possuem grande concentração de glucosinolatos e flavonóis (Luz; Matos, 2023). Este rápido ciclo de produção a torna uma opção para agricultores que buscam alta rotatividade de culturas ou que operam em sistemas de cultivo intensivo.

A rúcula (*Eruca vesicaria* subsp. *sativa*.) apresenta um potencial para fitorremediação de solos contaminados por cobre (Cu), sendo classificada como uma planta acumuladora de Cu e de rápido crescimento (Muzek *et al.*, 2022). O cobre, embora seja um micronutriente essencial para o desenvolvimento das plantas em baixas concentrações, torna-se fitotóxico em altas concentrações no solo (Lazzaretti *et al.*, 2023). O cobre em altas concentrações causa a redução de crescimento e o estresse oxidativo, pois a rúcula consegue absorver o cobre pelas raízes e translocá-lo para as folhas (Chrysargyris *et al.*, 2023). Este estresse é evidenciado por folhas avermelhadas, clorose, inibição do crescimento e fotossíntese, e danos oxidativos em processos celulares fundamentais (Comiran *et al.*, 2025).

Apesar do crescente interesse pela tolerância e acúmulo de Cu em hortaliças, nenhum dos estudos consultados avaliou o comportamento da rúcula cultivada diretamente em solo contaminado. Essa lacuna reforça a importância de investigar a interação da rúcula com o Cu em condições reais de solo, considerando o papel da matéria orgânica, especialmente do vermicomposto, na dinâmica do metal.

Até o momento, também não foram encontrados estudos que testem o uso de vermicomposto como estratégia de mitigação dos efeitos tóxicos do Cu em rúcula, o

que torna esta abordagem inédita e relevante para compreender as relações entre cobre–solo–planta–vermicomposto.

A família Brassicaceae, à qual a rúcula pertence, inclui outras espécies com potencial para fitorremediação. Em estudos realizados por Zunaidi, Lim e Metali (2024), o nabo (*Brassica rapa* L.) e a couve chinesa (*Brassica chinensis* var.*parachinensis*) são plantas hiperacumuladoras com potencial de serem usadas como plantas fitoextratoras de metais pesados em solos contaminados (Zunaidi; Lim; Metali, 2024). Segundo Ju *et al.*, (2024), a canola (*Brassica napus* L.) acumula metais pesados em seus brotos, tornando-se uma planta viável para fitorremediação de solo. Entretanto, altas concentrações de Cu podem prejudicar a germinação e o desenvolvimento inicial da canola, levando à formação de plântulas anormais (Mariano-da-Silva *et al.*, 2025). Kovács-Bokor, Domokos e Borbála (2021), em seus estudos com rabanete (*Raphanus sativus* L. var.*Szentesióriásvaj*), observaram seu potencial de translocar Cádmio para as folhas, podendo ser utilizado na fitoextração de metais pesados (Kovács-Bokor; Domokos; Borbála, 2021). No mesmo estudo, a mostarda branca (*Sinapis alba* L.) apresentou grande potencial de acúmulo de cobre em suas raízes (Kovács-Bokor; Domokos; Borbála, 2021).

2.4.2 Gênero *Allium sp* e a Tolerância da Cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.)

O gênero *Allium sp* que abrange a cebolinha, inclui espécies como a cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.) e a cebolinha verde ou cebolinha japonesa (*Allium fistulosum* L.) (Alam *et al.*, 2022). Embora anteriormente classificado nas famílias Alliaceae e Liliaceae, o gênero *Allium sp* pertence atualmente à família Amaryllidaceae de plantas monocotiledôneas (Čepulienė *et al.*, 2024). Este táxon amplo compreende cerca de 918 espécies aceitas, e é caracterizado por plantas herbáceas perenes com bulbos tunicados, rizomas e órgãos de armazenamento subterrâneos (Alam *et al.*, 2022). A cebolinha (*A. schoenoprasum* L.) é uma planta perene que se assemelha à cebola comum, mas não forma bulbos verdadeiros (Algharib *et al.*, 2021).

As espécies do gênero *Allium sp*, incluindo a cebolinha (*A. schoenoprasum* L.) é distribuída globalmente e possuem um histórico de uso como parte da dieta humana e como remédios naturais. Considerado o sétimo vegetal mais cultivado e consumido no mundo, o gênero *Allium sp* engloba aproximadamente 30 espécies

utilizadas para consumo alimentar (Alam *et al.*, 2022). Essas plantas são valorizadas por suas propriedades picantes, sendo consumidas cruas em saladas ou cozidas em diversos pratos (Čepulienė *et al.*, 2024). A cebolinha é de grande importância para a saúde humana, pois contém uma gama de substâncias benéficas, como polifenóis (especialmente flavonoides), compostos sulfurados, vitaminas, minerais e antioxidantes (Čepulienė *et al.*, 2024). Os constituintes bioativos dos vegetais *Allium* apresentam propriedades antimicrobianas, antioxidantes, antitumorais, imunorreguladoras, antidiabéticas e anti-inflamatórias, o que ressalta seu valor terapêutico na manutenção e promoção da saúde humana (Čepulienė *et al.*, 2024).

Historicamente, as espécies de *Allium sp* têm sido empregadas no tratamento de diversas condições, como febre, dor de cabeça, resfriado, tosse, asma, inflamação, meningite, artrite, infecções, diabetes e câncer (Algharib *et al.*, 2021). Os efeitos benéficos são frequentemente associados aos compostos organossulfurados, flavonoides e saponinas presentes nessas plantas (Alam *et al.*, 2022). Especificamente, a cebolinha (*A. schoenoprasum* L.) tem funções medicinais e comestíveis, e seus extratos foliares demonstram atividades anti-inflamatórias, inibindo a fagocitose e reduzindo o estresse nitro-oxidativo (Algharib *et al.*, 2021).

Além disso, suas flores contêm compostos fenólicos com potenciais efeitos antiproliferativos e de inibição tumoral (Algharib *et al.*, 2021). A cebolinha verde (*A. fistulosum* L.) é um vegetal aromático estimado por sua relevância alimentar, nutricional e terapêutica, e seus extratos podem, inclusive, atenuar a obesidade induzida por dietas ricas em gordura (Abubakar, 2024; Čepulienė *et al.*, 2024).

A cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.) é cultivada extensivamente em escala global, servindo como guarnição em uma variedade de pratos e sendo um componente comum em hortas domésticas (Čepulienė *et al.*, 2024). O cultivo de vegetais do gênero *Allium sp* desempenha um papel importante na segurança alimentar e nutricional global, assegurando uma fonte consistente de alimentos ao longo do ano (Čepulienė *et al.*, 2024). A distribuição das plantas perenes de *Allium sp* abrange diversas regiões do mundo, incluindo a Ásia Oriental, Américas, Europa e África, com uma concentração particular de espécies na faixa que se estende do Mediterrâneo à Ásia Central e ao Paquistão (Čepulienė *et al.*, 2024). Na Lituânia, por exemplo, espécies como a cebola (*Allium cepa* L.), o alho (*A. sativum* L.), o alho-poró (*A. tuberosum* L.), e cebolinha (*A. schoenoprasum* L.) estão entre as mais consumidas (Čepulienė *et al.*, 2024). Um estudo conduzido na Romênia com *A.*

schoenoprasum L. registrou uma produtividade média de 27,83 t ha⁻¹ de bulbos maduros (Dinu *et al.*, 2023). As espécies perenes de *Allium sp* demonstram boa adaptabilidade às condições de cultivo locais; no entanto, a produtividade pode variar ou ser aprimorada quando os bulbos são transplantados para ambientes que mimetizam suas condições de crescimento nativas (Čepulienė *et al.*, 2024).

As plantas do gênero *Allium sp* são caracterizadas por sua robustez e perenidade (Alam *et al.*, 2022; Čepulienė *et al.*, 2024). Elas se desenvolvem bem em solos férteis e com boa drenagem, demonstrando adaptabilidade a uma variedade de tipos de solo, desde os arenosos até os mais argilosos (Čepulienė *et al.*, 2024). Embora exibam uma relativa tolerância à seca, a manutenção de umidade consistente é essencial para um crescimento ideal, tornando a irrigação adequada um fator importante, especialmente durante períodos de estiagem (Čepulienė *et al.*, 2024). Contudo, algumas espécies de *Allium sp* são sensíveis ao excesso de água, ou seja, ao encharcamento. A cebolinha (*A. schoenoprasum* L.) é, geralmente, resistente e capaz de se adaptar a diversas condições ambientais, o que facilita seu cultivo tanto em campo aberto quanto em ambientes protegidos, garantindo sua disponibilidade ao longo do ano (Dinu *et al.*, 2023). Apresenta uma resistência superior ao inverno em comparação com outras espécies de *Allium sp* demonstra também capacidade de adaptação a temperaturas negativas e, sob condições ambientais variadas (Dinu *et al.*, 2023). A adaptabilidade das plantas *Allium* é um traço complexo, influenciado por fatores tanto extrínsecos quanto intrínsecos, incluindo a sua origem genética (Čepulienė *et al.*, 2024).

A cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.) é uma planta perenes, o que lhe permite um ciclo de vida prolongado (Algharib *et al.*, 2021; Čepulienė *et al.*, 2024). O processo de cultivo da cebolinha geralmente envolve a semeadura das sementes em viveiro durante o mês de agosto, seguida pelo transplante das mudas para o solo definitivo após dois meses. A duração total do período de vegetação para *A. schoenoprasum* L. é de aproximadamente 210 dias (Algharib *et al.*, 2021). Em termos de colheita, as plantas perenes de *Allium sp* podem ser colhidas ao longo de seu ciclo (Čepulienė *et al.*, 2024).

Plantas do gênero *Allium sp* demonstram a capacidade de absorver metais pesados, como o cobre, do solo (Hussain *et al.*, 2021; Aransiola *et al.*, 2024). A cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.) é reconhecida por sua capacidade de fitoextração de cádmio, o que sugere uma tolerância geral a metais pesados,

estudos no gênero *Allium sp* demonstraram uma capacidade inerente de resistir e acumular diversos metais (Lai *et al.*, 2025). Além disso, a capacidade de plantas acumuladoras, como o alho (*Allium sativum*), de absorver cádmio com transporte limitado para bulbos e brotos, sugere a existência de mecanismos robustos de manejo de metais pesados dentro do gênero *Allium sp* (Hussain *et al.*, 2021). O alho é amplamente conhecido por sua resistência a estresses bióticos e abióticos, incluindo o estresse oxidativo (Hussain *et al.*, 2021). No entanto, no contexto brasileiro, ainda não há informações sistematizadas sobre a produção e o comportamento fisiológico da cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.) sob contaminação por Cu. Também não foram encontrados estudos que avaliem o uso do vermicomposto como mitigador da fitotoxicidade de cobre em cebolinha, o que evidencia uma lacuna de pesquisa e justifica a necessidade de investigar a interação cobre–solo–planta–vermicomposto nessa espécie.

2.5 O Uso de Vermicomposto na Modulação da Dinâmica do Cobre no Solo

A Matéria Orgânica no solo é responsável pela disponibilidade de nutrientes, a ciclagem dos mesmos e a redução de perdas por volatilização, erosão e lixiviação (Lazzaretti *et al.*, 2023). A matéria orgânica melhora o poder tampão do solo, estabilizando o pH, e aumenta a CTC, o que otimiza a retenção de nutrientes (Lazzaretti *et al.*, 2023). Adicionalmente, ela aprimora a estrutura do solo, facilita a complexação de metais, e é essencial para o desenvolvimento de plantas e microrganismos, contribuindo para a redução dos efeitos tóxicos de metais pesados e para o aumento da capacidade de armazenamento de água no solo (Lazzaretti *et al.*, 2023). A adsorção de metais pesados reduz o risco de absorção pelas plantas, minimizando a contaminação (Kwiakowska-Malin, 2018). Estudos mostram que solos com maior teor de matéria orgânica resultam em menores concentrações de Cobre (Cu) de cádmio (Cd), chumbo (Pb) e zinco (Zn) absorvidos pelas plantas (Kwiakowska-Malin, 2018; Kumar *et al.*, 2021). Solos ricos em matéria orgânica são mais produtivos e potencializam a fitoextração de metais pesados, reduzindo o risco de contaminação dos alimentos (Huang *et al.*, 2016). Em ambientes degradados, como em resíduos de minas, a baixa fertilidade e o conteúdo reduzido de matéria orgânica comprometem a revegetação e a fitorremediação (Covre, 2017).

A matéria orgânica pode tanto imobilizar quanto liberar metais pesados no solo interagindo com contaminantes em solos. O vermicomposto, rico em matéria orgânica e substâncias húmicas, tem a capacidade de complexar íons metálicos, formando compostos mais estáveis (Lazzaretti *et al.*, 2023; Cantoni *et al.*, 2025). Essa complexação reduz a mobilidade e a biodisponibilidade dos metais, como o cobre, no solo, tornando-os menos acessíveis para as plantas e, conseqüentemente, diminuindo sua toxicidade (Fernández-Caliani *et al.*, 2022; Lazzaretti *et al.*, 2023; Cantoni *et al.*, 2025). A matéria orgânica, especialmente os vermicompostos ricos em ácidos húmicos, pode causar a imobilização permanente do cobre, promovendo a quelatação ou complexação desse metal, devido à maior massa molecular do ácido húmico em comparação ao cobre (Kuziemska *et al.*, 2021). No entanto, é importante ressaltar que a matéria orgânica, especialmente em solos arenosos, pode aumentar a solubilidade de metais pesados e favorecer sua lixiviação na forma de complexos solúveis, o que aumenta o risco de contaminação de águas subterrâneas em altas doses de vermicomposto (Cantoni *et al.*, 2025).

A vermicompostagem é um processo biotecnológico que utiliza minhocas para transformar resíduos orgânicos em um produto estável e rico em nutrientes, conhecido como vermicomposto (Kureljušić *et al.*, 2024). Essa técnica é importante na biorremediação de solos contaminados, e na simultânea melhoria do conteúdo de matéria orgânica e da fertilidade do solo (Mohammadi-Moghadam *et al.*, 2022). O processo envolve a alimentação das minhocas com resíduos orgânicos, que são decompostos e transformados por meio de suas atividades digestivas e microbianas. Durante a vermicompostagem, são realizadas ações como aeração, umedecimento e alimentação controlada das minhocas, processos esses necessários para transformação do substrato (Kureljušić *et al.*, 2024). A vermicompostagem recicla resíduos, transformando-os em adubos (Silva *et al.*, 2020).

O húmus ou vermicomposto, o produto da vermicompostagem, é um material com características físico-químicas e microbiológicas superiores. Após um período de transformação do substrato, o vermicomposto apresenta propriedades favoráveis e alta qualidade microbiológica e físico-química (Kureljušić *et al.*, 2024). O produto da digestão das minhocas, conhecido como coprólito, enriquece o solo com ácidos húmicos devido ao elevado número de enzimas presentes no tubo digestivo das minhocas (Rodrigues *et al.*, 2003). Durante o processo, o pH das misturas tende a se estabilizar em valores próximos à neutralidade (Kureljušić *et al.*, 2024). Há um

aumento nos teores de matéria seca, nitrogênio total (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), além de um enriquecimento na matéria orgânica (Esmailpour *et al.*, 2020; Kureljušić *et al.*, 2024; Cantoni *et al.*, 2025). O vermicomposto também contribui para a imobilização de metais pesados, reduzindo sua mobilidade no solo devido à presença de substâncias húmicas e grupos funcionais carregados negativamente, que formam complexos com esses metais (Cantoni *et al.*, 2025). A qualidade microbiológica do vermicomposto contribui com a redução de bactérias aeróbias mesófilas e *Escherichia coli*, e ausência de patógenos como *Salmonella* spp. e *Listeria monocytogenes* (Kureljušić *et al.*, 2024).

Diversas espécies de minhocas são empregadas na vermicompostagem, mas algumas são preferencialmente utilizadas devido à sua eficiência. A espécie de minhoca mais utilizada na vermicompostagem é a *Eisenia foetida*, que realiza a ingestão, degradação e estabilização da matéria orgânica (Lima *et al.*, 2019). Esta espécie é amplamente adotada e estudada em processos de vermicompostagem de diferentes materiais orgânicos, como resíduos de maçã, palha de trigo e esterco (Kureljušić *et al.*, 2024).

A vermicompostagem demonstra-se importante em múltiplos aspectos. Sua aplicação em solos agrícolas pode reduzir a dependência de fertilizantes inorgânicos, tornando o sistema mais sustentável (Lima *et al.*, 2019). Economicamente, é um método de baixo custo para a remediação de solos e para a valorização de resíduos agrícolas, gerando um produto que pode ser comercializado para produtores orgânicos (Mohammadi-Moghadam *et al.*, 2022; Kureljušić *et al.*, 2024). Ambientalmente, contribui para a gestão sustentável de resíduos sólidos, a recuperação de nutrientes, e a redução da poluição, atuando como uma estratégia sustentável e de baixo impacto para mitigar problemas de contaminação do solo (Amasifuen-Tanchiva *et al.*, 2025). Na agricultura, promove a fertilidade do solo e o crescimento das plantas (Mohammadi-Moghadam *et al.*, 2022), sendo uma ferramenta usada na agricultura mais sustentável.

A aplicação de vermicomposto gera diversos efeitos positivos no solo. Os vermicompostos melhoram as propriedades biológicas, químicas e físicas do solo, favorecendo a absorção de água e fornecendo micro e macronutrientes essenciais para as plantas (Azevedo *et al.*, 2022). Ele melhora as propriedades físico-químicas, como condutividade elétrica (CE) e pH, e aumenta o teor de matéria orgânica (Esmailpour *et al.*, 2020). O vermicomposto eleva a disponibilidade de

macronutrientes como P e K, e micronutrientes como Mg, Mn, Fe, Zn e Cu no solo (Esmailpour *et al.*, 2020; Cantoni *et al.*, 2025). Essa adição orgânica estimula a atividade biológica do solo, complexa metais pesados e modifica sua disponibilidade, promovendo o crescimento vegetal (Cantoni *et al.*, 2025). Conseqüentemente, a biomassa da parte aérea e das raízes das plantas tende a aumentar (Cantoni *et al.*, 2025).

O vermicomposto proporciona benefícios ao solo, melhora a estrutura do solo, aumentando a porosidade e a condutividade hidráulica, o que favorece a infiltração de água e a capacidade de retenção hídrica (Lazzaretti *et al.*, 2023; Kureljušić *et al.*, 2024; Cantoni *et al.*, 2025). O vermicomposto estabiliza o pH do solo, o aproximando de valores neutros, e aumenta a capacidade de troca catiônica (CTC) devido à presença de matéria orgânica (Lazzaretti *et al.*, 2023; Kureljušić *et al.*, 2024). A matéria orgânica presente no vermicomposto, rica em ácidos carboxílicos, hidroxilas fenólicas e alcoólicas, complexa metais pesados, reduzindo sua mobilidade e biodisponibilidade e tornando-os menos tóxicos para as plantas (Lazzaretti *et al.*, 2023; Cantoni *et al.*, 2025). Além disso, eleva os teores de N, P, K, Ca e Mg disponíveis (Esmailpour *et al.*, 2020; Kureljušić *et al.*, 2024; Cantoni *et al.*, 2025). Estimula a atividade microbiana e a diversidade bacteriana no solo (Cantoni *et al.*, 2025).

3. JUSTIFICATIVA

A contaminação do solo e água, com metais pesados, em especial o cobre (Cu), é uma preocupação crescente. Assim tem se buscado soluções sustentáveis e eficazes para a remediação ambiental. A fitorremediação, uma técnica que utiliza plantas para extrair contaminantes do solo, surge como alternativa promissora para a mitigação desse problema. Visto que, é economicamente simples, ambientalmente favorável e de fácil instalação. As hortaliças apresentam as características de fácil cultivo, alta capacidade de adaptação, ciclo rápido e uma ótima produção de massa vegetal. Além disso, dentro das Brassicáceas e Amaryllidaceae há espécies com capacidade de hiperacumulação de metais, caracterizando-a como plantas interessantes para estudos de fitoextração de cobre. Além da questão da fitoextração, mesmo que as espécies estudadas acumulem uma quantidade inviável para a fitorremediação, estudar o quanto é acumulado é importante para fins de

entendimento da contaminação, pois elas são importantes na culinária brasileira e na alimentação de todo o mundo.

O vermicomposto produzido nas criações de minhocas *Eisenia foetida*, resultante da decomposição de matéria orgânica, tem sido amplamente estudado pelas suas características positivas que entrega ao solo. Estudos reforçam que a adição de vermicompostos além de enriquecer o solo com nutrientes, melhora as condições físicas e biológicas do solo. No entanto, a interação entre vermicompostos e a capacidade de acumulação das plantas ainda é pouco estudada, especialmente no que diz respeito à remoção do metal pesado cobre e as duas espécies desse estudo. Além disso, é sabido que a matéria orgânica pode ainda interagir com solo, imobilizando metais, o que seria importante verificar com o uso de vermicomposto.

Sabendo-se disso é necessário investigar a relação entre a aplicação de vermicomposto, o acúmulo de cobre e a tolerância pelas hortaliças. Esse estudo se mostra importante ao campo da agricultura sustentável e da recuperação de áreas contaminadas, oferecendo soluções que podem ser aplicadas em escala prática, beneficiando toda a humanidade. Dessa forma, a pesquisa contribui diretamente para o cumprimento dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente os de número 2 (Fome Zero e Agricultura Sustentável), 6 (Água Potável e Saneamento), 9 (Indústria, Inovação e Infraestrutura), 12 (Consumo e Produção Responsáveis), 15 (Vida Terrestre) e 17 (Parcerias e Meios de Implementação).

A investigação proposta é inédita quando se usa vermicomposto no cultivo de hortaliças (rúcula e cebolinha) exposta ao cobre e visa responder a uma questão relevante, científica e atual, proporcionando uma base para prática agrícola mais sustentável, encarando a problemática de contaminação por metais pesados de maneira economicamente viável e sustentável.

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo Geral

Avaliar os efeitos da toxicidade do cobre (Cu) sobre o crescimento, a morfologia, fisiologia e o estado nutricional de *Eruca vesicaria* subsp. *sativa* e *Allium schoenoprasum* L., bem como investigar o potencial do vermicomposto em atenuar

tais efeitos e em favorecer a acumulação de Cu nas plantas.

4.2 Objetivos Específicos

- a) Analisar as propriedades químicas do solo utilizado, antes, durante e após a condução do experimento.
- b) Monitorar o crescimento, a morfologia e a biomassa das plantas em solos contaminados com cobre, tanto em condições com vermicompostos quanto sem.
- c) Quantificar a concentração de cobre nas raízes e parte aérea, após o desenvolvimento final das culturas.
- d) Avaliar as trocas gasosas foliares, medir a fluorescência e teores de clorofila a fim de compreender como o estresse do cobre e a aplicação de vermicomposto influenciam a morfofisiologia das plantas.
- e) Correlacionar com às análises químicas do solo, o crescimento das plantas, os dados fisiológicos e as análises químicas das hortaliças, visando compreender a eficácia da fitoextração promovida por essas espécies e os efeitos da aplicação de vermicomposto em solos contaminados com cobre.

REFERÊNCIAS

- Alam, A., Jahan, A. A. A., Bari, M. S., Khandokar, L., Mahmud, M. H., Junaid, M., Chowdhury, M. S., Khan, M. F., Seidel, V., & Haque, M. A. (2022). Allium vegetables: Traditional uses, phytoconstituents, and beneficial effects in inflammation and cancer. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 63(23), 6580–6614. <https://doi.org/10.1080/10408398.2022.2036094>
- Algharib, A. M., El-Gohary, A. E., Hendawy, S. F., & Hussein, M. S. (2021). Response of chive (*Allium schoenoprasum* L.) plant to natural fertilizers. *Journal of Ecological Engineering*, 22(8), 200–208. <https://doi.org/10.12911/22998993/140262>
- Amasifuen-Tanchiva, L. T., De la Cruz-Carranza, L. F., & Ordoñez-Sánchez, L. A. (2025). Efectividad de la fitorremediación de suelos contaminados utilizando *Phaseolus vulgaris* L. y *Zeamays* L. *Revista Amazónica de Ciencias Ambientales y Ecológicas*, 4(1), e903. <https://doi.org/10.51252/reacae.v4i1.e903>
- Andreazza, R., Bortolon, L., Pieniz, S., Bento, F. M., & Camargo, F. A. O. (2015). Evaluation of two Brazilian indigenous plants for phytostabilization and phytoremediation of copper-contaminated soils. *Brazilian Journal of Biology*, 75(4), 868–877. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.01914>
- Andreola, D. S., Stumm, J. O., Fontanive, D. E., Coinaski, D. A., Turchetto, R., Magalhães, J. B., da Rosa, C. O., da Silva, R. F., de Souza, E. L., Barros, S., & da Silva, A. P. (2022). Response of soybean crop to nitrogen fixation in copper-contaminated soil. *Semina: Ciências Agrárias*, 43(5), 2339–2358. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.22v43n5p2339>
- Aransiola, S. A., Josiah, I. U. J., Abioye, O. P., Bala, J. D., Rivadeneira-Mendoza, B. F., Prasad, R., Luque, R., Rodríguez-Díaz, J. M., & Maddela, N. R. (2024). Micro and vermicompost assisted remediation of heavy metal contaminated soils using phytoextractors. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 9, 100755. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100755>
- Arruda, A. G. R., Costa, D. S., Tabosa, L. D. G., Costa, J. R. M., Oliveira, Â. K. D., & Oliveira, F. K. D. (2021). Substrato a base de rejeito de mineração de cobre na produção de ipê-branco. *Revista Verde*, 16(1), 18–26. <https://doi.org/10.18378/rvads.v16i1.7755>
- Azevedo, G. A., Maltoni, K. L., Silva e Oliveira, F. A., Faria, G. A., Cassiolato, A. M. R., & Ribeiro de Azevedo, J. (2022). Compostagem e vermicompostagem de macrófitas aquáticas para uso agrônomo. *Research, Society and Development*, 11(13), e440111329024. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i13.29024>
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 30 dez. 2009. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/solo/wp-content/uploads/sites/18/2014/12/CONAMA-420-09.pdf>

Cantoni, F., Santana, N. A., Kessler, N. C. H., Berghetti, Á. L. P., Ferreira, P. A. A., Jacques, R. J. S., & Antonioli, Z. I. (2025). Vermicomposto na fitorremediação do cobre por aveia preta (*Avena strigosa* Schreb, 1771), na lixiviação de nutrientes e metais pesados em um solo arenoso. *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, 14 (2), 185–202. <http://dx.doi.org/10.21664/2238-8869.2025v14i2p.185-202>

Čepulienė, V., Juškevičienė, D., Viškelis, J., Morkeliūnė, A., & Karklelienė, R. (2024). Biological diversity and nutritional importance of *Allium* perennial vegetable species. *Sustainability*, 16, 7931. <https://doi.org/10.3390/su16187931>

Chrysargyris, A., Maggini, R., Incrocci, L., Pardossi, A., & Tzortzakis, N. (2023). Copper and zinc accumulation in young leaves of *Eruca sativa* (L.) grown in soilless culture. *Horticulturae*, 9, 976. <https://doi.org/10.3390/horticulturae9090976>

Comiran, M., Nunes, U. R., Menegaes, J. F., & Stefanello, R. (2025). Qualidade de sementes, estabelecimento e crescimento inicial de aveia-preta submetida a estresse por cobre. *ReBraM*, 28(2), 22–35. <https://doi.org/10.25061/2527-2675/ReBraM/2025.v28i2.2090>

Covre, Watilla Pereira. Fitorremediação de estéril de mina de cobre com mogno africano, utilizando resíduos orgânicos e amenizadores da fitotoxidez de metais. 2017. 87 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia: área de concentração Manejo e Conservação dos Recursos Ambientais) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2017.

Cunha, P. G. da; Otto, R. F.; Ohse, S. (2024). Sistema de produção e densidade de semeadura no cultivo de baby leaf de rúcula. *Revista Foco*, 17(6), e5200, 1-24. DOI: 10.54751/revistafoco.v17n6-038.

Dinu, M.; Soare, R.; Băbeanu, C.; Botu, M. (2023). Evaluation of productivity components and antioxidant activity of different types of garlic depending on the morphological organs. *Horticulturae*, 9(1039). <https://doi.org/10.3390/horticulturae9091039>

Esmailpour, B.; Einizadeh, S.; Pourrahimi, G. (2020). Effects of vermicompost produced from cow manure on the growth, yield and nutrition contents of cucumber (*Cucumis sativus*). *Journal of Central European Agriculture*, 21(1), 104–112. DOI: 10.5513/JCEA01/21.1.2121.

Fernández-Caliani, J. C.; Giráldez, I.; Fernández-Landero, S.; Barba-Brioso, C.; Morales, E. (2022). Long-Term Sustainability of Marble Waste Sludge in Reducing Soil Acidity and Heavy Metal Release in a Contaminated Mine. *Technosol. Applied Sciences*, 12, 6998. DOI: 10.3390/app12146998.

Gasparin, A. Contaminação de solos por cobre no Brasil: revisão sobre fontes, riscos ecológicos e mitigação. 2023. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2023.

Huang, Y.; Qiu, X.; Ge, Y.; Yao, Y.; Yang, S.; Zhang, J.; Zhou, S. (2022). Effects of Combined Pb and Cu Pollution on the Growth and Activities of Plant Antioxidant Enzymes and Rhizospheric Soil Enzymes of *Miscanthus floridulus*. *Journal of Environmental Science and Management*, 25(2), 12–19. ISSN 0119-1144. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-3068-8>

Hussain, J., Wei, X., Xue-Gang, L., Shah, S. R. U., Aslam, M., Ahmed, I., Abdullah, S., Babar, A., Jakhar, A. M., & Azam, T. (2021). Garlic (*Allium sativum*) based interplanting alters the heavy metals absorption and bacterial diversity in neighboring plants. *Scientific Reports*, 11, 5833. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-85269-4>

Ju, Y.-H.; Roy, S.K.; Roy Choudhury, A.; Kwon, S.-J.; Choi, J.-Y.; Rahman, M.A.; Katsube-Tanaka, T.; Shiraiwa, T.; Lee, M.-S.; Cho, K.; Woo, S.-H. (2021). Proteome Changes Reveal the Protective Roles of Exogenous Citric Acid in Alleviating Cu Toxicity in *Brassica napus* L. *International Journal of Molecular Sciences*, 22, 5879. <https://doi.org/10.3390/ijms22115879>

Kumar, V., Pandita, S., Sidhu, G. P. S., Sharma, A., Khanna, K., Kaur, P., & Setia, R. (2021). Copper bioavailability, uptake, toxicity and tolerance in plants: A comprehensive review. *Chemosphere*, 262, 127810. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127810>

Kuziemska, B.; Trębicka, J.; Wysokiński, A.; Jaremko, D. (2021). Supplementation of organic amendments improve yield and adaptability by reducing the toxic effect of copper in cocksfoot grass (*Dactylis glomerata* L. Cv Amara). *Agronomy*, 11(791). <https://doi.org/10.3390/agronomy11040791>

Lai, C., Yang, H., Guo, Z., Yi, H., He, T., Chen, M., & He, G. (2025). Nano-selenium modified green eggshell biochar reduces cadmium accumulation in shallots (*Allium schoenoprasum* L.). *Environmental Research*, 277, 121635. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.121635>

Lacerda, L. C.; Swarowsky, A.; Menegaes, J. F.; Backes, F. A. A. L.; Salazar, R. F. S. (2024). Desenvolvimento de tagetes em resposta ao excesso de cobre em diferentes pH no solo. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, 17(4), e12450. DOI: 10.17765/2176-9168.2024v17n4e12450.

Lacerda, L. C.; Swarowsky, A.; Menegaes, J. F.; Backes, F. A. A. L.; Salazar, R. F. S. (2025). Cultivation of *Tagetes patula* L. in copper contaminated soils. *Ciência e Natura*, 47, e74452. <https://doi.org/10.5902/2179460X74452>

Lazzaretti, G.; Soriani, H. H.; Silva, L. R.; Cruz, F. P. A.; Wastowski, A. D.; Mantovani, N. C. (2024). Efeito do cobre em *Psidium guajava* com adição de bagaço de laranja no solo. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, 17(3), e10551. DOI: 10.17765/2176-9168.2024v17n3e10551.

Lima, L. C. C. de A.. Análise do potencial da fitorremediação e aspectos da atualidade sobre o estado da arte no Brasil. 2023. Monografia (Bacharelado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biociências, Rio de Janeiro, 2023.

- Lima, M. V. G.; Santos Filho, C. A.; Viana Ferreira, J. V.; Galvão de Souza, K.; França Shockness, L. dos S.; Bento, G. F. (2019). Vermicompostos como substratos no desempenho de mudas de alface e rúcula. *Revista Verde*, 14 (3), 374–381. <https://doi.org/10.18378/rvads.v14i3.6499>
- Lunkes, A. M. Z.; Mantovani, N. C.; Soriani, H. H.; Rangel Junior, F. S. (2022). Crescimento e tolerância de mudas de *Ilexparaguariensis* A.St.-Hil. cultivadas em solo contaminado com cobre. *Ciência Florestal*, 32(4), 1948–1963. <https://doi.org/10.5902/1980509864216>
- Luo, T.; Sheng, Z.; Chen, M.; Qin, M.; Tu, Y.; Khan, M. N.; Khan, Z.; Liu, L.; Wang, B.; Kuai, J.; Wang, J.; Xu, Z.; Zhou, G. (2024). Phytoremediation of copper-contaminated soils by rapeseed (*Brassica napus* L.) and underlying molecular mechanisms for copper absorption and sequestration. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 273, 116123. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116123>
- Luz, L. G. de O.; Matos, C. C. de. (2023). Doses de molibdênio no crescimento de rúcula. *Recital – Revista de Educação, Ciência e Tecnologia de Almenara/MG*, 4(3), 60–75. <https://doi.org/10.46636/recital.v4i3.324>
- Mariano-da-Silva, S.; Mottin, F. M.; Ducatti, R. D. B.; Tramontin, M. A.; Tironi, S. P.; Radünz, A. L. (2025). Effects of copper toxicity on seed germination and seedling growth of *Brassica napus* L. var. *oleifera*. *Revista de Gestão Social e Ambiental*, Miami, 19(2), 1–14, e010913. <https://doi.org/10.24857/rgsa.v19n2-009>
- Marques, D. M.; Silva, A. B. da; Mantovani, J. R.; Magalhães, P. C.; Souza, T. C. de. (2019). Root morphology and leaf gas exchange in *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. (Caesalpinioideae) exposed to copper-induced toxicity. *South African Journal of Botany*, 121, 186–192. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2018.11.007>
- Martínez-Castro, J.; de Haro-Bailón, A.; Obregón-Cano, S.; García Magdaleno, I. M.; Moreno Ortega, A.; Cámara-Martos, F. (2023). Bioaccessibility of glucosinolates, isothiocyanates and inorganic micronutrients in cruciferous vegetables through INFOGEST static in vitro digestion model. *Food Research International*, 166, 112598. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2023.112598>
- Meinerz, M. J. A. O.; Santos, E. C. dos; Porto, V. C. N.; Lima, R. K. B.; Silva, F. S. O. (2021). Qualidade química e físico-química de rúcula orgânica em função do período de colheita e armazenamento. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, 14(3), 783–792. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2021v14n3e8320>
- Mir, A. R.; Pichtel, J.; Hayat, S. (2021). Copper: uptake, toxicity and tolerance in plants and management of Cu-contaminated soil. *Biometals*, 34, 737–759. <https://doi.org/10.1007/s10534-021-00306-z>
- Mohammadi-Moghadam, F.; Khodadadi, R.; Sedehi, M.; Arbabi, M. (2022). Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons in contaminated soils using vermicompost. *International Journal of Chemical Engineering*, 2022, 5294170. <https://doi.org/10.1155/2022/5294170>

Mokfa, S. A. (2025). Descortinando os efeitos positivos e colaterais negativos das práticas agrícolas: um estudo exploratório descritivo de suas evoluções. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Rural Sustentável) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Agrárias, Marechal Cândido Rondon, 2025.

Moura Neto, A.; Moura, B. S. de; Silva, L. L. S. e; Portela, W. N.; Lima, E. A.; Gonçalves Júnior, Â. da S. (2021). Teores de clorofila da rúcula em função de diferentes ambientes e doses de esterco caprino. *Brazilian Journal of Development*, 7(1), 6502–6512. <https://doi.org/10.34117/bjdv7n1-441>

Mužek, M. N.; Burčul, F.; Omanović, D.; Đulović, A.; Svilović, S.; Blažević, I. (2022). Rocket (*Eruca vesicaria* (L.) Cav.) vs. Copper: The Dose Makes the Poison? *Molecules*, 27, 711. <https://doi.org/10.3390/molecules27030711>

Patnaik, A., & Meher, R. (2023). Effect of copper fungicide on earthworm, *Lampitoma mauritii*. *International Journal of Environment and Climate Change*, 13(2), 184–194. <https://doi.org/10.9734/ijecc/2023/v13i21672>

Rather, B. A.; Masood, A.; Sehar, Z.; Majid, A.; Anjum, N. A.; Khan, N. A. (2020). Mechanisms and Role of Nitric Oxide in Phytotoxicity-Mitigation of Copper. *Frontiers in Plant Science*, 11:675. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00675>

Riyazuddin, R.; Nisha, N.; Ejaz, B.; Khan, M. I. R.; Kumar, M.; Ramteke, P. W.; Gupta, R. (2022). A comprehensive review on the heavy metal toxicity and sequestration in plants. *Biomolecules*, 12(1), 43. <https://doi.org/10.3390/biom12010043>

Rodrigues, V. C.; Theodoro, V. C. de A.; Andrade, I. F. de; Neto, A. I.; Rodrigues, V. N.; Alves, F. V. (2003). Produção de minhocas e composição mineral do vermicomposto e das fezes procedentes de bubalinos e bovinos. *Ciência e Agrotecnologia*, 27(6), 1368–1377. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542003000600028>

Sousa Filho, L. N.; Ganzo, B. S.; Kreutzfeld, L. (2021). Desempenho agrônômico de rúcula (*Eruca sativa* L.) em diferentes manejos da cobertura de solo. *Research, Society and Development*, 10(2), e18610212176. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i2.12176>

Sun, X.; Qu, Y. Q.; Yao, H.; Zhang, Y.-M.; Yan, Q. Q.; Hang, Y. Y. (2015). Applying DNA barcodes for identification of economically important species in Brassicaceae. *Genetics and Molecular Research*, 14(4), 15050–15061. <https://doi.org/10.4238/2015.November.24.13>

Wairich, A.; De Conti, L.; Lamb, T. I.; Keil, R.; Neves, L. O.; Brunetto, G.; Sperotto, R. A.; Ricachenevsky, F. K. (2022). Throwing Copper Around: How Plants Control Uptake, Distribution, and Accumulation of Copper. *Agronomy*, 12(5), 994. <https://doi.org/10.3390/agronomy12050994>

Ye, S.; Wang, L.; Liu, T. (2022). Study of solidification and stabilization of heavy

metals by passivators in heavy metal-contaminated soil. *OpenChemistry*, 20, 1–9. <https://doi.org/10.1515/chem-2021-0101>

Zunaidi, A. A.; Lim, L. H.; Metali, F. (2024). Heavy metal tolerance and accumulation in the Brassica species (*Brassica chinensis* var. *parachinensis* and *Brassica rapa* L.): A pot experiment. *Heliyon*, 10, e29528. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e29528>

ANEXOS

ANEXO A – ARTIGO: Toxicidade do cobre e influência do vermicomposto na fisiologia, crescimento e acúmulo do metal em rúcula (*Eruca vesicaria* subsp. *sativa*)

AUTORES: Luciano Almeida Lima, Beatriz Bárbara Aparecida Pinto, Lucas Boscov Braos, Thiago Corrêa de Souza.

Artigo redigido conforme as normas da revista Environmental Science and Pollution Research

Toxicidade do cobre e influência do vermicomposto na fisiologia, crescimento e acúmulo do metal em rúcula (*Eruca vesicaria* subsp. *sativa*)

Luciano Almeida Lima^{1,3}, Beatriz Bárbara Aparecida Pinto², Lucas Boscov Braos¹, Thiago Corrêa de Souza^{3,*}

1 – Federal Institute of Education, Science and Technology of South of Minas Gerais - IFSULDEMINAS, Campus Inconfidentes.

2- Federal Institute of Education, Science and Technology of Southeast of Minas Gerais - IFSULDESTEMG, Campus Rio Pomba.

3- Laboratory of Environmental Biotechnology & Genotoxicity (BIOGEN), Institute of Natural Sciences (ICN), Federal University of Alfenas (UNIFAL-MG).

*Corresponding author (T.C. Souza), Federal University of Alfenas – UNIFAL-MG, Institute of Nature Sciences- ICN, 700, Gabriel Monteiro Street. Phone: +553 532 991 419, FAX: +553 532 991 419, P. O. Box 37130-000, Alfenas, MG, Brazil. Email: thiago.souza@unifal-mg.edu.br; thiagonepre@hotmail.com

ORCID:

L.A. Lima – 0009-0006-5308-3489

B. B. A. Pinto – 0009-0008-9215-1098

L. B. Braos – 0000-0001-8166-7867

T. C. de Souza - 0000-0002-4991-7704

Resumo

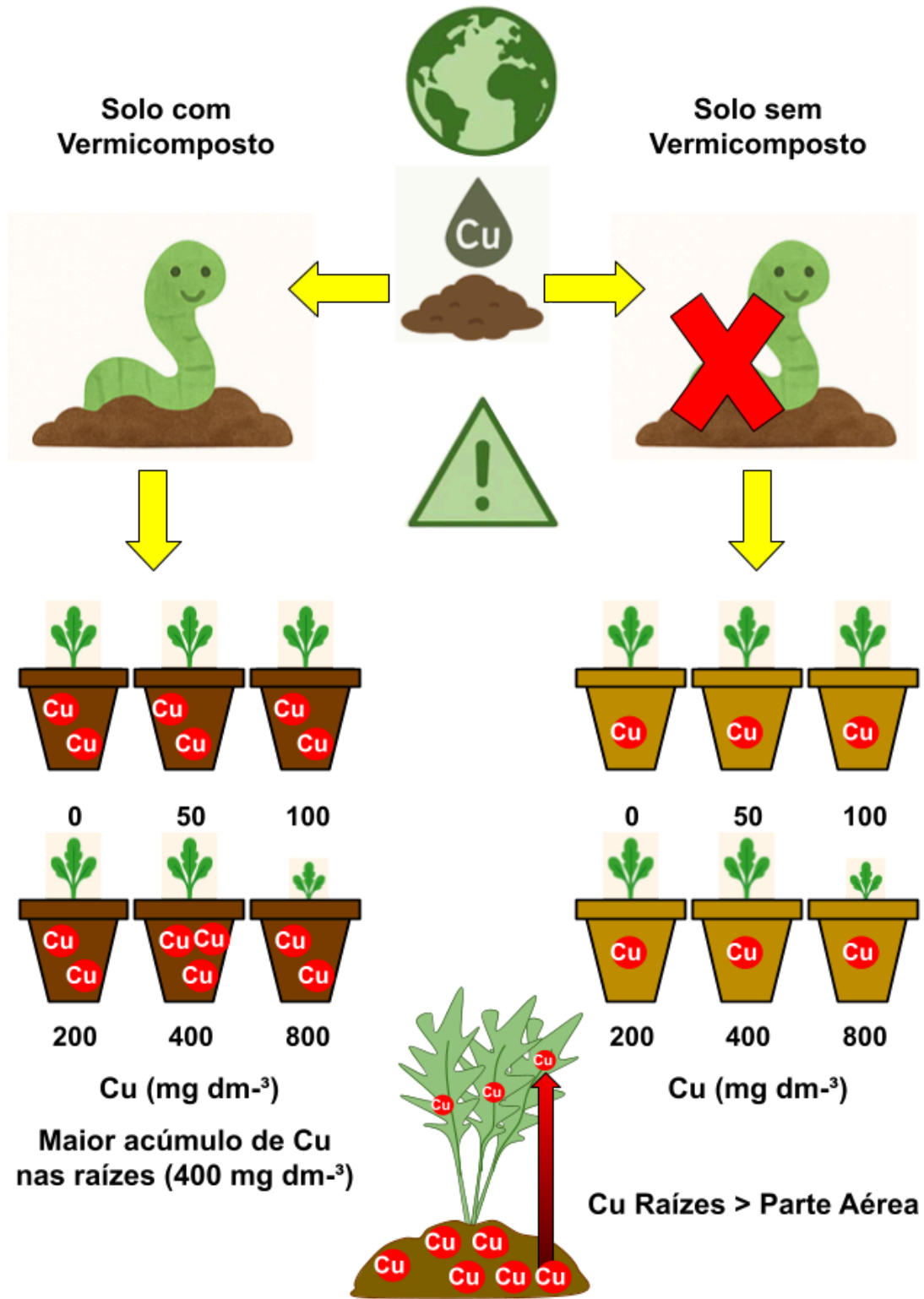
A rúcula (*Eruca vesicaria* subsp. *sativa*) apresenta potencial para tolerar metais pesados. Contudo, há uma carência de estudos que avaliem seu desempenho fisiológico e crescimento sob estresse por cobre (Cu) em condições de solo agrícola. Este estudo avaliou a toxicidade do Cu e a capacidade de acúmulo desse metal pela rúcula em solos e investigou a influência do vermicomposto na interação cobre-solo-planta. O experimento foi realizado em estufa com doze tratamentos correspondentes a seis concentrações de Cu (0, 50, 100, 200, 400 e 800 mg dm⁻³), com e sem vermicomposto. Foi realizada uma análise do vermicomposto e dos nutrientes do solo após a incubação de trinta dias com o vermicomposto e ao final do experimento. A rúcula foi cultivada por quarenta dias e foram realizadas medidas biométricas e de biomassa, morfologia radicular, trocas gasosas e fluorescência da clorofila além dos nutrientes na planta. Os resultados mostraram que a aplicação de Cu aumentou os níveis de Cu disponível no solo, especialmente com vermicomposto. A rúcula manteve crescimento e fisiologia estáveis em doses elevadas de Cu, exceto na maior dose (800 mg dm⁻³). O acúmulo de Cu foi maior nas raízes, sugerindo potencial para rizofiltração, enquanto o vermicomposto aumentou o acúmulo de Cu, especialmente a 400 mg dm⁻³. Assim, a rúcula demonstrou tolerância ao Cu por meio de uma estratégia de exclusão, imobilizando o metal no sistema radicular e restringindo

sua translocação para a parte aérea, o que preservou a estabilidade do aparato fotossintético. O vermicomposto potencializou essa fitoestabilização ao otimizar o sequestro de cobre nas raízes, especialmente na dose de 400 mg dm⁻³.

Palavras-chave: matéria orgânica do solo, metais pesados, morfologia radicular, Brassicacea, trocas gasosas foliares, eficiência dos fotossistemas

Graphical Abstract

Solo contaminado por Cobre



Rúcula demonstrou mecanismos de tolerância ao Cu

1. Introdução

Embora naturalmente presentes, os metais pesados se acumulam no solo principalmente devido às atividades antrópicas, como mineração, industrialização, urbanização e agricultura (Lunkes et al. 2022). A contaminação do solo por metais pesados é um problema ambiental global, com maior impacto em países em desenvolvimento. Esse tipo de contaminação apresenta difícil remediação devido à alta toxicidade, persistência e mobilidade por lixiviação (Ye et al. 2022). O cobre (Cu) é um dos metais mais explorados globalmente, e seu beneficiamento, fundição e refino causam impactos, na água, no solo, na vegetação e na topografia das áreas mineradas (Monteiro et al. 2021). Além disso, o uso intensivo de fungicidas cúpricos na agricultura, aliado a manejos inadequados, contribui para o acúmulo progressivo desse metal no solo. Assim, o Cu pode levar a contaminação humana o que demonstra necessidade de estudos de toxicidade em plantas e fitorremediação a fim de contribuir com a despoluição.

No solo, o Cu pode estar presente nas formas reduzida (Cu^+) e oxidada (Cu^{2+}), sendo esta última a principal absorvida pelas plantas na rizosfera (Wairich et al., 2022). Trata-se de um micronutriente essencial sendo exigido em pequenas quantidades pelas plantas, atuando como cofator em diversas proteínas associadas à respiração mitocondrial, fotossíntese, metabolismo de carboidratos, defesa antioxidante, remodelação da parede celular, biossíntese de fenólicos e percepção de etileno (Santos et al. 2021; Wairich et al. 2022).

No entanto, o excesso de Cu no solo pode causar desequilíbrios nutricionais, reduzindo a disponibilidade de macronutrientes (nitrogênio, potássio, enxofre e cálcio) e micronutrientes (Huang et al. 2019). Esse desequilíbrio resulta em redução da biomassa devido a menor divisão celular. Como resposta ao excesso de Cu, as plantas aumentam a formação de tricomas em caules e folhas, visando sua imobilização (Riyazuddin et al. 2022). O Cu, utilizado como fungicida e bactericida, pode reduzir populações benéficas de minhocas. Já em doses subletais, compromete a mineralização, formação de agregados e o crescimento populacional, pois as minhocas gastam energia principalmente para sobreviver em solos contaminados (Patnaik e Meher 2023). Ademais, além do excesso, a deficiência de Cu pode causar graves perturbações metabólicas e fotossintéticas, reduzindo a produtividade das plantas (Kuziemska et al. 2021).

Entre os grupos vegetais de maior interesse agrônomo e ambiental, destaca-se a família Brassicaceae, que apresenta expressiva biodiversidade distribuída globalmente (Huang et al. 2019). Este táxon figura entre as dez famílias botânicas de maior relevância econômica, abrangendo culturas de amplo consumo como couve, repolho, mostarda e couve-flor (Martínez-Castro et al. 2023). Notadamente, diversas espécies deste grupo apresentam resiliência e potencial intrínseco de tolerância a metais pesados, a exemplo da mostarda indiana (*Brassica juncea* L. Czern.) e da colza (*Brassica napus* L.). Inserida nesse contexto de rusticidade e potencial biológico familiar, a rúcula (*Eruca vesicaria* subsp. *sativa*) tem consolidado sua importância no cenário agrícola nacional, sendo cultivada em todo o território brasileiro e apresentando uma produção em franca expansão (Moura Neto et al. 2021; Meinerz et al. 2021).

Pesquisas anteriores já demonstraram o efeito do Cu no crescimento da rúcula, contudo, esses estudos não abordam a fisiologia, e foram conduzidos em condições que não representam diretamente a complexidade do solo agrícola, utilizando substratos comerciais (Mužek et al. 2022) ou sistemas hidropônicos (Chrysargyris et al. 2023). Essa limitação traz a necessidade de investigar a interação da rúcula com Cu diretamente em solo, considerando também o efeito da adição de matéria orgânica com o vermicomposto. Tal abordagem possibilitará compreender de forma mais realista as relações entre cobre-solo-planta-vermicomposto, contribuindo para práticas de manejo sustentável de hortícolas e estratégias de recuperação de áreas contaminadas.

Complementando essas práticas sustentáveis, destaca-se a vermicompostagem, a qual a espécie de minhoca *Eisenia fetida* é a mais utilizada. Em seu trato digestivo, essas minhocas produzem enzimas hidrolíticas responsáveis pela decomposição e mineralização de materiais orgânicos, como o esterco bovino, liberando nutrientes antes indisponíveis (Kureljučić et al. 2024). Esse processo recicla resíduos, transformando-os em adubo (Silva et al. 2020) e resulta em um vermicomposto que melhora as propriedades biológicas, químicas e físicas do solo, aumentando a absorção de água e fornecendo micro e macronutrientes essenciais para as plantas (Azevedo et al. 2022). Assim, contribui para o crescimento vegetal, inclusive em condições de estresse causado por solos contaminados.

A matéria orgânica do solo (MOS) adicionada pelo vermicomposto contribui para a adsorção de metais pesados devido à sua elevada área de superfície específica e alta capacidade de troca catiônica. Além disso, apresenta grupos funcionais essenciais, como fenólicos e carboxilatos, capazes de formar complexos estáveis com esses metais. Essas características conferem à MOS um papel central na retenção e no transporte de metais pesados nas matrizes do solo, influenciando sua mobilidade e biodisponibilidade (Costa et al. 2024)

Este estudo teve como objetivo avaliar a toxicidade do Cu e o potencial da *Eruca vesicaria* subsp. *sativa* em acumular esse metal em solos. Também objetivou-se verificar a influência da aplicação de vermicomposto na interação cobre-solo-planta. Para isso, foram analisados o crescimento, morfologia, a fisiologia e a nutrição das plantas.

2. Material e Métodos

2.1. Condições de crescimento e delineamento experimental

O experimento foi conduzido em estufa, na Unidade Educacional de Produção (UEP) – Olericultura, localizada na Fazenda-Escola do IFSULDEMINAS – Campus Inconfidentes, no município de Inconfidentes – MG (22°18'49.204" S, 46°19'51.009" W, 851 m de altitude). Durante o período experimental, as medições microclimáticas foram realizadas com um registrador de temperatura e umidade modelo TZ-TempU03 (Tzone Digital, Shenzhen, China) e a coleta foi realizada a cada 60 minutos. A temperatura do ar média foi de 23,7°C, e a umidade relativa média foi de 74,7%. O clima

local é subtropical de altitude, com inverno seco e verão ameno, com temperatura média anual de 18,0°C, segundo a classificação de Köppen (Inconfidentes 2024).

Utilizou-se solo proveniente do horizonte B de um Latossolo Vermelho-Amarelo, classificado fisicamente como solo de textura média, contendo 40,33 % de areia, 41,67 % de silte e 18,00 % de argila. O solo foi previamente peneirado em malha de 6 mm.

O experimento foi conduzido em Delineamento Inteiramente Casualizado (DIC) com doze tratamentos e seis repetições, totalizando 72 unidades experimentais. Cada unidade foi composta por saco de mudas com aproximadamente 3 dm⁻³ de substrato (solo ou solo + vermicomposto) e 35 mudas de rúcula. Os tratamentos consistiram em seis concentrações de Cu sem vermicomposto (0, 50, 100, 200, 400 e 800 mg dm⁻³) e seis concentrações de Cu com vermicomposto (0+Verm, 50+Verm, 100+Verm, 200+Verm, 400+Verm e 800+Verm mg dm⁻³) totalizando doze tratamentos. O cobre foi disponibilizado na forma de sulfato de cobre (CuSO₄).5H₂O. Os tratamentos com vermicomposto receberam 30 g dm⁻³ do material, equivalente à aplicação de 60 t ha⁻¹, conforme a recomendação usual utilizada Aguiar et al. (2014). O vermicomposto foi produzido a partir de esterco bovino curtido, previamente umedecido, ao qual foram adicionadas cinco minhocas vermelhas-da-Califórnia (*Eisenia foetida*) por Kg de esterco bovino. Durante seis meses, manteve-se o controle da umidade e acompanhou-se o processo de degradação do esterco até sua completa transformação em vermicomposto. Após se tornar vermicomposto, o material foi separado das minhocas, peneirado e armazenado até o uso.

A correção da acidez e a adubação do solo seguiram a recomendação da cultura descrita por Aguiar et al. (2014). Aplicou-se calcário com Poder Relativo de Neutralização Total (PRNT) de 80%, (10% Mg e 38% Ca) na dose de 1,25 g dm⁻³. A adubação de plantio foi de 0,025 g dm⁻³ de N, 0,555 g dm⁻³ de P, 0,088 g dm⁻³ de Ca, 0,055 g dm⁻³ de S, 0,043 g dm⁻³ de K e 0,004 g dm⁻³ de B. Utilizando como fonte os fertilizantes super fosfato simples, ureia, e cloreto de potássio. Todos os nutrientes mais o Cu adicionado foram pesados, macerados, misturados a uma fração do solo e homogeneizados ao volume total da parcela. O solo e o solo+vermicomposto preparados (adubado e com os tratamentos de cobre) foram transferidos para sacos de mudas de volume de 3 dm⁻³ e incubados por 30 dias mantendo a umidade de 70% da capacidade de campo. Em seguida foi realizada a semeadura de 35 sementes de rúcula Folha Larga (*Eruca vesicaria* subsp. *sativa*) (Sakata Sudamerica®). A colheita das plantas foi realizada 40 dias após a semeadura.

2.2 Análise química do vermicomposto e solo

No vermicomposto, antes de iniciar o experimento foi produzida uma amostra composta e foram quantificados a composição da matéria orgânica, macro- (N, P, K, Mg, Ca, S) e micronutrientes (Cu, Fe, Zn, Mn, B), pH, carbono e umidade. As amostras foram secas a 65 °C antes das extrações. Os macronutrientes, com exceção do N, foram extraídos por digestão nitro-perclórica. A quantificação foi realizada por espectrometria de absorção atômica (K, Ca e Mg), colorimetria (P) e turbidimetria (S). O Nitrogênio total foi determinado por digestão sulfúrica e destilação de Kjeldahl. O C orgânico foi

determinado usando a oxidação em $K_2Cr_2O_7$ pelo método de Walkey e Black. O pH foi determinado em $CaCl_2$ 0,01 mol L^{-1} , e a umidade foi determinada pelo método gravimétrico. Todas as análises realizadas no vermicomposto seguiram a metodologia descrita em Brasil (2017).

A análise do solo seco ou do solo+vermicomposto foram realizadas em três momentos: 1) no início (zero dias) antes de qualquer preparo; 2) após a incubação de 30 dias do solo já adubado e com vermicomposto e já com as concentrações de Cu; 3) após 40 dias de semeio das plantas, ou seja, após a colheita totalizando 70 dias. Em todas as coletas de solo foram preparadas amostras compostas com todas as repetições. Foram avaliados o pH; P, K, Ca e Mg disponíveis; matéria orgânica (MO), Al^{3+} , soma de bases (SB), saturação por bases (V). As análises foram realizadas utilizando as metodologias descritas em Teixeira et al. (2017).

2.3. Medidas biométricas e de biomassa

A altura das plantas foi medida ao longo do ciclo da cultura, utilizando uma régua, do nível do solo até o ápice do limbo foliar da última folha aberta. Ao final do experimento durante a colheita, avaliaram-se o número médio de folhas e a altura final das plantas. A parte aérea e raízes foram separadas por corte ao nível do solo e coletadas e pesadas para determinação da massa fresca. Em seguida a parte aérea e raízes foram secas em estufa de circulação de ar 65 ± 2 °C para determinação da massa seca da parte aérea e das raízes em balança semianalítica (Shimadzu Marte AY220, Japão).

Durante a colheita, nas cinco maiores plantas de cada parcela, foi realizada a contagem do número de folhas por planta. Em seguida, as folhas e o caule dessas plantas foram destacados e organizados sobre fundo branco para captação de imagens, as quais foram posteriormente processadas no software ImageJ versão 2.0.0-rc-69/1.52v (compilação 269a0ad53f; NIH, Bethesda, MD), visando à determinação da área foliar em cm^2 .

As raízes de cada parcela (35 plantas) também foram lavadas em água corrente para remoção do solo aderido e, em seguida fixadas em etanol 70% para posterior análise morfológica por meio do sistema de imagens WinRhizo.

2.4. Morfologia radicular

A análise morfológica das raízes foi realizada com o software WinRhizoArabidopsis, versão 2022 (Regent Instruments, Sainte-Foy, QC, Canadá) acoplado ao escâner LA2400 (Epson America, Inc., USA) equipado com unidade de luz adicional (TPU). Foram determinados os seguintes parâmetros: comprimento total de raízes (cm), área superficial (cm^2), diâmetro médio (mm) e volume radicular (cm^3). O comprimento radicular também foi analisado por classes de diâmetro (0 a 4,5 mm) pelo mesmo software.

2.5. Trocas gasosas foliares e fluorescência da clorofila a

As trocas gasosas foliares foram avaliadas com auxílio de um analisador portátil de fotossíntese (IRGA – InfraredGasAnalyzer), modelo LI 6400XT (LI-COR, Lincoln, NE, EUA, equipado com uma câmara (LI-6400-40, LI-COR Inc.). As medições foram realizadas em área de folha de 6 cm² e o fluxo de ar na câmara foi com uma concentração de CO₂ de 400 mmol mol⁻¹. Foram mensurados os seguintes parâmetros: taxa de fotossíntese líquida (Pn), condutância estomática (gs), eficiência de carboxilação calculada pela razão da taxa fotossintética líquida pela concentração intercelular de CO₂, (Pn/Ci). As medições foram realizadas pela manhã, entre 8h e 11h, na maior folha totalmente expandida. A densidade de fluxo de fótons (PPFD) utilizada foi de 1000 μmol m⁻² s⁻¹ e temperatura foliar controlada em 29 °C.

A fluorescência da clorofila foi avaliada com um fluorímetro MINI-PAM II (Heinz Walz, Effeltrich, Germany). As folhas foram adaptadas ao escuro por 30 minutos para medição da fluorescência mínima (Fo), utilizando luz de baixa intensidade. Em seguida, foi aplicada luz saturante (6000 μmol fótons m⁻² s⁻¹) por 0,8 s para obtenção da fluorescência máxima (Fm). A eficiência máxima do fotossistema II (PSII) foi estimada pelas razões Fv/Fm (Roháček 2002). Posteriormente, as folhas foram expostas a luz actínica (1500 μmol fótons m⁻² s⁻¹) por 5 minutos para registro da fluorescência estacionária (Fs). Um novo pulso de luz saturante foi aplicado por 1 s para obtenção de Fm', e, após a remoção da luz actínica, as folhas foram irradiadas com luz vermelho-distante para determinação da fluorescência mínima adaptada à luz (Fo'). A partir desses dados, calcularam-se: quenching fotoquímico ($qP = (Fm' - Fs)/(Fm' - Fo')$), quenching não fotoquímico ($NPQ = (Fm - Fm')/Fm'$), conforme Van Kooten e Snel (1990).

2.6. Teor de macronutrientes nas plantas

As massas secas da parte aérea e das raízes foram posteriormente moídas em moinho tipo Willey (modelo TE-650, Tecnal) e encaminhadas para determinação dos teores de macronutrientes nos tecidos vegetais (raiz e parte aérea) de acordo com as recomendações de Malavolta et al. (1997). O nitrogênio foi determinado por digestão com enxofre seguido por destilação (método de Kjeldahl). Para os demais nutrientes as amostras foram submetidas à digestão nitro-perclórica. Os nutrientes Cálcio, Magnésio, Potássio e Cobre, foram determinados por espectrometria de emissão atômica de alta sensibilidade (Agilent Technologies MP-AES 4200, EUA). Já os nutrientes Fósforo e Enxofre foram determinados por espectrofotometria (FEMTO 600S, Brasil).

2.7. Análises dos dados

Para todos os parâmetros analisados, foram calculados as médias e os respectivos erros padrões (EP). Os dados foram submetidos à análise estatística por meio da análise de variância (ANOVA) e teste de comparação de médias de Scott-Knott, adotando-se nível de significância de 5% ($p \leq 0,05$), com o auxílio do programa Sisvar (versão 4.3; Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG). Também foi realizada análise de regressão linear e não linear dos dados obtidos em função das

doses de Cu. Os ajustes foram realizados utilizando o programa Microsoft Excel, utilizado o método GRG2 (Lasdon et al., 1978), e a avaliação dos ajustes foi feita pela ANOVA e coeficiente de determinação (R^2). As fórmulas matemáticas dos modelos utilizados estão descritas no material suplementar.

3. Resultados

3.1. Análise química do vermicomposto e do solo

A análise química do vermicomposto (Tabela 1) evidenciou um pH próximo à neutralidade (6,5 em CaCl_2) e um elevado teor de matéria orgânica (134 g Kg^{-1} ou 13,4%). Além disso, foi observado altos níveis de macronutrientes como nitrogênio ($14,4 \text{ g Kg}^{-1}$), fósforo ($6,8 \text{ g Kg}^{-1}$) e potássio ($3,5 \text{ g Kg}^{-1}$), juntamente com micronutrientes como ferro (16853 mg kg^{-1}). A relação C/N foi de 9,3.

Tabela 1. Composição química do vermicomposto

pH (CaCl_2)	N (Kjeldahl)	P	K	S	Ca	Mg	CO*	C/N*	Zn	Fe	Mn	Cu	B
	g Kg^{-1}								mg kg^{-1}				
6,5	14,4	6,8	3,5	1,0	8,7	2,8	134	9,3	192	16853	354	43,2	38

Carbono Orgânico (CO); Relação Carbono/Nitrogênio (C/N).

Na tabela 2, observa-se as características químicas iniciais do solo, após a incubação com calcário e fertilizantes e após a colheita, para todos os tratamentos. De modo geral, independente do tratamento, do tempo 0 para o tempo 30 houve aumento nos teores de Ca, Mg, SB e no valor pH do solo, provavelmente devido a reação do calcário. No caso do P disponível, nas amostras sem vermicomposto, houve uma diminuição ao longo do tempo. Porém, na presença de vermicomposto houve um aumento.

Tabela 2. Composição química do solo inicial (zero dias), após a incubação (30 dias) e após a colheita da rúcula (70 dias).

Tratamentos Cu (mg dm^{-3})	Tempo (dias)	P	K	Zn	Fe	Mn	B	pH em águ a	SB*	CTC *	Ca	Mg	M.O *
		mg dm^{-3}							cmolc dm^{-3}				
0	0	28,8	138,7	2,4	33,0	21,0	0,2	5,29	3,64	6,89	2,8	0,48	1,86
0	30	16,1	150,1	2,6	41,7	23,6	0,3	6,13	5,10	7,86	4,0	0,69	1,14

0	70	18,3	73,1	2,8	56,1	30,5	0,2	6,72	4,55	5,85	3,7	0,67	1,14
50	0	28,8	138,7	2,4	33,0	21,0	0,2	5,29	3,64	6,89	2,8	0,48	1,86
50	30	15,3	146,1	2,2	33,5	17,5	0,2	6,44	4,01	6,93	3,1	0,54	1,03
50	70	18,1	54,1	2,4	48,1	23,3	0,2	7,06	3,71	5,02	3,1	0,52	1,24
100	0	28,8	138,7	2,4	33,0	21,0	0,2	5,29	3,64	6,89	2,8	0,48	1,86
100	30	20,9	162,3	2,5	36,7	20,6	0,3	6,61	5,39	6,57	4,2	0,78	1,34
100	70	20,2	90,3	3,0	49,2	21,1	0,2	7,05	2,21	5,47	1,7	0,29	1,34
200	0	28,8	138,7	2,4	33,0	21,0	0,2	5,29	3,64	6,89	2,8	0,48	1,86
200	30	24,6	203,1	2,6	33,6	16,7	0,3	6,79	6,20	7,50	4,7	0,97	1,03
200	70	31,7	102,0	3,1	46,7	25,1	0,2	7,10	4,66	6,01	3,7	0,66	1,24
400	0	28,8	138,7	2,4	33,0	21,0	0,2	5,29	3,64	6,89	2,8	0,48	1,86
400	30	24,3	173,2	2,8	37,4	19,7	0,3	6,66	6,62	8,08	5,0	1,21	1,24
400	70	19,7	93,3	3,2	41,9	19,2	0,2	6,92	6,53	8,57	5,1	1,21	1,24
800	0	28,8	138,7	2,4	33,0	21,0	0,2	5,29	3,64	6,89	2,8	0,48	1,86
800	30	34,4	186,1	2,7	33,1	16,2	0,3	6,43	6,83	8,60	5,1	1,23	1,03
800	70	24,8	100,4	3,1	48,1	21,1	0,2	6,16	5,64	6,92	4,2	1,19	1,24

*P: P disponível (Mehlich-1); K:K trocável, Zn, Fe, Mn e B: Zn, Fe, Mn e B disponíveis; pH em água: pH do solo em água (1:2,5); SB: Soma de bases; CTC: Capacidade de Troca de Cátions; Ca e Mg: Ca e Mg trocáveis; MO: matéria orgânica do solo.

Tabela 2- (Continuação)

Tratamentos Cu (mg dm ⁻³)	Tem-p o (dias)	P	K	Z n	Fe	Mn	B	pH em águ a	SB	CTC	Ca	Mg	M.O
									*	*			*
		mg dm ⁻³						cmolc dm ⁻³					dag dm ⁻¹
0 + verm	0	28,8	138,7	2,4	33,0	21,0	0,2	5,29	3,64	6,89	2,8	0,48	1,86
0 + verm	30	43,1	241,3	4,6	34,1	27,0	0,1	6,79	7,02	8,24	5,2	1,24	1,55

0 + verm	70	37,6	130,7	4,3	43,9	30,1	0,2	7,14	8,39	9,66	6,4	1,64	1,24
50 + verm	0	28,8	138,7	2,4	33,0	21,0	0,2	5,29	3,64	6,89	2,8	0,48	1,86
50 + verm	30	48,7	217,1	4,5	32,8	24,8	0,2	7,05	6,79	8,01	5,0	1,21	1,76
50 + verm	70	40,5	135,1	4,8	42,6	29,2	0,2	7,21	8,50	9,66	6,5	1,66	1,24
100 + verm	0	28,8	138,7	2,4	33,0	21,0	0,2	5,29	3,64	6,89	2,8	0,48	1,86
100 + verm	30	41,6	197,8	3,8	33,2	21,6	0,2	7,06	6,64	7,94	5,0	1,19	1,24
100 + verm	70	39,9	129,3	4,7	45,7	32,2	0,2	7,12	6,47	7,85	4,9	1,21	1,34
200 + verm	0	28,8	138,7	2,4	33,0	21,0	0,2	5,29	3,64	6,89	2,8	0,48	1,86
200 + verm	30	32,4	175,0	5,6	46,5	28,8	0,3	6,46	5,35	6,93	4,3	0,60	1,55
200 + verm	70	45,8	116,1	5,1	44,5	30,2	0,2	6,92	6,47	7,83	5,0	1,23	1,24
400 + verm	0	28,8	138,7	2,4	33,0	21,0	0,2	5,29	3,64	6,89	2,8	0,48	1,86
400 + verm	30	43,0	200,7	6,3	49,4	31,0	0,3	6,50	4,35	6,20	3,3	0,50	1,97
400 + verm	70	50,8	124,3	5,9	66,8	47,0	0,2	6,50	8,56	9,96	6,6	1,69	1,14
800 + verm	0	28,8	138,7	2,4	33,0	21,0	0,2	5,29	3,64	6,89	2,8	0,48	1,86
800 + verm	30	43,2	239,4	7,0	58,6	42,4	0,7	6,39	6,42	8,29	4,8	0,98	1,86
800 + verm	70	54,1	166,4	6,4	65,1	44,1	0,2	6,20	8,25	10,06	6,2	1,64	1,24

*P: P disponível (Mehlich-1); K:K trocável, Zn, Fe, Mn e B: Zn, Fe, Mn e B disponíveis; pH em água: pH do solo em água (1:2,5); SB: Soma de bases; CTC: Capacidade de Troca de Cátions; Ca e Mg: Ca e Mg trocáveis; MO: matéria orgânica do solo.

No caso do K trocável, é nítido um aumento nos teores até o tempo 30, seguida de uma diminuição após a colheita (70 dias). Isso coincide com a dissolução do adubo seguido da extração pelas plantas. Quanto ao teor de MO do solo, em todos os casos há uma diminuição ao longo do tempo. Essa queda é mais acentuada nas amostras que não receberam vermicomposto (Tabela 2).

As características químicas iniciais do solo (Tabela 2) apresentaram pH em água de 5,29 e teor de matéria orgânica de 1,86 dag dm⁻³, com soma de bases (SB) de 3,64 cmol dm⁻³ e capacidade de troca catiônica (CTC) de 6,89 cmol dm⁻³. Entre os macronutrientes, os valores foram de 28,8 mg dm⁻³ de fósforo e 138,7 mg dm⁻³ de potássio, além de 2,8 cmol dm⁻³ de cálcio e 0,48 cmol dm⁻³ de

magnésio. Nos micronutrientes, destacaram-se os teores de ferro ($33,0 \text{ mg dm}^{-3}$), manganês ($21,0 \text{ mg dm}^{-3}$), zinco ($2,4 \text{ mg dm}^{-3}$), cobre ($1,9 \text{ mg dm}^{-3}$) e boro ($0,2 \text{ mg dm}^{-3}$).

Após 30 dias de incubação, observou-se aumento do pH do solo (valores entre 6,13 e 7,06), elevação da soma de bases (até $7,02 \text{ cmolc dm}^{-3}$ nos tratamentos com vermicomposto) e incremento da CTC, que atingiu $8,60 \text{ cmolc dm}^{-3}$ no tratamento com 800 mg dm^{-3} de Cu. Os teores de fósforo variaram de 15,3 a $48,7 \text{ mg dm}^{-3}$, enquanto o potássio apresentou valores entre 146,1 e $241,3 \text{ mg dm}^{-3}$. Dentre os micronutrientes, o ferro manteve-se entre 32,8 e $58,6 \text{ mg dm}^{-3}$, e os teores de zinco variaram de 2,2 a $7,0 \text{ mg dm}^{-3}$, com destaque para os maiores valores nos tratamentos associados ao vermicomposto (Tabela 2).

Mehlich-1); K:K trocável, Zn, Fe, Mn e B: Zn, Fe, Mn e B disponíveis; pH em água: pH do solo em água (1:2,5); SB: Soma de bases; CTC: Capacidade de Troca de Cátions; Ca e Mg: Ca e Mg trocáveis; MO: matéria orgânica do solo

3.1.1 O teor de Cu disponível no solo

A Figura 1 apresenta os teores de Cu disponível no solo em três momentos: antes da aplicação dos tratamentos (zero dias), no momento da semeadura da rúcula (após 30 dias de incubação do solo) e na colheita (70 dias). Aos zero dias, os valores de Cu disponível foram muito baixos, natural de latossolos.

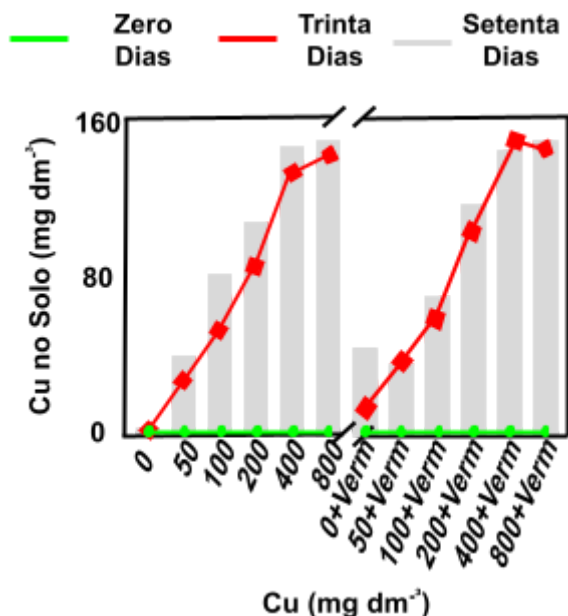


Fig. 1 Teores de cobre disponível no solo ao longo do experimento (início = 0 dias; 30 dias e final = 70 dias) de plantas de *Eruca vesicaria* subsp. *sativa* cultivadas em solo com diferentes doses de cobre (Cu: 0, 50, 100, 200, 400 e 800 mg dm^{-3}), com ou sem adição de vermicomposto.

Aos 30 dias, observou-se aumento progressivo da concentração de Cu disponível no solo, proporcional à dose aplicada (Fig. 1). Com exceção das doses mais elevadas, onde o crescimento diminui ou até mesmo cessa (da dose 400 para 800 mg dm⁻³). O vermicomposto contribuiu com 43,2 mg kg⁻¹ de Cu ao solo, o que justifica os teores mais elevados em comparação com os tratamentos sem vermicomposto. Porém, nas maiores doses, os teores de Cu disponível são bem semelhantes. Aos 70 dias, os teores de Cu disponível se mantiveram elevados, com pequena variação em relação aos 30 dias (Fig. 1). Os teores de Cu no solo (com ou sem adição de vermicomposto) aos 30 dias e aos 70 dias também resultaram em regressão significativa para o modelo Exponencial com limite de crescimento (Table S2 e Table S3).

3.2 Teor de Cu na planta

De modo geral, os teores de Cu nos tecidos (raiz e parte aérea) e na planta inteira aumentaram com a elevação das doses aplicadas no solo. Além disso, os valores absolutos do Cu observados nas raízes foram substancialmente mais elevados do que na parte aérea (Fig. 2).

Na Figura 2A, que apresenta os teores de Cu na parte aérea, observa-se que os tratamentos com 400 e 800 mg dm⁻³ de Cu associado ou não ao vermicomposto apresentaram acúmulo superior em comparação aos demais tratamentos. Houve significância na análise de regressão do teor de Cu na parte aérea em função das doses de cobre no solo tanto na ausência (Tabela S2, Material Suplementar) quanto na presença do vermicomposto (Tabela S3, Material Suplementar) no modelo Exponencial com limite de crescimento.

Já o teor de cobre nas raízes, (Fig. 2b) nota-se que os tratamentos com 800 mg dm⁻³ de Cu com ou sem vermicomposto é que apresentaram maior valor em relação aos demais tratamentos. Em seguida o tratamento que levou a maior quantidade de Cu nas raízes foi 400+Verm. O mesmo resultado do teor de Cu nas raízes foi encontrado quando se analisou o teor de Cu na planta inteira (Fig.2C). Houve significância na análise de regressão do teor de Cu nas raízes e na planta inteira em função das doses de cobre no solo tanto na ausência (Tabela S4, Material Suplementar) quanto na presença do vermicomposto (Tabela S5, Material Suplementar) no modelo linear.

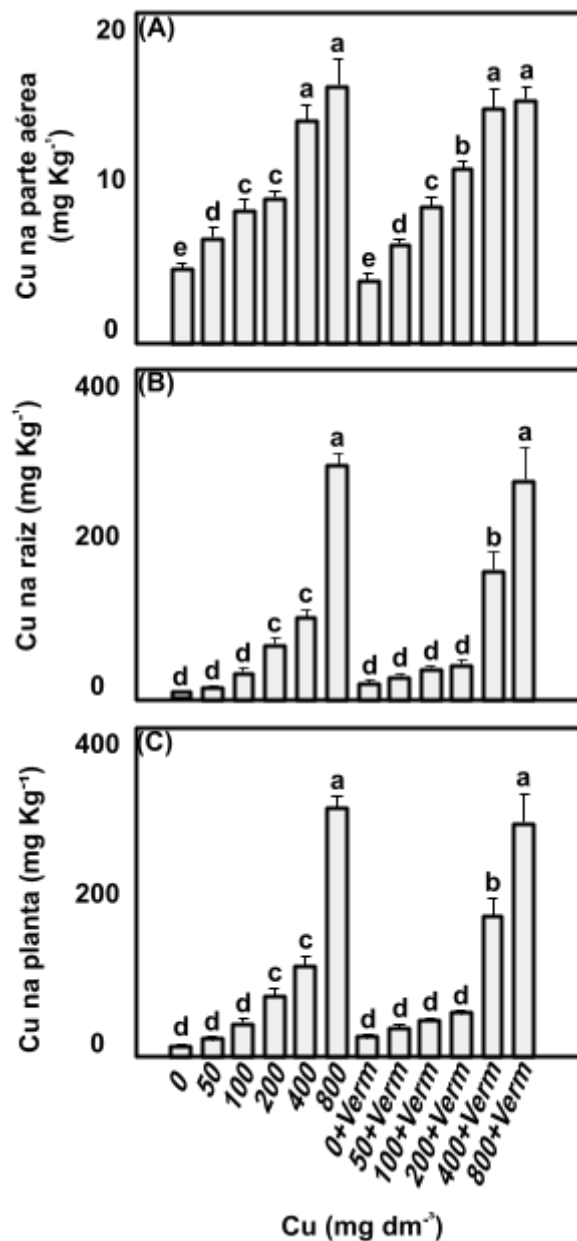


Fig. 2 Teores de cobre (Cu) nos tecidos de plantas de *Eruca vesicaria* subsp. *sativa* cultivadas em solo com diferentes doses de cobre (Cu: 0, 50, 100, 200, 400 e 800 mg dm⁻³), com ou sem adição de vermicomposto. (A) parte aérea; (B) raízes; (C) total (raízes mais parte aérea). As médias entre os tratamentos seguidos pela mesma letra não são estatisticamente diferentes pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade ($p \leq 0,05$). Cada valor indica média \pm erro padrão de 6 repetições.

3.3. Morfologia da raiz

Os parâmetros morfológicos de raízes foram significativos na análise de regressão tanto na ausência (Tabela S6, Material Suplementar) quanto na presença do vermicomposto (Tabela S7, Material Suplementar) no modelo Gaussiano. Nas concentrações de 50, 100 mg dm⁻³ sem

vermicomposto e 100 e 200 mg dm⁻³ com o vermicomposto foram observadas as maiores médias de comprimento de raízes (Fig.3A). E os tratamentos de 800 com e sem vermicomposto tiveram as menores médias de comprimento de raiz. Ainda para o comprimento radicular, a distribuição de raízes por classes de diâmetro demonstra que as maiores médias de raízes muito finas foram nos tratamentos de 100+ verm e 200+verm (Fig. 3a). O comprimento de raízes finas apresentou uma diminuição com 800 e 800+verm mg dm⁻³ de Cu e o comprimento de raízes grossas foram maiores em 200; 400; 0+Verm, 200+Verm e 400+Verm (Fig. 3a).

Foi observado uma redução na área superficial total de raiz nas doses de 0, 800 e 800+Verm (Fig.3B). A área superficial de raízes muito finas e finas das doses de 800 com ou sem vermicomposto também foram as mais reduzidas. A área superficial de raízes grossas foi maior nos tratamentos 200, 400, 0+Verm e 400+Verm (Fig. 3b).

O volume total e o volume de raízes grossas foram maiores nos tratamentos 400 com e sem vermicomposto (Fig. 3c). E o volume de raízes muito finas e finas dos tratamentos de 800 e 800+Verm foram os que tiveram menores médias (Fig. 3c).

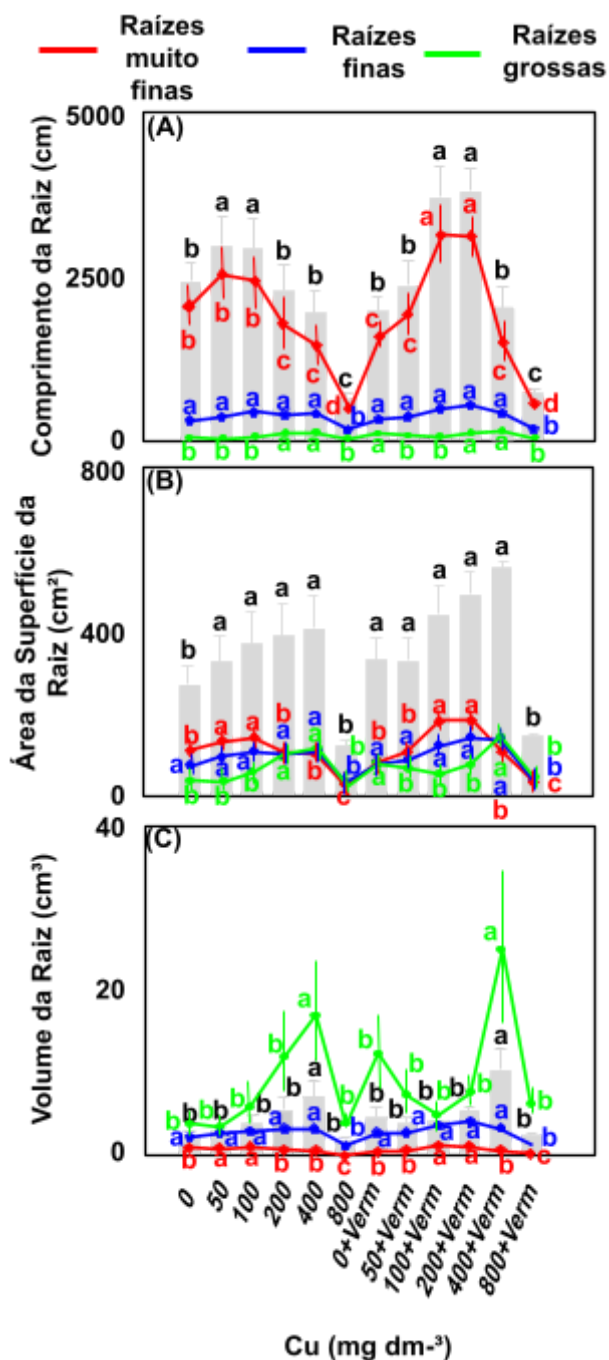


Fig. 3 Morfologia radicular de plantas de *Eruca vesicaria* subsp. *sativa* cultivadas em solo com diferentes doses de cobre (Cu: 0, 50, 100, 200, 400 e 800 mg dm⁻³), com ou sem adição de vermicomposto. As barras cinzas indicam comprimento total (A), área superficial (B) e volume de raízes (C) e as linhas representam suas respectivas classificações em muito finas (Very Thin), finas (Thin) e grossas (Thick). As médias entre os tratamentos seguidos pela mesma letra não são estatisticamente diferentes pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade ($p \leq 0,05$). Cada valor indica média \pm erro padrão de 6 repetições (n=6).

3.4 Medidas biométricas da parte aérea e raiz

Os parâmetros biométricos como altura, número de folhas, área foliar e massa seca foram significativos na análise de regressão tanto na ausência (Tabela S6, Material Suplementar) quanto na presença do vermicomposto (Tabela S7, Material Suplementar) no modelo Gaussiano. Na avaliação da altura de plantas aos 33 dias após o plantio (DAP), não foram observadas diferenças estatísticas entre a maioria dos tratamentos. A exceção foi a dose de 800 mg dm⁻³ com e sem vermicomposto, que apresentaram menor média. (Figura 4A) Os tratamentos de 200 e 400 mg dm⁻³ sem vermicomposto e 400 mg dm⁻³ com vermicomposto levaram ao maior número de folhas na rúcula (Fig. 4b).

Os tratamentos, nas doses de 400 mg dm⁻³, com e sem vermicomposto, resultaram nas maiores médias de área foliar (Fig. 4c).

Os tratamentos de 50, 200 e 400 mg dm⁻³ de Cu sem vermicomposto e 0, 100, 200 e 400 com vermicomposto apresentaram maior massa seca e fresca da parte aérea (Fig. 4de). Já na massa seca das raízes os tratamentos 200 e 400 sem vermicomposto e 0, 100, 200 e 400 com vermicomposto foram os que apresentaram maiores médias (Fig. 4f). A aplicação de 800 mg dm⁻³ de Cu diminuiu a massa seca e fresca da parte aérea e a massa seca da raiz, contudo elas foram semelhantes ao tratamento controle (0 mg dm⁻³) (Fig. 4def).

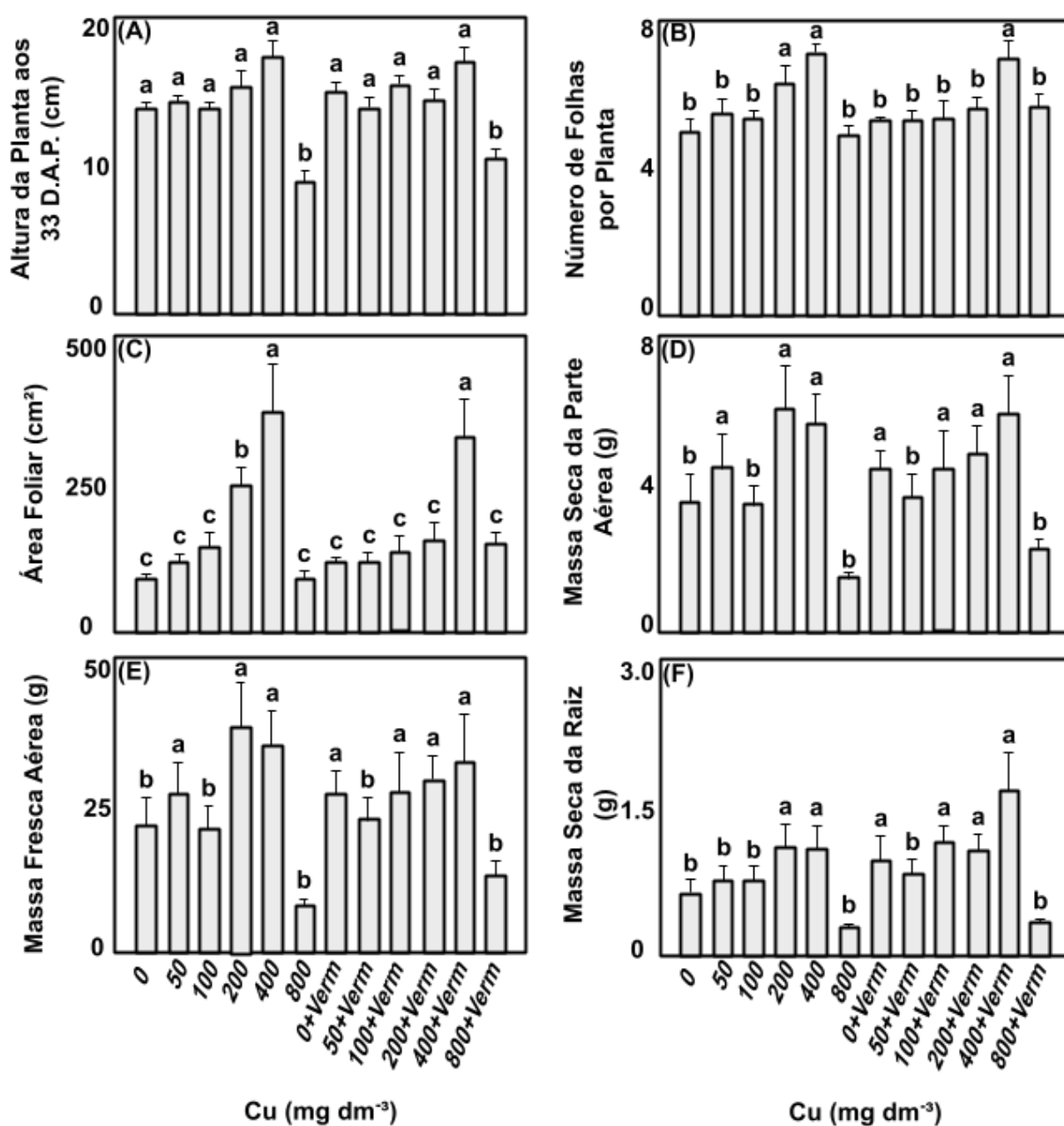


Fig. 4 Crescimento e biomassa de plantas de *Eruca vesicaria* subsp. *sativa* cultivadas em solo com diferentes doses de cobre (Cu: 0, 50, 100, 200, 400 e 800 mg dm⁻³), com ou sem adição de vermicomposto. Altura da planta aos 33 dias após o plantio (A); Número de folhas por planta (B); Área foliar (C); Massa seca da parte aérea (D); Massa fresca da parte aérea (E); Massa seca das raízes (F). As médias entre os tratamentos seguidos pela mesma letra não são estatisticamente diferentes pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade ($p \leq 0,05$). Cada valor indica média \pm erro padrão de 6 repetições (n=6).

3.5. Trocas gasosas foliares e fluorescência da clorofila a

Na Fig. 5a, que representa a taxa fotossintética (P_n), a maior média foi observada no tratamento com 400 mg dm^{-3} de Cu seguido pelos de 400 mg dm^{-3} e 800 mg dm^{-3} com vermicomposto.

Em relação à condutância estomática (g_s) (Fig. 5b), os tratamentos com 400 mg dm^{-3} e 100, 400 e 800 mg dm^{-3} com vermicomposto apresentaram as maiores médias. A eficiência de carboxilação (P_n/C_i) (Fig. 5c) foi maior no tratamento com 400 mg dm^{-3} sem vermicomposto. Para a dissipação não fotoquímica (NPQ) (Fig. 5e) e dissipação fotoquímica (qP) (Fig. 5E), não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos. Quanto à eficiência máxima do fotossistema II (F_v/F_m) (Fig. 5f), os tratamentos com 200, 400 e 800 mg dm^{-3} , com ou sem vermicomposto, apresentaram os maiores valores médios.

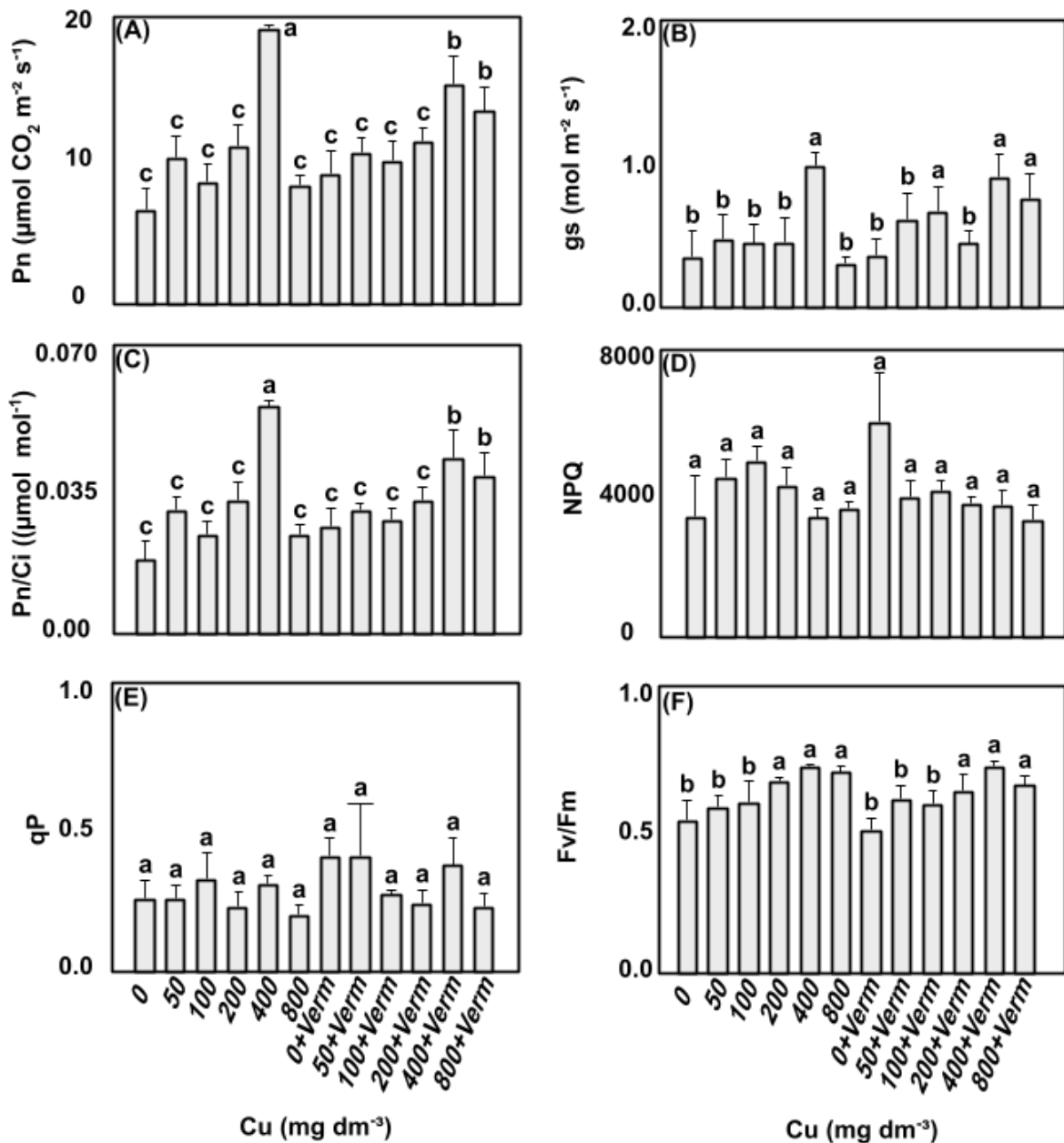


Fig. 5 Trocas gasosas e fluorescência da clorofila *a* de plantas de *Eruca vesicaria* subsp. *sativa* cultivadas em solo com diferentes doses de cobre (Cu: 0, 50, 100, 200, 400 e 800 mg dm⁻³), com ou sem adição de vermicomposto. (A) Taxa fotossintética líquida (Pn); (B) Condutância estomática (gs); (C) Eficiência de Carboxilação (Pn/Ci); (D) Quenching não fotoquímico (NPQ); (E) Quenching fotoquímico (qP); e (F) Eficiência máxima do fotossistema II (Fv/Fm). As médias entre os tratamentos seguidos pela mesma letra não são estatisticamente diferentes pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade ($p \leq 0,05$). Cada valor indica média \pm erro padrão de 6 repetições (n=6).

3.6 Teores de Macronutrientes nos tecidos

Os teores de macronutrientes na parte aérea das plantas de rúcula estão apresentados na Tabela 3. Para o N, os maiores valores foram registrados nos tratamentos com 100, 200, 400 e 800 mg dm⁻³ de Cu sem vermicomposto e 400 e 800 mg dm⁻³ com vermicomposto. Em relação ao P, os maiores teores foram observados nos tratamentos com vermicomposto, especialmente nas doses de 50, 100 e 200 mg dm⁻³, com valores variando entre 3,2 e 3,5 g kg⁻¹. Os teores de K e Ca não diferenciaram entre os tratamentos e já o teor de Mg o tratamento 800+Verm foi o de maior média. Para o teor de S os tratamentos de 800, 50+Verm,100+Verm,200+Verm,800+Verm (mg dm⁻³) apresentaram maior teor (Tabela 3).

Nas raízes apenas o N e P apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos. Para o N os maiores valores foram registrados nos tratamentos com 0, 50, mg dm⁻³ de Cu sem vermicomposto e 100 mg dm⁻³ com vermicomposto (Tabela 3).

Tabela 3. Macronutrientes na parte aérea e raízes das plantas de *Eruca vesicaria* subsp. *sativa* cultivadas em solo com diferentes doses de cobre (Cu: 0, 50, 100, 200, 400 e 800 mg dm⁻³), com ou sem adição de vermicomposto.

Tratamentos Cu (mg dm ⁻³)	N	P	K	Ca	Mg	S	N	P	K	Ca	Mg	S
	----- Parte Aérea das Plantas (g Kg ⁻¹)						----- Raízes das Plantas (g Kg ⁻¹)					
0	11,7 b	2,2 c	17,1 a	20,5 a	2,2 d	9,1 b	21,5 a	0,9 c	1,2 a	4,8 a	0,5 a	1,1 c
50	12,0 b	2,0 d	17,0 a	20,0 a	2,2 d	9,0 b	18,1 a	0,9 c	0,9 a	5,2 a	0,6 a	1,2 c
100	15,0 a	2,3 c	18,6 a	21,7 a	2,6 c	9,8 b	13,3 b	1,0 b	0,9 a	6,1 a	0,4 a	1,4 c
200	13,8 a	2,1 c	19,5 a	20,3 a	2,4 d	9,6 b	13,1 b	1,1 b	1,3 a	6,0 a	0,4 a	2,0 a
400	14,3 a	1,8 d	19,6 a	19,5 a	2,8 c	9,0 b	12,2 b	0,9 c	1,3 a	7,8 a	0,4 a	2,4 a
800	18,0 a	1,5 d	16,0 a	23,2 a	3,5 b	10,4 a	12,7 b	0,8 c	0,6 a	7,0 a	0,4 a	2,3 a
0 + verm	11,1 b	2,7 b	16,8 a	20,0 a	2,4 d	8,9 b	12,9 b	1,4 a	1,0 a	6,7 a	0,5 a	2,2 a
50 + verm	9,7 b	3,4 a	18,5 a	22,0 a	2,9 c	11,4 a	12,7 b	1,5 a	1,2 a	7,3 a	0,5 a	2,2 a
100 + verm	9,5 b	3,5 a	16,8 a	21,9 a	2,9 c	11,1 a	25,3 a	1,3 a	1,1 a	6,7 a	0,5 a	1,8 b
200 + verm	9,3 b	3,2 a	17,9 a	18,9 a	2,9 c	10,3 a	13,3 b	1,2 a	0,9 a	5,5 a	0,4 a	1,8 b
400 + verm	15,3 a	2,8 b	17,1 a	16,7 a	2,8 c	9,7 b	13,4 b	1,1 b	1,6 a	7,0 a	0,6 a	1,8 b
800 + verm	15,5 a	2,4 c	18,1 a	23,2 a	4,0 a	11,7 a	15,1 b	0,8 c	0,7 a	9,9 a	0,4 a	2,8 a

As médias entre os tratamentos seguidos pela mesma letra não são estatisticamente diferentes pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade ($p \leq 0,05$). Cada valor indica média \pm erro padrão de 6 repetições.

4. Discussão

4.1. Acúmulo de Cobre no Solo Agrícola

A aplicação de sulfato de cobre (Cu) elevou sua disponibilidade no solo, embora as concentrações extraídas tenham permanecido inferiores às doses totais aplicadas. O Cu é um elemento que se acumula no solo, principalmente devido a atividades antrópicas, incluindo o uso de agroquímicos e fertilizantes em sistemas agrícolas. A concentração residual máxima de 160 mg dm^{-3} observada no solo aos 70 dias, na maior dose, excede os níveis naturalmente presentes (6 a 80 mg kg^{-1}) (Mir et al. 2021), indicando potenciais riscos ecotoxicológicos e à saúde humana (CONAMA 2009; Bernardi et al. 2022; Bhat et al. 2022; Kakutey et al. 2023).

O comportamento do Cu é caracterizado pela baixa mobilidade e propensão ao acúmulo, resultante da forte interação dos íons Cu^{2+} com a matéria orgânica (MO), argilas e óxidos de Fe e Mn (Chen et al. 2022). A incubação com calagem promoveu o aumento do pH do solo (variando entre 6,13 e 7,06 aos 30 dias), o que favoreceu mecanismos de estabilização química do metal, como precipitação e adsorção. Este aumento do pH é uma estratégia eficaz de remediação que converte as formas reativas do Cu em compostos imóveis e insolúveis (Song et al. 2022; Fernández-Caliani et al. 2022). Consequentemente, as alterações nas propriedades do solo (aumento do pH e bases trocáveis) foram importantes para diminuir a mobilidade do metal (Braos et al. 2020).

O aumento dos teores de Cu disponível, mensurado pelo extrator Mehlich-1, ocorreu de maneira não linear em função da dose. A análise de regressão ajustou esse comportamento a um modelo exponencial com restrição de crescimento, estimando um valor máximo de Cu disponível entre 156 e 158 mg dm^{-3} (na presença e ausência do vermicomposto, respectivamente) (Tabela S2, Tabela S3). Isso implica um limite na capacidade de extração por este método químico em condições de alta contaminação.

Contudo, a absorção e o acúmulo total de Cu nas plantas aumentaram linearmente com a dose aplicada (Tabela S4, Tabela S5). Essa discrepância corrobora a limitação do método Mehlich-1 em solos contaminados (Abreu et al. 2001; Teixeira et al. 2017), pois o Cu biodisponível para a planta continuou a crescer, mesmo após o teor extraível ter se estabilizado. Ademais, observou-se que a concentração de Cu no solo foi superior após 70 dias (colheita) em comparação com 30 dias (semeadura) (Fig. 1). Este aumento tardio pode ser explicado pela mineralização gradual da matéria orgânica, que libera o Cu previamente complexado ao longo do tempo (Lin et al. 2022).

4.2. Mecanismo de Exclusão e Potencial para Fitoestabilização

As plantas de rúcula responderam à elevação da disponibilidade de Cu no solo com um incremento substancial na acumulação tecidual, atingindo valores próximos a 400 mg dm⁻³ nas doses máximas. O padrão de acúmulo, no entanto, foi marcadamente compartimentado. Enquanto o acúmulo de Cu nas raízes foi substancialmente mais elevado e seguiu um modelo linear (Tabela S4, Tabela S5), a parte aérea apresentou uma resposta exponencial com limite de crescimento (Tabela S2, Tabela S3). Os valores máximos estimados de Cu na parte aérea foram 19,7 e 17,3 mg kg⁻¹ (sem e com vermicomposto, respectivamente).

Isto demonstra a eficácia de um mecanismo de tolerância na rúcula, que diminui os efeitos da toxicidade ao restringir a translocação do Cu das raízes para a parte aérea. A concentração de Cu na parte aérea manteve-se próxima do limite superior da faixa considerada normal para a maioria das espécies vegetais (2 a 20 mg kg⁻¹) (Cruz et al. 2022; Haghazar et al. 2023). A exclusão do metal da parte aérea é importante para proteger o aparato fotossintético, prevenir danos celulares e inibição enzimática (Orłowska et al. 2021; Naveed et al. 2023; Thakur et al. 2022; Yaashikaa et al. 2022).

As quantidades de Cu encontradas na parte aérea (máximo de 19,7 mg kg⁻¹) estão bem abaixo do critério de hiperacumulação (300 mg kg⁻¹) (Kumar et al. 2021; Wairich et al. 2022; Thakur et al. 2022; Lavanya et al. 2024). Pelo contrário, o acúmulo predominante nas raízes, com baixa translocação para a parte aérea, classifica a *Eruca vesicaria* subsp. *sativa* como uma planta parcialmente excludente. Consequentemente, a rúcula exibe potencial para técnicas como rizofiltração e, principalmente, fitoestabilização (Lin et al. 2022; Thakur et al. 2022; Haghazar et al. 2023).

4.3. Fitotoxicidade Radicular e Resposta Morfológica

O excesso de Cu afetou a morfologia radicular, sendo a raiz o órgão mais sensível devido ao seu contato íntimo com o metal no solo (Bhat et al. 2022; Yaashikaa et al. 2022). Os parâmetros morfológicos radiculares (comprimento, área e volume totais) ajustaram-se ao modelo Gaussiano (bell shape) em função das doses de Cu (Tabela S6, Tabela S7).

Nas doses iniciais, o aumento do comprimento, área e volume das raízes é interpretado como uma resposta compensatória da planta, buscando maximizar a absorção de nutrientes frente ao estresse inicial (Fig. 3). A análise detalhada por classes de diâmetro revelou que o pico de área para raízes muito finas ocorreu em doses mais baixas (92 mg dm⁻³), enquanto raízes finas e grossas atingiram o pico em doses mais elevadas (272 e 317 mg dm⁻³, respectivamente) (Tabela S6). Este dado demonstra que o aumento da área de raízes grossas ainda ocorre quando as raízes mais finas já estão em declínio.

No entanto, a toxicidade crescente, especialmente na maior concentração (800 mg dm⁻³), inibiu a divisão e alongação celular, levando ao declínio dos parâmetros (Fig. 3). O Cu é conhecido por inibir a taxa de alongação da raiz e o desenvolvimento de raízes finas (Marques et al. 2019; Thakur et al. 2022). As raízes mais sensíveis à toxidez do cobre são as muito finas e finas (diâmetro < 2,0 mm) (Marques et al. 2019). O aumento no diâmetro da raiz e a redução do alongamento são

respostas morfológicas de defesa, visando limitar a absorção de metais (Thakur et al. 2022). A redução da área radicular ativa prejudica diretamente o desenvolvimento vegetal (Balliu et al. 2021). Ademais, a elevada acumulação de Cu nas raízes se correlaciona com a inibição do desenvolvimento da parte aérea e com a desregulação hormonal (auxina), causando deformações estruturais (Mir et al. 2021; Sofo et al. 2022; Ren et al. 2022; Bilal et al. 2023).

4.4. Estabilidade Fisiológica e Potencial de Crescimento

Apesar das alterações morfológicas radiculares negativas (seja pela toxicidade ou pela resposta compensatória), a *Eruca vesicaria* subsp. *sativa* demonstrou tolerância moderada ao Cu (Chrysargyris et al. 2023). O crescimento da parte aérea (número de folhas, área foliar, massa fresca e seca) manteve-se estável em relação ao controle na maioria dos tratamentos (Fig. 4). A única exceção foi a dose máxima (800 mg dm⁻³), que reduziu a altura das plantas aos 33 dias após o plantio (Fig. 4A). Essa tolerância difere de estudos com outras espécies da família Brassica que apresentaram impacto negativo no crescimento e biomassa sob concentrações crescentes de Cu (Mariano-da-Silva et al. 2025; Wang et al. 2022).

Além da estabilidade biométrica, as plantas mantiveram a normalidade fisiológica, com trocas gasosas foliares (Pn, gs, Pn/Ci) e dissipação fotoquímica (NPQ, qP) sem diferenças significativas na maior parte do experimento. Em contrapartida, as doses mais altas de Cu (200, 400 e 800 mg dm⁻³), independentemente do vermicomposto, inclusive melhoraram a eficiência máxima do Fotossistema II (Fv/Fm) (Fig. 5f). Esse fenômeno reforça a eficácia do mecanismo de exclusão na parte aérea, mantendo o Cu em concentrações não tóxicas, onde ele atua como micronutriente essencial, cofator de enzimas e transportador de elétrons na fotossíntese (Santos et al. 2021; Costa et al. 2024).

4.5. Influência do Vermicomposto na Biodisponibilidade e Nutrição

A análise química do vermicomposto revelou sua riqueza como condicionador de solo e fonte nutricional, com pH próximo à neutralidade (6,5 em CaCl₂) e elevado teor de matéria orgânica (13,4%). Os altos níveis de macronutrientes (N, P, K) confirmaram o potencial do vermicomposto para melhorar as propriedades físico-químicas e a fertilidade do solo, influenciando a adsorção de metais (Pereira et al. 2022; Aransiola et al. 2024; Poornima et al. 2024).

Neste estudo, o vermicomposto não causou modificações morfofisiológicas adicionais na rúcula exposta ao Cu, mas influenciou a dinâmica de acúmulo do metal. Na dose de 400 mg dm⁻³ de Cu, o vermicomposto resultou em maior acúmulo de Cu nas raízes e na planta inteira (Fig. 2B, C).

Apesar do vermicomposto ser esperado para promover a imobilização de metais em solos contaminados (Mohammadi-Moghadam et al. 2022; Lin et al. 2022), os resultados indicaram um aumento da biodisponibilidade (Talaat e Abdel-Salam 2024). Uma explicação plausível é que os compostos húmicos presentes no vermicomposto, além de sua função de retenção, podem ter estimulado o sistema radicular, ativando mecanismos de captação (como transportadores de metais e

aquaporinas) nas células da raiz, intensificando a absorção de Cu (Lin et al. 2022; Talaat e Abdel-Salam 2024).

Em relação aos macronutrientes, os tratamentos com vermicomposto apresentaram maiores teores de Fósforo (P) na parte aérea, especialmente nas doses baixas a médias de Cu (50, 100 e 200 mg dm⁻³) (Tabela 3). Foi também observado um aumento do teor de Nitrogênio (N) na parte aérea sob concentrações mais elevadas de Cu (400 e 800 mg dm⁻³), independentemente do vermicomposto (Tabela 3). O Cu em pequenas doses pode estimular o metabolismo do N (Wen et al. 2024), mas o acúmulo em alta dose é frequentemente um indicador de estresse metabólico, possivelmente devido à inibição de enzimas-chave da assimilação de N (nitrato redutase e glutamina sintetase) (Feil et al. 2023b).

5. Conclusão

Conclui-se que o cobre aplicado no solo é mais acumulado na raiz da rúcula, sendo este órgão o mais afetado pelo excesso deste metal. A parte aérea mantém o crescimento e a fisiologia, evidenciando mecanismos de tolerância. O vermicomposto não leva a modificações morfofisiológicas na planta de rúcula expostas ao cobre, contudo influencia o acúmulo do metal nos tecidos, principalmente nas raízes. Finalmente, a adição de vermicomposto em solos que receberam 400 mg dm⁻³ de Cu, aumenta o acúmulo do metal em plantas de rúcula.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES): Código 001 e PROEXT-PG (88881.927467/2023-01; AUXPE 1154/2024), à Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL-MG) e ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS) – Campus Inconfidentes.

Referências

Abreu CA, Ferreira ME, Borkert CM (2001) Disponibilidade e Avaliação de Elementos Catiônicos: Zinco e Cobre. In Ferreira ME, Cruz MCP, Raj BV, Abreu CA (eds) Micronutrientes e Elementos Tóxicos na Agricultura, Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 600 p

Andreola DS, Stumm JO, Fontanive DE, Coinaski JA, Turchetto R, Magalhães JB, Ros Cd, Silva RF, Souza EL, Barros S (2022) Resposta do cultivo de soja a fixação de nitrogênio em solo contaminado com cobre. Semina: Ciências Agrárias 43(5):2339-2358. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2022v43n5p2339>

Aransiola SA, Josiah IUJ, Abioye OP, Bala JD, Rivadeniera-Mendoza BF, Prasad R, Luque R,

Rodríguez-Díaz JM, Maddela NR (2024) Micro and vermicompost assisted remediation of heavy metal contaminated soils using phytoextractors. *Case Studies In Chemical And Environmental Engineering* 9:100755. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100755>

Azevedo GA, Maltoni KL, Oliveira FAS, Faria GA, Cassiolato AMR, Azevedo JR (2022) Compostagem e vermicompostagem de macrófitas aquáticas para uso agrônômico. *Res Soc Dev* 11(13):440111329024. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i13.29024>

Bae B, Park H, Kang S (2022) Quantitative Estimation of Synergistic Toxicity of Cu and Zn on Growth of *Arabidopsis thaliana* by Isobolographic Method. *Toxics* 10(4):195. <https://doi.org/10.3390/toxics10040195>

Balliu A, Zheng Y, Sallaku G, Fernández JA, Gruda NS, Tuzel Y (2021) Environmental and cultivation factors affect the morphology, architecture and performance of root systems in soilless grown plants. *Horticulturae* 7(8):243. <https://doi.org/10.3390/horticulturae7080243>

Bernardi AD, Marini E, Casucci C, Tiano L, Marcheggiani F, Vischetti C (2022) Copper monitoring in vineyard soils of Central Italy subjected to three antifungal treatments, and effects of sub-lethal copper doses on the earthworm *Eisenia fetida*. *Toxics* 10(6):310. <https://doi.org/10.3390/toxics10060310>

Bhat SA, Bashir O, Haq SAU, Amin T, Rafiq A, Ali M, Américo-Pinheiro JH, Sher F (2022) Phytoremediation of heavy metals in soil and water: an eco-friendly, sustainable and multidisciplinary approach. *Chemosphere* 303:134788. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134788>

Bilal S, Jan SS, Shahid M, Asaf S, Khan AL, Lubna, Al-Rawahi A, Lee IJ, Al-Harrasi A (2023) Novel insights into exogenous phytohormones: central regulators in the modulation of physiological, biochemical, and molecular responses in rice under metal(loid) stress. *Metabolites* 13(10):1036. <https://doi.org/10.3390/metabo13101036>

Braos LB, Bettiol ACT, Santo LG di, Ferreira ME, Cruz MCP (2020) Dynamics of phosphorus fractions in soils treated with dairy manure. *Soil Res*. <https://doi.org/10.1071/SR18325>

BRAZIL. Ministry of Agriculture, Livestock and Supply (2017) Manual of Official Analytical Methods for Fertilizers and Soil Amendments. SDA/MAPA. http://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/manual-de-metodos_2017_isbn-978-85-7991-109-5.pdf. Accessed 24 September 2025.

BRAZIL. Ministry of the Environment. National Environment Council (2009) Resolution No. 420, 28 December 2009. Guiding criteria and values for soil quality regarding the presence of chemical

substances and other provisions. Diário Oficial da União, Brasília, DF. <http://cetesb.sp.gov.br/solo/wp-content/uploads/sites/18/2014/12/CONAMA-420-09.pdf>. Accessed 24 September 2025.

Chen D, Ye X, Jiang Y, Xiao W, Zhang Q, Zhao S, Shao S, Gao N, Huang M, Hu J (2022) Continuously applying compost for three years alleviated soil acidity and heavy metal bioavailability in a soil-asparagus lettuce system. *Front Plant Sci* 13:1. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.972789>

Cruz FJR, Ferreira RLC, Conceição SS, Lima EU, Oliveira Neto CF, Galvão JR, Lopes SC, Viegas IJM (2022) Copper toxicity in plants: nutritional, physiological, and biochemical aspects. *Adv Plant Def Mech*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.105212>

Chrysargyris A, Maggini R, Incrocci L, Pardossi A, Tzortzakis N (2023) Copper and zinc accumulation in young leaves of *Eruca sativa* (L.) grown in soilless culture. *Horticulturae* 9(9):976. <https://doi.org/10.3390/horticulturae9090976>

Costa RMC, Grangeiro LC, Lima RB, Pereira NAE, Costa JPN, Alves AA, Bezerra LRFC, Lacerda RRA, Sá FVS, Fernandes BCC, Chagas PSF (2024) Fertigation with copper in beet crop in a semi-arid region. *Rev Bras Eng Agric Ambient*. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v28n3e276908>

EI-Mageed TA, Rady MM, Taha RS, Azeam SA, Simpson CR, Semida WM (2020) Effects of integrated use of residual sulfur-enhanced biochar with effective microorganisms on soil properties, plant growth and short-term productivity of *Capsicum annuum* under salt stress. *Sci Hortic* 261:108930. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.108930>

Enebe MC, Erasmus M (2023) Vermicomposting technology – A perspective on vermicompost production technologies, limitations and prospects. *J Environ Manag* 345:118585. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118585>

Esmailpour B, Einizadeh S, Pourraimi G (2020) Effects of vermicompost produced from cow manure on the growth, yield and nutrition contents of cucumber (*Cucumis sativus*). *J Cent Eur Agric* 21(1):104–112. <https://doi.org/10.5513/JCEA01/21.1.2121>

EUROPEAN UNION (2018) Commission Implementing Regulation (EU) 2018/1981 of 13 December 2018 renewing the approval of the active substances copper compounds as candidates for substitution. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX:32018R1981>. Accessed 24 September 2025.

Feil SB, Pii Y, Valentinuzzi F, Tiziani R, Mimmo T, Cesco S (2020a) Copper toxicity affects phosphorus uptake mechanisms at molecular and physiological levels in *Cucumis sativus* plants. *Plant Physiol Biochem.* <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2020.10.023>

Feil SB, Zuluaga MYA, Cesco S, Pii Y (2023b) Copper toxicity compromises root acquisition of nitrate in the high affinity range. *Front Plant Sci* 13:1. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1034425>

Fernández-Caliani JC, Giráldez I, Fernández-Landero S, Barba-Brioso C, Morales E (2022) Long-term sustainability of marble waste sludge in reducing soil acidity and heavy metal release in a contaminated mine technosol. *Appl Sci* 12(14):6998. <https://doi.org/10.3390/app12146998>

Haghnazar H, Sabbagh K, Johannesson KH, Pourakbar M, Aghayani E (2023) Phytoremediation capability of *Typha latifolia* L. to uptake sediment toxic elements in the largest coastal wetland of the Persian Gulf. *Mar Pollut Bull* 188:114699. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114699>

Huang XC, German A, Koch M (2019) Temporal patterns of diversification in Brassicaceae demonstrate decoupling of rate shifts and mesopolyploidization events. *Ann Bot* 125(1):29–47. <https://doi.org/10.1093/aob/mcz123>

Kakutey K, Sackey LNA, Akoto O (2023) Impact of accumulation of copper from application of copperbased fungicides on soil properties in Ghana. *Discover Environ.* <https://doi.org/10.1007/s44274-023-00004-2>

Kumar V, Pandita S, Sidhu GPS, Sharma A, Khanna K, Kaur P, Bali AS, Setia R (2021) Copper bioavailability, uptake, toxicity and tolerance in plants: A comprehensive review. *Chemosphere* 262:127810. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127810>

Kuhnen F, Braos LB, Ferreira ME, Cruz MCP (2021) Mineralization of C and N in Whey-Treated Soils and Absorption of N by Plants. *J Soil Sci Plant Nutr.* <https://doi.org/10.1007/s42729-020-00391-y>

Kureljučić JM, Vesković Moračanin SM, Đukić DA, Mandić L, Đurović V, Kureljučić BI, Stojanova MT (2024) Comparative study of vermicomposting: Apple pomace alone and in combination with wheat straw and manure. *Agronomy* 14(6):1189. <https://doi.org/10.3390/agronomy14061189>

Kuziemska B, Trębicka J, Wysokiński A, Jaremko D (2021) Supplementation of organic amendments improve yield and adaptability by reducing the toxic effect of copper in cocksfoot grass (*Dactylis glomerata* L. Cv Amera). *Agronomy* 11(4):791. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040791>

Lasdon LS, Waren AD, Jain A, Ratner M (1978) Design and testing of a generalized reduced gradient code for nonlinear programming. *ACM Trans Math Softw.* <https://doi.org/10.1145/355769.355773>

Lavanya MB, Viswanath DS, Sivapullaiah PV (2024) Phytoremediation: An eco-friendly approach for remediation of heavy metal-contaminated soils—a comprehensive review. *Environ Nanotechnol Monit Manag.* <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2024.100975>

Lin H, Wang Z, Liu C, Dong Y (2022) Technologies for removing heavy metal from contaminated soils on farmland: A review. *Chemosphere.* <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135457>

Liu X, Zhang J, Wang Q, Chang T, Shaghaleh H, Hamoud YA (2022) Improvement of Photosynthesis by Biochar and Vermicompost to Enhance Tomato (*Solanum lycopersicum* L.) Yield under Greenhouse Conditions. *Plants.* <https://doi.org/10.3390/plants11233214>

Luo S, Ren L, Wu W, Chen Y, Li G, Zhang W, Wei T, Liang YQ, Zhang D, Wang X (2022) Impacts of earthworm casts on atrazine catabolism and bacterial community structure in laterite soil. *J Hazard Mater.* <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127778>

Lunkes AMZ, Mantovani NC, Soriani HH, Rangel Junior FS (2022) Crescimento e tolerância de mudas de *Ilex paraguariensis* A.St.-Hil. cultivadas em solo contaminado com cobre. *Ciênc Florestal.* <https://doi.org/10.5902/1980509864216>

Mariano-da-Silva SM, Mottin FM, Ducatti RDB, Tramontin MA, Tironi SP, Radünz AL (2025) Effects of copper toxicity on seed germination and seedling growth of *Brassica napus* L. var. *oleífera*. *Rev Gestão Social Ambient.* <https://doi.org/10.24857/rgsa.v19n2-009>

Marques DM, Silva AB da, Mantovani JR, Magalhães PC, Souza TC de (2019) Root morphology and leaf gas exchange in *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. (Caesalpinioideae) exposed to copper-induced toxicity. *South Afr J Bot.* <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2018.11.007>

Martínez-Castro J, Haro-Bailón A de, Obregón-Cano S, García-Magdaleno IM, Moreno-Ortega AM, Cámara-Martos F (2023) Bioaccessibility of glucosinolates, isothiocyanates and inorganic micronutrients in cruciferous vegetables through INFOGEST static in vitro digestion model. *Food Res Int.* <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2023.112598>

Meinerz MJAO, Santos EC dos, Porto VCN, Lima RKB, Silva FSO (2021) Qualidade química e físico-química de rúcula orgânica em função do período de colheita e armazenamento. *Rev Agronegócio Meio Ambiente.* <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2021v14n3e8320>

Mir AR, Pichtel J, Hayat S (2021) Copper: uptake, toxicity and tolerance in plants and management of Cu-contaminated soil. *BioMetals*. <https://doi.org/10.1007/s10534-021-00325-1>

Mohammadi-Moghadam F, Khodadadi R, Sedehi M, Arbabi M (2022) Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons in contaminated soils using vermicompost. *Int J Chem Eng*. <https://doi.org/10.1155/2022/5294170>

Monteiro SS, Monteiro SS, Santos D da S, Lima JF de, Costa JSA da (2021) Biofertilizante como bioestimulante na germinação de feijão de porco. *Rev Verde Agroecol Desenvol Sustent*. <https://doi.org/10.18378/rvads.v16i1.7755>

Moura Neto A de, Moura BS de, Silva LL S e, Portela W do N, Lima EA, Gonçalves Júnior Â da S, Rodrigues LS, Rocha JG Jr de H (2021) Teores de clorofila da rúcula em função de diferentes ambientes e doses de esterco caprino / Archula's chlorophyl contents as a result of different environments and caprine stump doses. *Brazilian J Dev*. <https://doi.org/10.34117/bjdv7n1-441>

Mužek MN, Burčul F, Omanović D, Đulović A, Svilović S, Blažević I (2022) Rocket (*Eruca vesicaria* (L.) Cav.) vs. Copper: The Dose Makes the Poison? *Molecules*. <https://doi.org/10.3390/molecules27030711>

Naveed S, Oladoye PO, Alli YA (2023) Toxic heavy metals: A bibliographic review of risk assessment, toxicity, and phytoremediation technology. *Sustain Chem Environ*. <https://doi.org/10.1016/j.scenv.2023.100018>

Orłowska R, Pachota KA, Androsiuk P, Bednarek PT (2022) Triticale green plant regeneration is due to DNA methylation and sequence changes affecting distinct sequence contexts in the presence of copper ions in induction medium. *Cells*. <https://doi.org/10.3390/cells11010084>

Patnaik A, Meher R (2023) Effect of copper fungicide on earthworm, *Lampito mauritii*. *Int J Environ Clim Change*. <https://doi.org/10.9734/ijeccl/2023/v13i21672>

Pereira MMA, Moraes LC, Mogollón MCT, Borja CJF, Duarte M, Buttrós VHT, Luz JMQ, Pasqual M, Dória J (2022) Cultivating biodiversity to harvest sustainability: vermicomposting and inoculation of microorganisms for soil preservation and resilience. *Agronomy*. <https://doi.org/10.3390/agronomy13010103>

Poornima S, Dadi M, Subash S, Manikandan S, Karthik V, Deena SR, Balachandar R, Kumaran SKN, Subbaiya R (2024) Review on advances in toxic pollutants remediation by solid waste composting and vermicomposting. *Scientific African*. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2024.e02100>

Ren QQ, Huang ZR, Huang WL, Huang WT, Chen HH, Yang LT, Ye X, Chen LS (2022) Physiological and molecular adaptations of *Citrus grandis* roots to long-term copper excess revealed by physiology, metabolome and transcriptome. *Environmental and Experimental Botany*. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2022.105049>

Riyazuddin R, Nisha N, Ejaz B, Khan MIR, Kumar M, Ramteke PW, Gupta R (2021) A comprehensive review on the heavy metal toxicity and sequestration in plants. *Biomolecules*. <https://doi.org/10.3390/biom12010043>

Santos FD, Fantinel RA, Weiler EB, Cruz JC (2021) Fatores que afetam a disponibilidade de micronutrientes no solo. *Tecno-Lógica*. <https://doi.org/10.17058/tecnolog.v25i2.15552>

Silva MT, Morselli TBG, Morselli LA, Schubert RN, Matoso ES, Simon EDT, Avancini AR, Alves MC (2020) Húmus de minhoca (*Eisenia foetida*) na adubação de alface em ambiente protegido. *Brazilian J Dev*. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n4-067>

Shen Z, Yu Z, Xu L, Zhao Y, Yi S, Shen C, Wang Y, Li Y, Zuo W, Gu C (2022) Effects of vermicompost application on growth and heavy metal uptake of barley grown in mudflat salt-affected soils. *Agronomy*. <https://doi.org/10.3390/agronomy12051007>

Sofa A, Khan NA, D'Ippolito I, Reyes F (2022) Subtoxic levels of some heavy metals cause differential root-shoot structure, morphology and auxins levels in *Arabidopsis thaliana*. *Plant Physiol Biochem*. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2022.01.027>

Song P, Xu D, Yue J, Ma Y, Dong S, Feng J (2022) Recent advances in soil remediation technology for heavy metal contaminated sites: a critical review. *Sci Total Environ*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156417>

Talaat NB, Abdel-Salam SAM (2024) A novel eco-friendly approach of combining vermicompost and effective microorganisms sustains wheat (*Triticum aestivum* L.) drought tolerance by modulating photosynthetic performance and nutrient acquisition. *Acta Physiologiae Plantarum*. <https://doi.org/10.1007/s11738-024-03698-w>

Thakur M, Praveen S, Divte PR, Mitra R, Kumar M, Gupta CK, Kalidindi U, Bansal R, Roy S, Anand A (2022) Metal tolerance in plants: molecular and physicochemical interface determines the not so heavy effect of heavy metals. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131957>

Wairich A, Conti LD, Lamb TI, Keil R, Neves LO, Brunetto G, Sperotto RA, Ricachenevsky FK (2022)

Throwing copper around: how plants control uptake, distribution, and accumulation of copper. *Agronomy*. <https://doi.org/10.3390/agronomy12050994>

Wang S, Fu Y, Zheng S, Xu Y, Sun Y (2022) Phytotoxicity and accumulation of copper-based nanoparticles in Brassica under cadmium stress. *Nanomaterials*. <https://doi.org/10.3390/nano12091497>

Wen X, Xu P, Tang Y, Zhong H, Chen P, Zhu Z, Zhang X, Zhang X, Du A (2024) Effect of copper on nitrogen uptake, transportation, assimilation processes, and related gene expression in Chinese cabbage [*Brassica campestris* L. ssp. *Chinensis* (L.)] under various nitrate-to-ammonium ratios. *Frontiers In Plant Science*. <https://doi.org/10.3389/fpls.2024.1427720>

Yaashikaa PR, Kumar PS, Jeevanantham S, Saravanan R (2022) A review on bioremediation approach for heavy metal detoxification and accumulation in plants. *Environmental Pollution*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119035>

Ye S, Wang L, Liu T (2022) Study of solidification and stabilization of heavy metals by passivators in heavy metal-contaminated soil. *Open Chem*. <https://doi.org/10.1515/chem-2021-0101>

Zhao S, Zhu Y, Liu W, Wang X, Wang H, Cao Y, Chen F, Hu L, Gong L, Fu C (2021) Exogenous proanthocyanidins improve tolerance of Cu-toxicity by amelioration of oxidative damage and re-programming of gene expression in *Medicago sativa*. *PLOS One*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0259100>

INFORMAÇÕES SUPLEMENTARES - ANEXO A

Toxicidade do cobre e influência do vermicomposto na fisiologia, crescimento e acúmulo do metal em rúcula (*Eruca vesicaria* subsp. *sativa*)

Environmental Science and Pollution Research

Luciano Almeida Lima, Beatriz Bárbara Aparecida Pinto, Lucas Boscov Braos, Thiago Corrêa de Souza*

*Corresponding author: Environmental Biotechnology & Genotoxicity Laboratory (BIOGEN), Nature Sciences Institute (ICN), Federal University of Alfenas (UNIFAL-MG); e-mail: thiago.souza@unifal-mg.edu.br

1. Análise química do solo

Tabela S1. As características químicas iniciais do solo, determinadas antes da aplicação dos tratamentos (zero dias), após a incubação (30 dias) e após a colheita da rúcula (70 dias)

Tratamentos Cu (mg dm ⁻³)	Tempo (dias)	Al Cmol dm ⁻³	H + Al	V %	m	P-rem mg L ⁻¹	Ca/Mg	Mg/K
0	0	0,3	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
0	30	0,0	2,76	64,90	0,00	10,17	5,82	1,80
0	70	0,0	1,30	77,82	0,00	26,10	5,47	3,60
50	0	0,3	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
50	30	0,0	2,92	57,91	0,00	9,45	5,79	1,43
50	70	0,0	1,31	73,87	0,00	27,10	5,88	3,75
100	0	0,3	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
100	30	0,0	1,17	82,14	0,00	9,28	5,40	1,87
100	70	0,0	3,26	40,44	0,00	26,20	5,74	1,27
200	0	0,3	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
200	30	0,0	1,30	82,71	0,00	9,04	4,87	1,86
200	70	0,0	1,36	77,46	0,00	27,10	5,70	2,52
400	0	0,3	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
400	30	0,0	1,46	81,88	0,00	10,17	4,11	2,73
400	70	0,0	2,04	76,17	0,00	25,80	4,20	5,07
800	0	0,3	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
800	30	0,0	1,77	79,42	0,00	11,09	4,18	2,58
800	70	0,0	1,28	81,48	0,00	26,10	3,52	4,64

0 + verm	0	0,3	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
0 + verm	30	0,0	1,23	85,12	0,00	9,14	4,14	2,02
0 + verm	70	0,0	1,27	86,87	0,00	26,50	3,91	4,91
50 + verm	0	0,3	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
50 + verm	30	0,0	1,21	84,85	0,00	9,65	4,16	2,18
50 + verm	70	0,0	1,16	87,99	0,00	26,90	3,92	4,80
100 + verm	0	0,3	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
100 + verm	30	0,0	1,30	83,67	0,00	10,27	4,15	2,36
100 + verm	70	0,0	1,39	82,35	0,00	27,00	4,07	3,66
200 + verm	0	0,3	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
200 + verm	30	0,0	1,58	77,16	0,00	28,40	7,10	1,35
200 + verm	70	0,0	1,36	82,68	0,00	25,80	4,03	4,13
400 + verm	0	0,3	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
400 + verm	30	0,0	1,85	70,15	0,00	20,01	6,65	0,98
400 + verm	70	0,0	1,40	85,94	0,00	24,70	3,87	5,33
800 + verm	0	0,3	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
800 + verm	30	0,0	1,87	77,44	0,00	16,44	4,89	1,61
800 + verm	70	0,0	1,81	82,02	0,00	25,90	3,77	3,86

* (0, 50, 100, 200, 400 e 800) sem adição de vermicomposto, e (0, 50 + verm, 100 + verm, 200 + verm, 400 + verm, 800 + verm) com adição de vermicomposto. Al = Alumínio trocável; H + Al = Acidez potencial; V = Saturação por bases; m = Saturação por alumínio; P-rem = Fósforo remanescente; Ca/Mg = Relação cálcio/magnésio; Mg/K = Relação magnésio/potássio. Unidades: Cmolc dm⁻³ = centímol de carga por decímetro cúbico; % = percentual; mg L⁻¹ = miligrama por litro

2. Análise por regressão

As fórmulas matemáticas dos modelos utilizados estão descritas a seguir:

Modelo linear:

$$Y = ax + b,$$

, onde:

a: coeficiente angular;

x: dose de Cu (mg dm⁻³);

b: intersecção com o eixo vertical.

Modelo exponencial com restrição de crescimento:

$$Y = Y_0 + A (1 - e^{-kx})$$

, onde:

Y_0 : menor valor

A: amplitude

k: constante de crescimento intrínseca

x: dose de Cu (mg dm^{-3}).

Modelo Gaussiano:

$$Y = Y_0 + A e^{-\left(\frac{(x-x_0)^2}{2w^2}\right)}$$

onde:

Y_0 : baseline;

A: amplitude;

x: dose de Cu (mg dm^{-3});

x_0 : pico;

w: largura do "sino".

Tabela S2. Análise de regressão das variáveis dependentes avaliadas em função das doses de Cu na ausência de vermicomposto, os parâmetros do modelo Exponencial com limite de crescimento, a probabilidade de significância e o coeficiente de determinação.

Variável	Y_0	A	k	p	R^2
Cu in Shoots	5,3	14,4	0,0026	0,0002	0,979
Thirty Days	0,2	158,0	0,0046	0,0000	0,991
Seventy Days	3,2	158,0	0,0066	0,0000	0,994

^a Variáveis avaliadas:

^b Y_0 : baseline; A: amplitude; k: coeficiente de crescimento intrínseco; p: probabilidade de significância; R^2 : coeficiente de determinação.

Tabela S3. Análise de regressão das variáveis dependentes avaliadas em função das doses de Cu na presença de vermicomposto, os parâmetros do modelo Exponencial com limite de crescimento, a probabilidade de significância e o coeficiente de determinação.

Variável	Y_0	A	k	p	R^2
Cu in Shoots	4,22	13,11	0,0050	0,0004	0,970
Thirty Days	8,54	156,19	0,0051	0,0018	0,932
Seventy Days	32,03	136,70	0,0044	0,0045	0,893

^a Variáveis avaliadas:

^b Y_0 : baseline; A: amplitude; k: coeficiente de crescimento intrínseco; p: probabilidade de significância; R^2 : coeficiente de determinação.

Tabela S4. Análise de regressão das variáveis dependentes avaliadas em função das doses de Cu na ausência de vermicomposto, os parâmetros do modelo linear, a probabilidade de significância e o coeficiente de determinação.

Variável	a	b	p	R ²
Cu in Roots	0,42	0,00	0,0004	0,968
Cu in the Plant	0,45	1,80	0,0002	0,976

^a Variáveis avaliadas:

^b a: coeficiente angular; b: intersecção com o eixo vertical, $y(x=0)$; p: probabilidade de significância; R²: coeficiente de determinação.

Tabela S5. Análise de regressão das variáveis dependentes avaliadas em função das doses de Cu na presença de vermicomposto, os parâmetros do modelo linear, a probabilidade de significância e o coeficiente de determinação.

Variável	a	b	p	R ²
Cu in Roots	0,41	10,66	0,0109	0,834
Cu in the Plant	0,43	17,85	0,0079	0,859

^a Variáveis avaliadas:

^b a: coeficiente angular; b: intersecção com o eixo vertical, $y(x=0)$; p: probabilidade de significância; R²: coeficiente de determinação.

Tabela S6. Análise de regressão das variáveis dependentes avaliadas em função das doses de Cu na ausência de vermicomposto, os parâmetros do modelo Gaussiano, a probabilidade de significância e o coeficiente de determinação.

Variável ^a	Y ₀ ^b	A	w	Xc	p	R ²
Mean Diameter	0,35	0,65	1,03	199,46	0,0001	0,980
Root Length	483,36	2600,33	329,55	79,47	0,0013	0,927
Very Thin Roots	461,99	2180,89	306,23	41,84	0,0015	0,924
Thin roots	0,00	459,37	337,55	264,97	0,0008	0,943
Thick Roots	33,60	86,13	146,11	302,18	0,0000	0,997
Root Surface Area	0,00	469,73	319,21	293,17	0,0001	0,986
Very Thin Roots	22,27	124,80	335,96	92,14	0,0025	0,901
Thin Roots	0,00	132,89	339,70	272,73	0,0004	0,962
Thick Roots	37,08	116,70	129,10	317,66	0,0000	0,998
Root Volume	1,10	6,75	213,49	375,20	0,0000	0,999
Very Thin Roots	0,16	0,75	280,61	173,17	0,0030	0,893
Thin Roots	0,00	3,58	341,82	279,63	0,0001	0,978
Thick Roots	3,72	19,05	110,49	327,57	0,0000	0,995
Plant Height 33 DAP	13,15	4,02	150,00	399,98	0,1951	0,377
Number of Leaves	4,68	2,28	170,72	369,65	0,0003	0,971

Leaf Area (cm ²)	45,54	333,19	199,26	402,65	0,0000	1,000
Shoot Dry Mass (g)	1,13	5,55	238,08	297,71	0,0061	0,875
Shoot Fresh Mass (g)	6,67	35,60	228,13	296,59	0,0061	0,876
Root Dry Mass	0,195	0,983	240,496	308,808	0,0001	0,981

^a Variáveis avaliadas:

^b Y₀: baseline; A: amplitude; x: dose de Cu (mg dm⁻³); Xc: valor de x correspondente ao pico; p: probabilidade de significância; R²: coeficiente de determinação.

Tabela S7. Análise de regressão das variáveis dependentes avaliadas em função das doses de Cu na presença de vermicomposto, os parâmetros do modelo Gaussiano, a probabilidade de significância e o coeficiente de determinação.

Variável	Y ₀	A	w	Xc	p	R ²
Mean Diameter	0,4	0,7	1,8	209,2	0,0074	0,834
Root Length	809,8	3704,5	144,9	198,3	0,0004	0,959
Very Thin Roots	624,6	3205,0	138,0	191,3	0,0005	0,957
Thin roots	144,2	466,1	173,6	236,9	0,0002	0,974
Thick Roots	36,5	70,5	255,7	349,5	0,0162	0,762
Root Surface Area	77,8	497,9	265,9	294,6	0,0002	0,974
Very Thin Roots	38,3	188,3	141,4	202,7	0,0008	0,945
Thin Roots	43,1	127,5	182,3	238,8	0,0001	0,982
Thick Roots	73,4	774,0	41,1	314,3	0,0062	0,848
Root Volume	4,0	7,1	115,1	394,4	0,0013	0,928
Very Thin Roots	0,2	1,2	144,6	213,2	0,0010	0,937
Thin Roots	1,2	3,2	193,7	241,8	0,0000	0,989
Thick Roots	8,4	25,2	50,2	367,0	0,0032	0,889
Plant Height 33 DAP	0,0	16,0	561,3	298,6	0,0195	0,781
Number of Leaves	5,1	2,0	164,2	503,7	0,0000	1,000
Leaf Area (cm ²)	118,2	255,8	152,5	489,8	0,0000	0,998
Shoot Dry Mass (g)	0,0	6,2	362,9	332,7	0,0097	0,843
Shoot Fresh Mass (g)	0,0	34,9	394,8	301,7	0,0065	0,872
Root Dry Mass	0,0	1,5	293,5	340,7	0,0149	0,808

^a Variáveis avaliadas:

^b Y₀: baseline; A: amplitude; x: dose de Cu (mg dm⁻³); Xc: valor de x correspondente ao pico; p: probabilidade de significância; R²: coeficiente de determinação.

**ANEXO B – ARTIGO: A Eficácia do Vermicomposto na Tolerância e acumulação do Cobre em Cebolinha
(*Allium schoenoprasum* L.) depende da dose de aplicação do metal no Solo**

AUTORES: Luciano Almeida Lima, Beatriz Bárbara Aparecida Pinto, Lucas Boscov Braos, Thiago Corrêa de Souza.

Artigo redigido conforme as normas da revista Water, Air, & Soil Pollution

A Eficácia do Vermicomposto na Tolerância e acumulação do Cobre em Cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.) depende da dose de aplicação do metal no Solo

Luciano Almeida Lima^{1,3}, Beatriz Bárbara Aparecida Pinto², Lucas Boscov Braos¹, Thiago Corrêa de Souza^{3,*}

1 – Federal Institute of Education, Science and Technology of South of Minas Gerais - IFSULDEMINAS, Campus Inconfidentes.

2- Federal Institute of Education, Science and Technology of Southeast of Minas Gerais - IFSULDESTEMG, Campus Rio Pomba.

3- Laboratory of Environmental Biotechnology & Genotoxicity (BIOGEN), Institute of Natural Sciences (ICN), Federal University of Alfenas (UNIFAL-MG).

*Corresponding author (T.C. Souza), Federal University of Alfenas – UNIFAL-MG, Institute of Nature Sciences- ICN, 700, Gabriel Monteiro Street. Phone: +553 532 991 419, FAX: +553 532 991 419, P. O. Box 37130-000, Alfenas, MG, Brazil. Email: thiago.souza@unifal-mg.edu.br; thiagonepre@hotmail.com

ORCID:

L.A. Lima – 0009-0006-5308-3489

B. B. A. Pinto – 0009-0008-9215-1098

L. B. Braos – 0000-0001-8166-7867

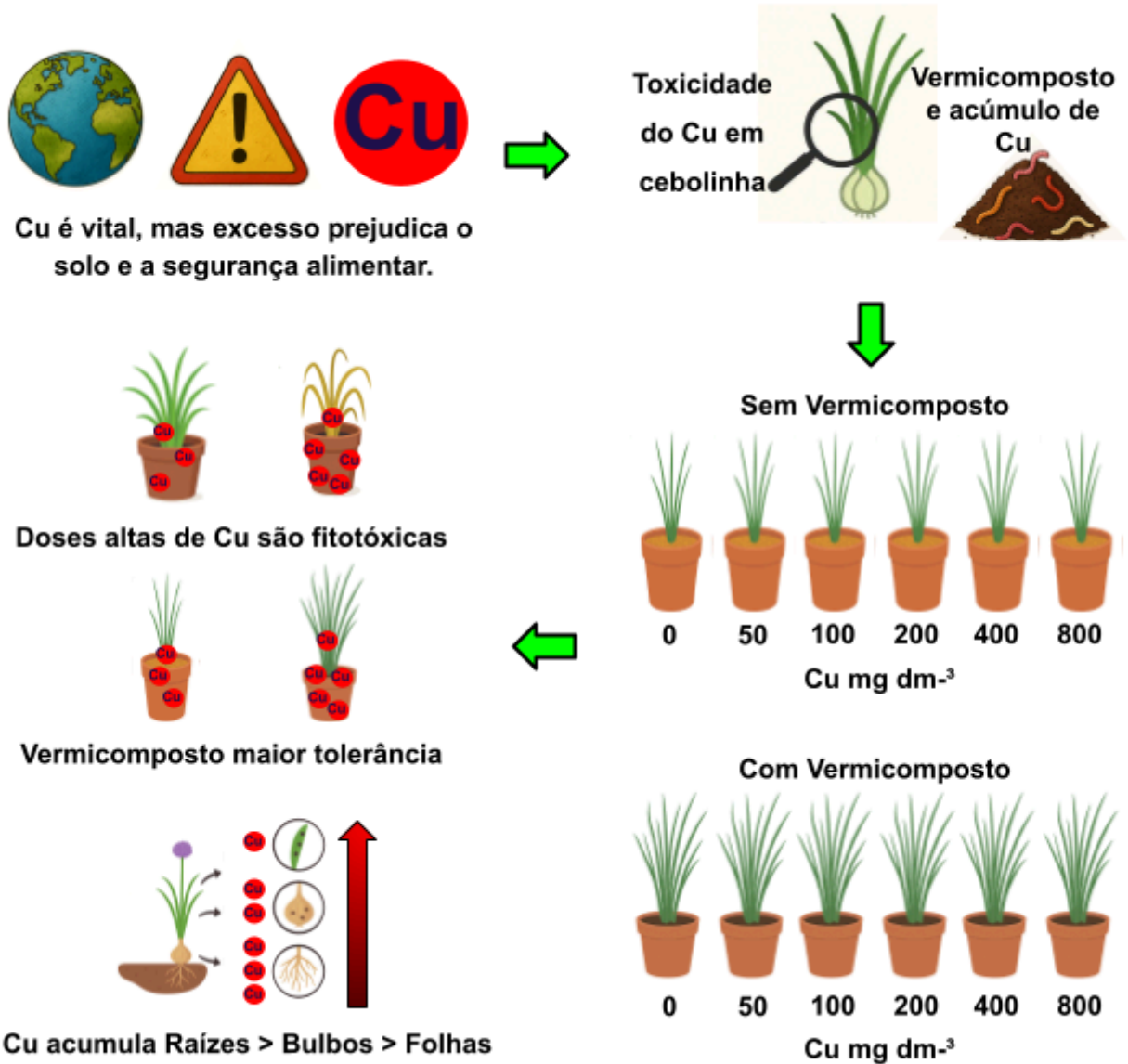
T. C. de Souza - 0000-0002-4991-7704

Resumo

A contaminação por Cobre (Cu), elemento estratégico, mas potencialmente tóxico em concentrações elevadas, é uma preocupação crítica para a saúde do solo e a segurança alimentar. Diante da carência de estudos sobre o efeito do vermicomposto em plantas de cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.) sob estresse por cobre, este trabalho avaliou os impactos da fitotoxicidade no crescimento, morfologia e estado nutricional da cultura. Adicionalmente, investigou-se o potencial desse condicionador orgânico na modulação e acumulação do metal nos tecidos vegetais. O experimento foi conduzido em estufa com doze tratamentos, combinando seis concentrações de Cu (0, 50, 100, 200, 400 e 800 mg dm⁻³) com a presença ou ausência de vermicomposto (60 ton ha⁻¹). Avaliou-se o crescimento, a biomassa total, parâmetros morfológicos radiculares e o teor de Cu nos tecidos vegetais (folhas, bulbos e raízes). O padrão de acúmulo do metal foi decrescente (raízes > bulbos > folhas). Altas concentrações de Cu no solo (800 mg dm⁻³) induziram fitotoxicidade nas plantas, e em doses intermediárias (200 e 400 mg dm⁻³) o vermicomposto aumentou a tolerância da cebolinha. Conclui-se que a cebolinha, assistida pelo vermicomposto, apresenta um potencial dual: atenua a toxicidade moderada e maximiza o sequestro radicular, posicionando-a como uma espécie promissora para a fitoestabilização sustentável de solos contaminados por cobre.

Palavras-Chaves: Amaryllidaceae, comprimento de raiz, fitotoxicidade, matéria orgânica do solo, metais pesados.

Graphical Abstract



1. Introdução

O crescente nível de contaminação por metais pesados em escala global demanda ações imediatas de remediação ambiental (Nepal et al. 2024). Metais pesados são elementos metálicos com densidade relativa ou densidade atômica superior a 4 g cm⁻³ (Abubakar 2024). O cobre (Cu) é considerado um metal estratégico no contexto industrial contemporâneo, ocupando a terceira posição em importância econômica global, atrás apenas

do ferro e do alumínio. (Rouhani et al. 2024). Todavia, sua essencialidade biológica contrasta com sua alta toxicidade em sistemas bióticos; enquanto concentrações superiores a 20 µg/g podem apresentar efeitos tóxicos em humanos (Abubakar 2024), nas plantas essa margem de segurança também é exígua. Teores teciduais considerados normais situam-se entre 2 e 20 mg kg⁻¹, sendo que valores acima deste limiar frequentemente induzem fitotoxicidade, comprometendo o metabolismo e a produtividade das culturas (Lacerda et al. 2025; Kumar et al. 2021).

A mineração e o beneficiamento do minério de cobre geram impactos ambientais significativos, principalmente em função do grande volume de rejeitos resultantes do processo de extração. Conforme destacado por Rouhani et al. (2024), para a obtenção de uma única tonelada de cobre, é necessário extrair e britar mais de 150 toneladas de minério, o que mostra a magnitude do passivo ambiental associada a essa atividade. Diante desse cenário de degradação em larga escala, a busca por estratégias de recuperação torna-se urgente, sendo que a fitorremediação apresenta-se como uma técnica econômica e ecologicamente viável, sendo que um dos seus mecanismos é a capacidade das raízes das plantas de imobilizar ou absorver metais pesados presentes em solos contaminados (Aransiola et al. 2024).

Dentre as espécies com atributos biológicos favoráveis à aplicação dessa biotecnologia, e estudos vêm mostrando o potencial de espécies do gênero *Allium sp*, especialmente o alho *Allium sativum*, como plantas fitorremediadoras de metais pesados, devido à sua capacidade de resistir a estresses ambientais e ao seu efeito positivo sobre a rizosfera. O cultivo intercalar do alho com outras espécies tem se mostrado promissor na fitoextração de metais como cádmio (Cd) e chumbo (Pb), além de favorecer a atividade microbiana do solo, aumentar a diversidade e reduzir a toxicidade metálica em solos contaminados, indicando seu potencial uso em práticas sustentáveis de remediação ambiental (Hussain et al. 2021).

Allium schoenoprasum L é uma planta herbácea, perene, caracterizada pela formação de bulbos (Algharib et al. 2021). Pertence à família Amaryllidaceae, somente no gênero *Allium*, são mais de 700 espécies identificadas, 30 dessas são consumidas como a cebolinha. (Čepulienė et al. 2024). Por ser amplamente cultivada em diferentes regiões do mundo e utilizada em uma variedade de pratos típicos como ervas e temperos, essa cultura tornou-se amplamente reconhecida e importante para a nutrição global (Cakmakci et al. 2022; Alam et al. 2023; Dinu et al. 2023; Čepulienė et al. 2024).

Espécies vegetais com potencial para aplicação em estratégias de fitorremediação, como *Allium schoenoprasum* L., têm despertado interesse em pesquisas voltadas à recuperação de ambientes contaminados por metais pesados. Devido a espécie apresentar características morfológicas e fisiológicas de rusticidade como, capacidade de germinar em baixas temperaturas (3–5 °C), tolerância a condições climáticas extremas (frio e calor), adaptação a locais secos e ensolarados, além da aptidão para se desenvolver em diversos tipos de solo, o que indica sua flexibilidade e potencial uso em ambientes degradados por metais pesados (Čepulienė et al. 2024).

Estudos indicam que a aplicação de vermicomposto derivado de resíduos orgânicos, pode melhorar a eficiência de espécies nativas fitoextratoras, como *Melissa officinalis* L. e *Sida acuta*, por meio do aumento da biodisponibilidade de metais e do estímulo à atividade radicular (Aransiola et al. 2024). Segundo Nepal et al. (2024), a matéria orgânica influencia a absorção radicular e a eficiência da fitorremediação de metais pesados ao estimular a atividade microbiana do solo e modular a biodisponibilidade dos elementos tóxicos.

A vermicompostagem realizada por minhocas (*Eisenia fetida*) é um método eficiente para o gerenciamento de resíduos sólidos, como o esterco bovino. Durante a decomposição da matéria orgânica, as minhocas secretam enzimas e hormônios que estimulam o crescimento saudável das plantas e promovem a melhoria da fertilidade do solo (Poornima et al. 2024; Abawari 2022). Nos estudos de Yadav et al. (2023), o vermicomposto, contribuiu para o sequestro de carbono no solo e melhorou as propriedades físico-químicas e microbiológicas do mesmo, além de representar uma forma de valorização da biomassa vegetal, com características de um insumo de baixo custo e relevante para práticas de fitorremediação sustentável.

Nós hipotetizamos que o vermicomposto pode melhorar as condições de crescimento da cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.) cultivadas em solo com cobre e adicionalmente aumentar a absorção desse metal. Não há na literatura pesquisas que avaliam o efeito do vermicomposto em plantas de cebolinha expostas ao cobre.

Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo avaliar os efeitos da toxicidade do cobre (Cu) sobre o crescimento, a morfologia e o estado nutricional de *Allium schoenoprasum* L., bem como investigar o potencial do vermicomposto em atenuar tais efeitos e em favorecer a acumulação de Cu nas plantas.

2. Material e Métodos

2.1. Condições de crescimento e delineamento experimental

O experimento foi conduzido em casa de vegetação na Unidade Educacional de Produção (UEP) – Olericultura, localizada na Fazenda-Escola do IFSULDEMINAS – Campus Inconfidentes, no município de Inconfidentes – MG (22°18'50.572" S, 46°19'52.024" W, 845 m de altitude). O clima local é subtropical de altitude, com inverno seco e verão ameno, temperatura média anual de 18,0°C, segundo a classificação de Köppen (Inconfidentes 2024). Durante o período experimental, a temperatura média do ar foi de 21,7 °C e a umidade relativa média foi de 80,6%. Esses dados foram obtidos na estação meteorológica mais próxima ao local do experimento (código V0527), localizada em Águas de Lindóia – SP, pertencente ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

O solo utilizado nos ensaios foi coletado do horizonte B de um Latossolo Vermelho-Amarelo. A análise granulométrica revelou teores de 18,0 % de argila, 41,7 % de silte e 40,3 % de areia, sendo esse solo classificado como solo de textura média. Após ser peneirado foi realizado as adubações de plantio. A adubação de plantio foi de 0,555 g dm⁻³ de P, 0,055 g dm⁻³ de S, 0,025 g dm⁻³ de N, 0,088 g dm⁻³ de Ca, 0,043 g dm⁻³ de K e 0,004 g dm⁻³ de B. Utilizando como fonte os fertilizantes super fosfato simples, ureia, e cloreto de potássio. Na correção de acidez foi utilizado calcário com Poder Relativo de Neutralização Total de 80% com (38% Ca e 10% Mg) na dose de 1,25 dm⁻³ seguindo as recomendações descritas em Aguiar et al. (2014) para cultura. O material de adubação, calagem e o sulfato de Cobre (utilizado como fonte de Cu nos tratamentos) foram macerados e misturados a uma porção do solo para posterior homogeneização ao volume total de cada parcela.

Foram avaliados 12 tratamentos, consistindo em 6 concentrações de Cu (0, 50, 100, 200, 400 e 800 mg dm⁻³), aplicadas na presença e na ausência de vermicomposto. Nos tratamentos com vermicomposto, foi incorporada uma dose equivalente a 60 t ha⁻¹ do material (base seca), produzido por minhocas

vermelhas-da-Califórnia (*Eisenia foetida*) a partir da decomposição de esterco bovino curtido (5 unidades de minhoca por Kg de esterco bovino), durante um período de seis meses. Assim, os tratamentos foram denominados como 0+Verm, 50+Verm, 100+Verm, 200+Verm, 400+Verm e 800+Verm (com vermicomposto) e 0, 50, 100, 200, 400 e 800 mg dm⁻³ (sem vermicomposto).

O solo e o solo+vermicomposto preparados (após adição de calcário, adubado e com os tratamentos de cobre) foram transferidos para bandejas de 32 células com capacidade de 250 ml cada célula. Esse solo ficou por 30 dias na bandeja mantendo a capacidade de campo em 70%. Após foi realizado o semeio com 20 sementes de cebolinha Totem (*Allium schoenoprasum* L.) (Sakata Sudamerica®) por parcela. A cultura ficou no solo recebendo irrigação periódicas respeitando a capacidade de campo por 115 dias desde o semeio. Foi realizada adubação foliar com fonte nitrogenada a partir de 30 dias após o semeio, sendo as aplicações realizadas semanalmente até uma semana antes da colheita. A fonte utilizada foi uréia, na concentração de 0,5 g L⁻¹ de N, com aplicação de aproximadamente 20 ml por parcela em cada evento de fertirrigação.

O experimento foi desenvolvido em Delineamento Inteiramente Casualizado (DIC), com 12 tratamentos e 16 repetições, totalizando 192 unidades experimentais. Cada unidade experimental foi composta por uma célula da bandeja com aproximadamente 250 ml de substrato (solo ou solo + vermicomposto) e 20 mudas de cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.).

2.2 Análise química do vermicomposto e solo

Antes da semeadura da cebolinha, foi coletada uma amostra do vermicomposto para a quantificação da matéria orgânica, macro- (N, P, K, Mg, Ca, S) e micronutrientes (Cu, Fe, Zn, Mn, B), pH, C orgânico total (TOC) e umidade. As amostras foram secas a 65 °C antes das extrações. Os nutrientes, com exceção do N, foram extraídos por digestão nitro-perclórica e foram quantificados por colorimetria (P e B), espectroscopia de absorção atômica (K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn) e turbidimetria (S). O Nitrogênio total foi determinado pelo método de Kjeldahl (Malavolta et al. 1997). O C orgânico foi determinado pelo método de Walkey e Black (Nelson e Sommers 1996). O pH foi determinado em CaCl₂ 0,01 N, e a umidade foi determinada pelo método gravimétrico.

A análise do solo seco ou do solo+vermicomposto foram realizadas em três momentos: 1) no início (zero dias) antes de qualquer preparo; 2) após a incubação de 30 dias do solo já adubado e com vermicomposto e já com as concentrações de Cu; 3) após a colheita das plantas, ou seja, após 115 dias do semeio. Em todas as coletas de solo foram preparadas amostras compostas com todas as repetições. Foram avaliados o pH, P-Mehlich, K, C, e Mg trocáveis, matéria orgânica (MO), Al⁺³ trocável, soma de bases (SB), saturação por bases (V). Essas análises foram realizadas seguindo a metodologia descrita por Teixeira et al. (2017).

2.3. Medidas biométricas e de biomassa

Aos 115 dias, no dia da colheita as plantas foram separadas em três partes (folhas, bulbos e raízes). Foi realizado a contagem de bulbos e número de folhas por parcela. Foi mensurado o comprimento utilizando régua e diâmetro das cinco maiores folhas da unidade amostral utilizando um paquímetro digital. Folhas e bulbos

foram separados e pesadas para determinação da massa fresca. Em seguida foram secos em estufa de circulação de ar 65 ± 2 °C e feita a determinação da massa seca. Todas as mensurações foram feitas em balança analítica (Shimadzu Marte AY220, Japão).

As raízes de cada parcela foram levadas em água corrente para remoção do solo aderido e em seguida imersas em etanol 70% para posterior análise morfológica por meio do sistema de imagens WinRhizo.

2.4. Morfologia radicular

A análise morfológica das raízes foi realizada com o software WinRhizoArabidopsis, versão 2022 (RegentInstruments, Sainte-Foy, QC, Canadá) acoplado ao scanner LA2400 (Epson America, Inc., USA) equipado com unidade de luz adicional (TPU). Foram determinados os seguintes parâmetros: comprimento total de raízes (cm), área superficial (cm²), diâmetro médio (mm) e volume radicular (cm³). O comprimento radicular também foi analisado por classes de diâmetro (0 a 4,5 mm) pelo mesmo software.

2.5 Teor de macronutrientes nas plantas

As massas secas das folhas, bulbos e das raízes foram posteriormente moídas em moinho tipo Willey (modelo TE-650, Tecnal) e encaminhadas para determinação dos teores de macronutrientes nos tecidos vegetais (folhas, bulbos e raízes) de acordo com as recomendações de Malavolta et al. (1997). O nitrogênio foi determinado por digestão com enxofre seguido por destilação (método de Kjeldahl); para o demais nutrientes as amostras foram submetidas à digestão nitro-perclórica. Os nutrientes Cálcio, Magnésio, Potássio, Cobre, foram determinados por espectrometria de emissão atômica de alta sensibilidade (Agilent Technologies MP-AES 4200, EUA). Já os nutrientes Fósforo, Enxofre foram determinados por espectrofotometria (FEMTO 600S, Brasil).

2.6. Análises dos dados

Para todos os parâmetros analisados, foram calculados as médias e os respectivos erros padrões (EP). Os dados foram submetidos à análise estatística por meio da análise de variância (ANOVA) e teste de comparação de médias de Scott-Knott, adotando-se nível de significância de 5% ($p \leq 0,05$), com o auxílio do programa Sisvar (versão 4.3; Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG). Também foi realizada análise de regressão linear e não linear dos dados obtidos em função das doses de Cu. Os ajustes foram realizados utilizando o programa Microsoft Excel, utilizado o método GRG2 (Lasdon et al., 1978), e a avaliação dos ajustes foi feita pela ANOVA e coeficiente de determinação (R^2). As fórmulas matemáticas dos modelos utilizados estão descritas no material suplementar.

3. Resultados

3.1. Análise química do vermicomposto e do solo

A composição química do vermicomposto, empregado como condicionador orgânico nos tratamentos, foi analisada e seus resultados estão na Tabela 1. Confirmando seu valor como condicionador orgânico. Com um pH próximo à neutralidade (6,5 em CaCl₂).

Tabela 1. Composição química do vermicomposto utilizado como condicionador orgânico.

pH (CaCl ₂)	N (Kjeldahl)	P	K	S	Ca	Mg	CO*	C/N*	Zn	Fe	Mn	Cu	B
6,5	14,4	6,8	3,5	1,0	8,7	2,8	134	9,3	192	16853	354	43,2	38

*Carbono Orgânico (CO); Relação Carbono/Nitrogênio.

O vermicomposto apresentou teor de matéria orgânica alto de 134 g kg⁻¹; observou-se elevados valores de nitrogênio total de 14,4 g kg⁻¹; fósforo total de 6,8 g kg⁻¹; potássio de 3,5 g kg⁻¹. Além de uma ótima razão C/N igual a 9,3.

Para o estabelecimento do contexto experimental, a caracterização química inicial do solo, realizada antes da aplicação dos tratamentos (dia zero), é apresentada na Tabela 2. Revelou um solo apresentou pH de 5,29, teor de matéria orgânica de 1,86 g dm⁻³ e teor inicial de cobre de 1,9 mg dm⁻³.

Após 30 dias de incubação, observou-se elevação do pH do solo, que variou entre 6,25 e 7,21, acompanhada do aumento da SB, que atingiu até 6,50 cmol dm⁻³ nos tratamentos com vermicomposto. A CTC também apresentou incremento, alcançando 7,74 cmol dm⁻³ no tratamento com 400 mg dm⁻³ de Cu associado ao vermicomposto. Os teores de fósforo variaram entre 22,5 e 53,2 mg dm⁻³, enquanto o potássio chegou a 205,3 mg dm⁻³. O ferro apresentou valores entre 39,8 e 53,1 mg dm⁻³, enquanto o zinco variou de 3,3 a 7,3 mg dm⁻³, ambos mostrando incrementos quando associados ao vermicomposto.

Ao final do cultivo da cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.) (115 dias), o solo manteve pH elevado, alcançando até 7,23, além de apresentar SB de até 4,64 cmol dm⁻³ e CTC de até 10,01 cmol dm⁻³. O fósforo oscilou entre 9,9 e 37,7 mg dm⁻³, enquanto o potássio reduziu em relação ao período anterior, variando de 46,7 a 94,5 mg dm⁻³. A matéria orgânica apresentou pequena variação, estabilizando-se entre 0,93 e 1,86 dag dm⁻³. Entre os micronutrientes, o ferro variou de 23,1 a 32,3 mg dm⁻³, e o zinco manteve-se entre 1,7 e 8,4 mg dm⁻³. Demais parâmetros como Alumínio trocável (Al), Acidez potencial (H+Al), Saturação por bases (V), Saturação por alumínio (m); Fósforo remanescente (P-rem), Relação cálcio/magnésio, Relação magnésio/potássio são apresentados na tabela S1 (Material Suplementar).

Tabela 2. Atributos químicos do solo antes da adubação (zero dias), após a adubação e incubação (30 dias) e após o cultivo da cebolinha (115 dias) e doses de Cu.

Tratamentos Cu (mg dm ⁻³)	Tempo (dias)	P*	K	Zn	Fe	Mn	B	pH em água	SB*	CTC	Ca	Mg	M.O*
		mg dm ⁻³			cmolc dm ⁻³				dag dm ⁻¹				
0	0	28,8	138,70	2,40	33,00	21,00	0,20	5,29	3,64	6,89	2,80	0,48	1,86
0	30	34,8	144,60	4,00	45,50	37,10	0,30	7,11	4,12	5,33	3,10	0,60	2,48
0	115	9,9	64,80	1,70	26,40	14,50	0,30	6,44	2,81	3,70	2,30	0,31	1,86
50	0	28,8	138,70	2,40	33,00	21,00	0,20	5,29	3,64	6,89	2,80	0,48	1,86
50	30	35,9	146,10	4,10	44,10	32,70	0,20	7,06	3,56	4,86	2,70	0,48	1,97
50	115	9,6	66,00	2,00	28,80	17,30	0,20	6,72	3,10	4,61	2,70	0,22	1,76
100	0	28,8	138,70	2,40	33,00	21,00	0,20	5,29	3,64	6,89	2,80	0,48	1,86
100	30	25,6	139,30	3,40	47,80	31,30	0,20	7,17	4,63	5,81	3,60	0,66	1,97
100	115	11,8	48,90	1,70	32,10	20,90	0,40	7,04	2,81	4,11	2,40	0,24	0,93
200	0	28,8	138,70	2,40	33,00	21,00	0,20	5,29	3,64	6,89	2,80	0,48	1,86
200	30	22,5	128,00	3,90	47,70	30,30	0,10	7,11	3,61	4,88	2,80	0,48	1,86
200	115	10,7	49,50	1,80	27,10	17,20	0,10	7,23	4,64	6,09	4,20	0,31	1,76
400	0	28,8	138,70	2,40	33,00	21,00	0,20	5,29	3,64	6,89	2,80	0,48	1,86
400	30	31,2	160,10	3,80	53,40	39,40	0,20	6,89	5,00	6,45	3,90	0,69	1,66
400	115	14,6	51,70	2,00	23,90	13,20	0,30	6,86	1,71	2,63	1,40	0,14	1,66
800	0	28,8	138,70	2,40	33,00	21,00	0,20	5,29	3,64	6,89	2,80	0,48	1,86
800	30	25,9	120,60	3,30	49,30	27,20	0,20	6,25	3,60	5,31	2,80	0,50	1,55
800	115	15,4	63,40	1,80	23,30	10,80	0,30	5,10	2,93	10,01	2,50	0,26	1,45

*P: P disponível (Mehlich-1); K:K trocável, Zn, Fe, Mn e B: Zn, Fe, Mn e B disponíveis; pH em água: pH do solo em água (1:2,5); SB: Soma de bases; CTC: Capacidade de Troca de Cátions; Ca e Mg: Ca e Mg trocáveis; MO: matéria orgânica do solo.

Tabela 2. Continuação

Tratamentos Cu (mg dm ⁻³)	Tempo (dias)	P	K	Zn	Fe	Mn	B	pH em água	SB*	CTC*	Ca	Mg	M.O*
		mg dm ⁻³							cmolc dm ⁻³			dag dm ⁻¹	
0 + verm	0	28,80	138,70	2,40	33,00	21,00	0,20	5,29	3,64	6,89	2,80	0,48	1,86
0 + verm	30	51,20	205,30	6,00	53,10	46,10	0,20	7,05	5,26	6,39	4,00	0,71	2,28
0 + verm	115	22,70	68,80	5,70	30,80	24,20	0,40	5,54	3,33	7,40	2,80	0,38	1,34
50 + verm	0	28,80	138,70	2,40	33,00	21,00	0,20	5,29	3,64	6,89	2,80	0,48	1,86
50 + verm	30	43,20	183,60	6,40	41,20	33,40	0,30	7,03	5,81	6,99	4,50	0,86	2,48
50 + verm	115	25,60	53,40	2,50	27,00	19,10	0,00	5,44	2,26	9,34	1,90	0,22	0,93
100 + verm	0	28,80	138,70	2,40	33,00	21,00	0,20	5,29	3,64	6,89	2,80	0,48	1,86
100 + verm	30	51,80	184,00	7,30	39,80	36,30	0,20	7,21	6,09	7,21	4,70	0,92	2,28
100 + verm	115	31,40	65,60	3,80	30,40	26,10	0,00	5,20	3,33	8,70	2,80	0,35	1,03
200 + verm	0	28,80	138,70	2,40	33,00	21,00	0,20	5,29	3,64	6,89	2,80	0,48	1,86
200 + verm	30	47,10	185,10	6,40	50,10	43,20	0,20	7,15	5,76	6,92	4,40	0,93	2,07
200 + verm	115	27,40	46,70	2,90	23,10	16,20	0,30	5,09	3,16	8,47	2,70	0,35	1,55
400 + verm	0	28,80	138,70	2,40	33,00	21,00	0,20	5,29	3,64	6,89	2,80	0,48	1,86
400 + verm	30	50,70	174,30	6,00	47,90	36,80	0,30	6,95	6,50	7,74	4,90	1,18	2,07
400 + verm	115	33,40	47,50	2,90	24,60	16,10	0,30	5,25	2,82	8,07	2,40	0,26	1,66
800 + verm	0	28,80	138,70	2,40	33,00	21,00	0,20	5,29	3,64	6,89	2,80	0,48	1,86
800 + verm	30	53,20	172,30	6,20	41,70	27,50	0,40	6,45	5,04	6,66	3,90	0,71	2,17
800 + verm	115	37,70	94,50	8,40	32,30	18,60	0,00	5,01	3,11	8,19	2,50	0,40	1,45

*P: P disponível (Mehlich-1); K:K trocável, Zn, Fe, Mn e B: Zn, Fe, Mn e B disponíveis; pH em água: pH do solo em água (1:2,5); SB: Soma de bases; CTC: Capacidade de Troca de Cátions; Ca e Mg: Ca e Mg trocáveis; MO: matéria orgânica do solo.

3.2. Conteúdo de cobre no solo e nos tecidos vegetais

Os níveis de Cu disponíveis 30 dias após a aplicação do Cu e demais fertilizantes e corretivos no solo aumentaram em função da dose de Cu. No solo adubado com vermicomposto, houve uma resposta semelhante ao modelo Gaussiano (Tabela S2, Material Suplementar) que indica nas doses 0, 50 e 100 mg dm⁻³ não houve aumentos expressivos, porém, as doses maiores resultaram em forte aumento cujo pico foi estimado em 182,3 mg dm⁻³, na dose de 357,9 mg dm⁻³. No solo sem vermicomposto a resposta do Cu disponível aos 30 dias foi exponencial, com um forte aumento já nas menores doses com valor máximo estimado em 169,9 mg dm⁻³ (Tabela S3, Material Suplementar). Nas amostras avaliadas após 115 dias, o valor máximo de Cu disponível atingiu o valor máximo de 210,0 mg dm⁻³ no solo adubado com vermicomposto e 229,3 mg dm⁻³ no solo sem vermicomposto.

Quanto aos teores de Cu na planta, houve uma preferência pelo acúmulo nas raízes, seguido pelos bulbos e por fim nas folhas (Figura 2). A resposta da planta, no solo sem vermicomposto, quanto ao aumento dos teores de Cu em função das doses foi linear nos bulbos e folhas (Tabela S4, Material Suplementar), e exponencial nas raízes (Tabela S5, Material Suplementar). Já o solo adubado com vermicomposto as respostas dos teores de Cu nas diferentes partes da planta se ajustaram ao modelo Gaussiano, com exceção do teor de Cu nas raízes onde o ajuste não foi significativo (Tabela S2, Material Suplementar). Nos bulbos, o acúmulo máximo de Cu foi estimado em 1399,9 mg kg⁻¹, que ocorreria na dose de 2501 mg dm⁻³, ou seja, uma dose muito maior que a maior dose testada nesse estudo. Isso indica na verdade que fase de pico não foi atingida neste experimento, sendo observado um ligeiro aumento nos teores acumulados havendo apenas um aumento significativo na dose 800 mg dm⁻³ com acúmulo de 38,9 mg kg⁻¹ de Cu. No solo sem vermicomposto há uma tendência semelhante, o aumento expressivo já ocorre na dose 400 mg dm⁻³ e é muito mais proeminente, atingindo o valor de 73,3 mg kg⁻¹. Os aumentos nos teores de Cu nas raízes já aumentam nas menores doses e atingem seu pico na dose 384,5 mg dm⁻³.

No tempo zero (0 dias), a concentração de cobre (Cu) disponível no solo (Fig.1) foi constante em todos os tratamentos, com valor de 1,90 mg dm⁻³. Após 30 dias da aplicação das diferentes doses de Cu, mantendo-se o solo na capacidade de campo quanto à irrigação e sem cultivo, observou-se um aumento proporcional da concentração de Cu no solo de acordo com a dose aplicada. Aos 30 dias de incubação, os teores de Cu no solo variaram de 17,8 a 163,8 mg dm⁻³ nos tratamentos sem adição de vermicomposto, correspondentes às doses de 0, 50, 100, 200, 400 e 800 mg dm⁻³ de Cu (17,8; 36,2; 80,8; 102,6; 157,4; 161,7 mg dm⁻³, respectivamente). Nos tratamentos que receberam vermicomposto, os valores foram de 86,2; 62,7; 86,9; 123,9; 156,7 e 163,8 mg dm⁻³, para as mesmas doses de Cu. De modo geral, a presença do vermicomposto resultou em maiores concentrações de Cu no solo (Fig. 1).

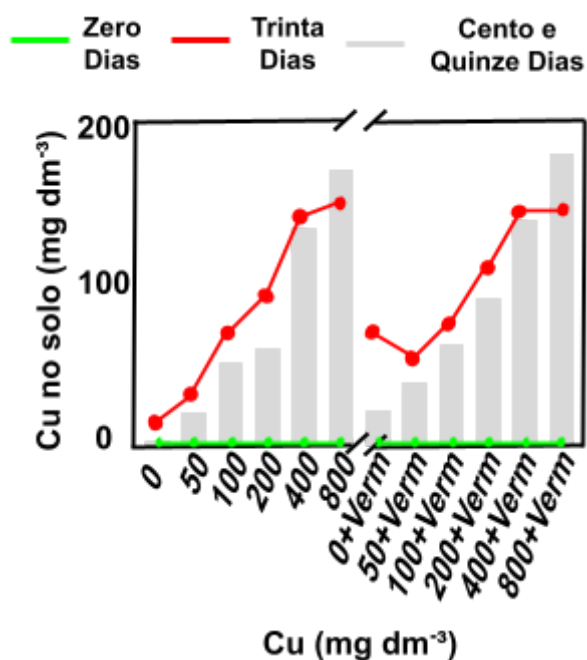


Figura 1. Teores de cobre disponível no solo ao longo do experimento (início = 0 dias; 30 dias e final = 115 dias) submetido a diferentes doses de cobre (Cu: 0, 50, 100, 200, 400 e 800 mg dm⁻³), com ou sem adição de vermicomposto (verm).

Após 115 dias, período durante o qual o solo foi cultivado com cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.) por 85 dias, observou-se uma redução nas concentrações de Cu disponível nos tratamentos com 0, 50, 100, 200 e 400 mg dm⁻³, com e sem vermicomposto (Fig.1). Por outro lado, os tratamentos com 800 mg dm⁻³ de Cu foram os únicos que apresentaram aumento na concentração de Cu aos 115 dias, com e sem vermicomposto chegando a valores de 197,5 e 186,8 mg dm⁻³ de Cu respectivamente.

Nos tecidos foliares (Figura 2A), o maior acúmulo de Cu foi observado no tratamento com 800 mg dm⁻³, seguido pelo tratamento com 800 mg dm⁻³ associado ao vermicomposto, com valores de 9,90 e 9,00 mg kg⁻¹, respectivamente. Os tratamentos 100, 200, 400 apresentaram acúmulo de Cu nas folhas maior em relação aos tratamentos que receberam o vermicomposto. Nos bulbos (Figura 2B), o tratamento com 800 mg dm⁻³ de Cu resultou no maior acúmulo de Cu, ultrapassando 70 mg kg⁻¹, seguido do tratamento 800+Verm.

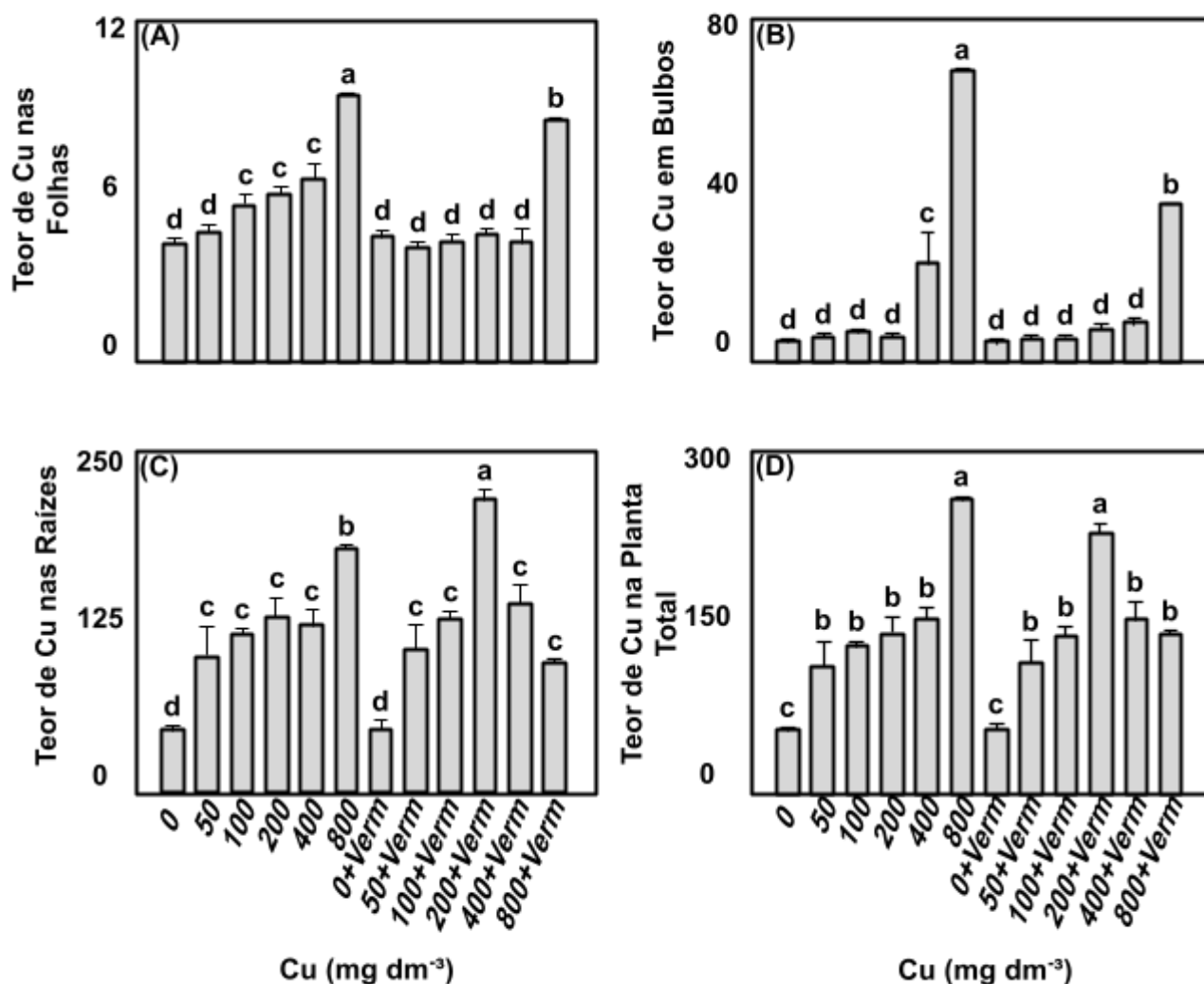


Figura 2. Teores de cobre (Cu) nos tecidos de plantas de cebolinha (*Allium schoenoprasum* L), (A) folhas, (B) bulbos, (C) raízes e (D) total (folhas, bulbos e Raízes), exposta a diferentes concentrações de Cu aplicado ao solo. As médias entre os tratamentos seguidos pela mesma letra não são estatisticamente diferentes pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade ($p \leq 0,05$). Cada valor indica média \pm erro padrão de 16 repetições ($n=16$).

A raiz foi o órgão que mais acumulou Cu (Fig. 2C) e o maior teor foi observado no tratamento com 200 mg dm⁻³ + vermicomposto 236,20 mg Kg⁻¹, seguido por 800 mg dm⁻³ (197,2 mg Kg⁻¹). Quando analisada o teor de Cu na planta como um todo (Figura 2D), os tratamentos com 800 mg dm⁻³ de Cu e 200 mg dm⁻³ + vermicomposto apresentaram os maiores teores totais de Cu chegando a quantidades de 280,40 e 247,98 (mg Kg⁻¹), respectivamente.

3.3. Morfologia da raiz

Na Figura 3A e 3B, observa-se que o comprimento e o volume total das raízes reduziram nos tratamentos com altas doses de cobre, especialmente na concentração de 800 mg dm⁻³, tanto com quanto sem vermicomposto. No entanto, a aplicação do vermicomposto nas doses 200 e 400 mg dm⁻³, o comprimento total das raízes foram superiores aos sem vermicomposto. A área superficial das raízes seguiu tendência semelhante, contudo, a adição do vermicomposto resultou em maior área nos tratamentos 100, 200 e 400 (Fig.3B). Quando se observa o diâmetro médio das raízes (Fig.3D), há um aumento no diâmetro das raízes apenas nas maiores doses, em relação a todas as demais doses.

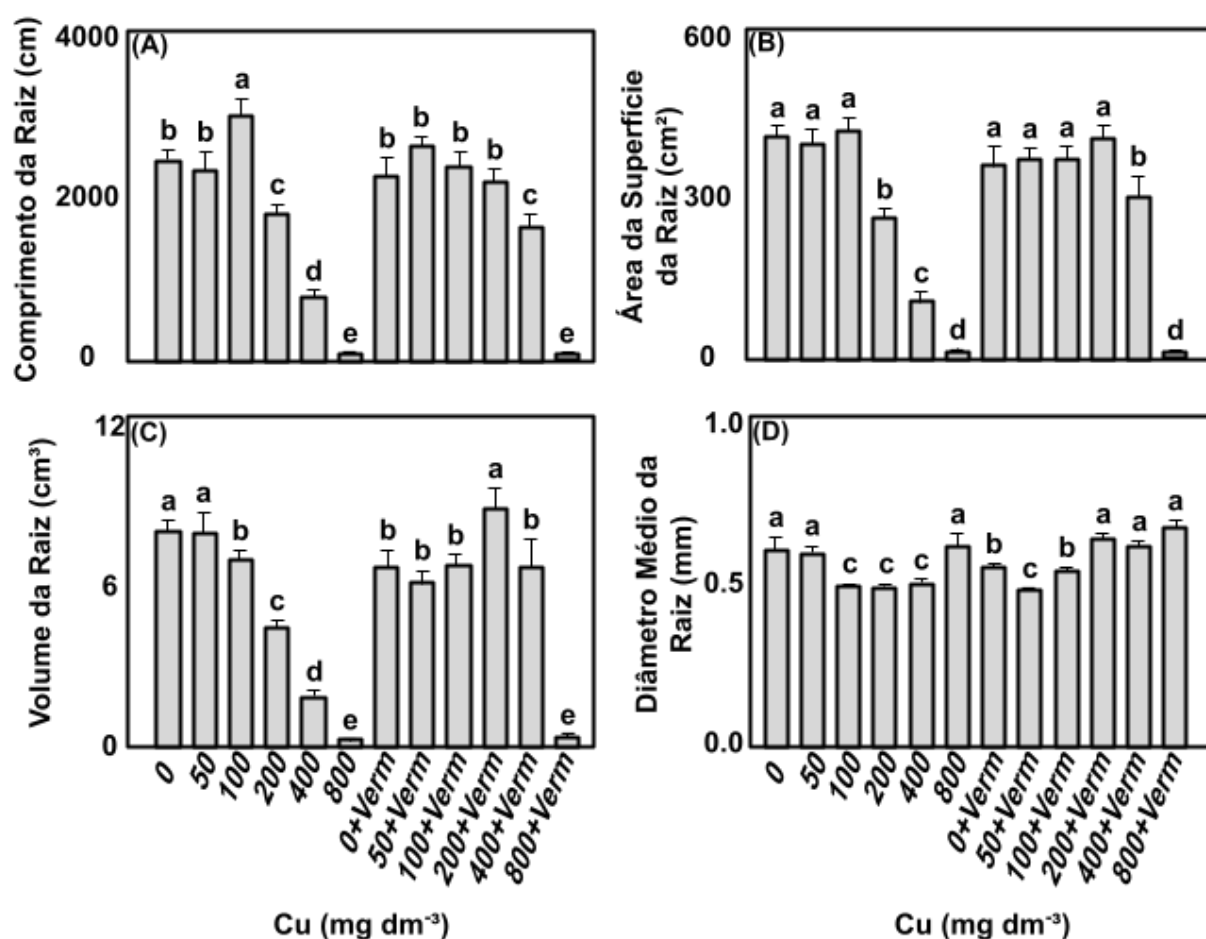


Figura 3. (A) comprimento total da raiz (cm), (B) área superficial da raiz (cm²), (C) volume radicular (cm³) e (D) diâmetro médio da raiz (mm) de cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.) exposta a diferentes concentrações de Cu aplicado ao solo. As médias entre os tratamentos seguidos pela mesma letra não são estatisticamente diferentes pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade ($p \leq 0,05$). Cada valor indica média \pm erro padrão de 16 repetições (n=16).

O comprimento de raízes muito finas e finas diminuíram com o aumento das doses de cobre, mas a adição do vermicomposto nas doses de 200 e 400 mg dm⁻³ resultaram em maiores médias (Fig. 4A). E a área superficial e volume de raízes muito finas e finas essa resposta da adição do vermicomposto aconteceu apenas na

concentração de 400 mg dm⁻³ (Fig.4B e 4C). Nas raízes grossas, o comprimento, área superficial e volume também foram maiores nas doses de 100, 200 e 400 quando compara-se os tratamentos com aplicação e sem (Fig.4).

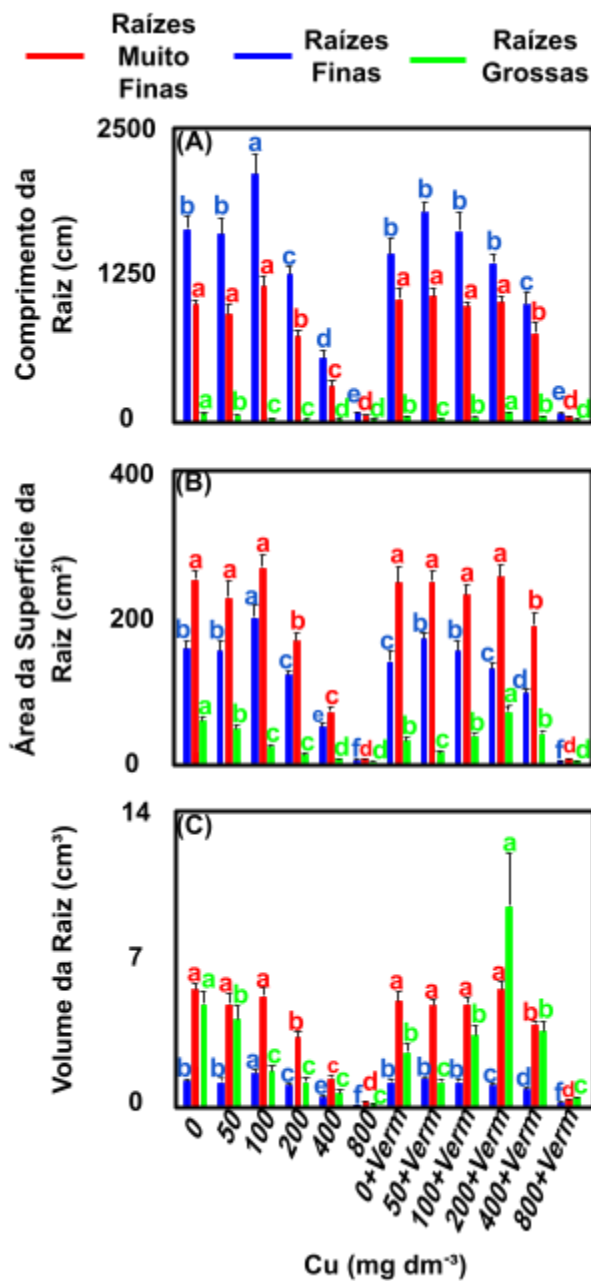


Figura 4. (A) comprimento total da raiz (cm), (B) área superficial da raiz (cm²) e (C) volume radicular (cm³). As barras azuis indicam raízes muito finas (VeryThin), as barras vermelhas, raízes finas (Thin) e as barras verde, raízes grossas (Thick) de cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.) exposta a diferentes concentrações de Cu aplicado ao solo. As médias entre os tratamentos seguidos pela mesma letra não são estatisticamente diferentes pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade ($p \leq 0,05$). Cada valor indica média \pm erro padrão de 16 repetições (n=16).

3.4. Medidas biométricas

Tanto com a adição ou ausência do vermicomposto, o comprimento foliar da cebolinha foi significativamente menor na concentração de 800 mg dm⁻³ (Fig.5A). O mesmo resultado foi encontrado para o diâmetro das folhas, contudo, o vermicomposto contribuiu para um diâmetro maior nos tratamentos de 0+verm; 100+verm; 200+verm e 400+verm.

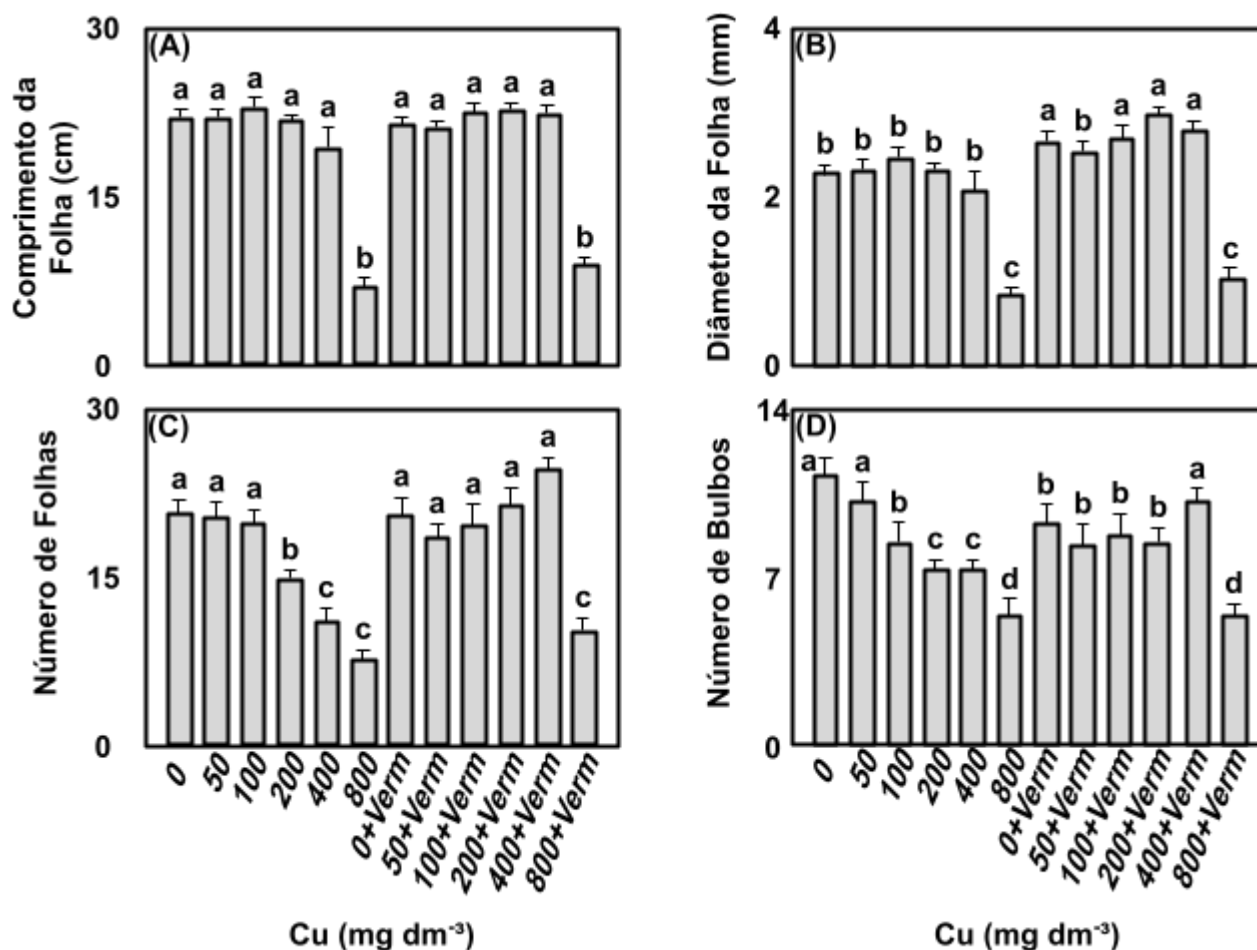


Figura 5. (A) comprimento da folha (cm), (B) diâmetro da folha (mm), (C) número de folhas e (D) número de bulbos de cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.) exposta a diferentes concentrações de Cu aplicado ao solo. As médias entre os tratamentos seguidos pela mesma letra não são estatisticamente diferentes pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade ($p \leq 0,05$). Cada valor indica média \pm erro padrão de 16 repetições ($n=16$). Verm = vermicomposto.

Na Figura 5C, o número de folhas por planta foi maior nos tratamentos com vermicomposto, especialmente nas doses intermediárias de Cu (200 e 400 mg dm⁻³), em comparação com os respectivos tratamentos sem o vermicomposto. A partir de 100 mg dm⁻³ de cobre houve uma diminuição no número de bulbos (Fig.5D), mas com exceção do tratamento 800+verm, a aplicação de vermicomposto resultou em maior quantidade de bulbos. Esse efeito benéfico foi maior no tratamentode 400+verm.

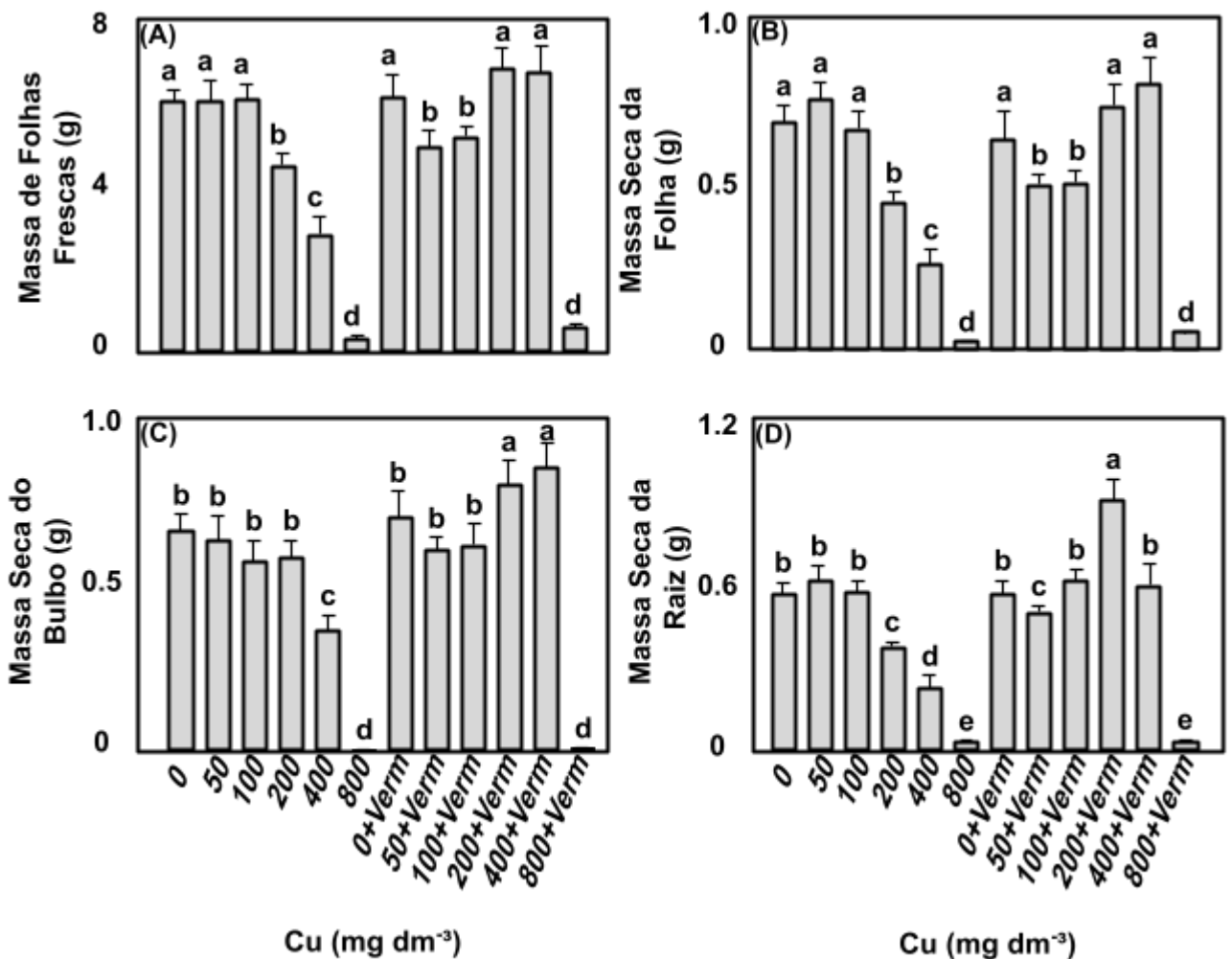


Figura 6. (A) massa fresca das folhas, (B) massa seca das folhas, (C) massa seca dos bulbos e (D) massa seca das raízes de cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.) exposta a diferentes concentrações de Cu aplicado ao solo. As médias entre os tratamentos seguidos pela mesma letra não são estatisticamente diferentes pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade ($p \leq 0,05$). Cada valor indica média \pm erro padrão de 16 repetições (n=16).

Na Figura 6A, observa-se que a massa fresca das folhas foi reduzida nas doses mais elevadas de cobre (200, 400 e 800 mg dm⁻³), sem adição de vermicomposto. No entanto, a adição de vermicomposto diminuiu esse efeito, promovendo recuperação parcial da massa fresca foliar, exceto na dose mais alta de cobre, onde o desempenho permaneceu inferior. Referente análise da massa seca das folhas, resultou em diferenças entre os tratamentos iguais à massa fresca das folhas.

A massa seca dos bulbos foi menor nas doses de 800 mg dm⁻³ tanto com ou sem vermicomposto (Fig.6C). Mas o uso do vermicomposto nas doses de 200 e 400 mg dm⁻³ resultou em maior massa seca dos bulbos. Novamente a dose de 800 mg dm⁻³ (com e sem vermicomposto) diminuiu significativamente a biomassa

seca das raízes (Fig.6D), mas a adição do vermicomposto melhorou a biomassa radicular nas doses de 200 e 400 mg dm⁻³.

O teor de nitrogênio (N) nas folhas foi maior nas doses de 50 mg dm⁻³ de Cu sem vermicomposto e em 50, 100 e 800 mg dm⁻³ de Cu com vermicomposto (Tabela 3). Para o fósforo (P), observou-se maiores teores nos tratamentos com vermicomposto, para as doses de 100 e 200 mg dm⁻³. Os teores de potássio (K) foram menores nos tratamentos 800+verm seguido por 0, 50, 800 e 400+verm. Os teores foliares de cálcio (Ca) nos tratamentos 0 e 50 e de magnésio (Mg) nos tratamentos 0, 50 e 100 foram maiores e aplicações de doses acima de 200 mg dm⁻³ de Cu no solo, independente do vermicomposto, diminuíram os teores desses elementos (Tabela 3). Os teores de enxofre (S) responderam positivamente à adição de vermicomposto, especialmente nas doses mais elevadas de Cu. Os maiores valores foram observados nas doses de 200, 400 e 800 mg dm⁻³ com vermicomposto (4,06, 3,57 e 3,66 g kg⁻¹, respectivamente).

Tabela 3- Macronutrientes das folhas das plantas de cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.), cultivadas em solo com diferentes doses de cobre (Cu: 0, 50, 100, 200, 400 e 800 mg dm⁻³), com ou sem adição de vermicomposto.

Tratamentos Cu (mg dm ⁻³)	N	P	K	Ca	Mg	S
	g Kg ⁻¹					
0	16,55 b	1,14 c	12,12 b	16,45 a	2,68 a	2,31 c
50	19,58 a	1,05 c	11,56 b	17,64 a	2,92 a	2,61 b
100	17,22 b	1,30 c	14,74 a	14,51 b	2,73 a	2,89 b
200	16,52 b	1,17 c	14,95 a	13,12 b	2,47 b	2,25 c
400	15,40 b	1,07 c	14,65 a	11,14 c	1,96 c	2,26 c
800	16,80 b	0,67 d	12,19 b	14,44 b	2,31 b	2,40 c
0 + verm	16,54 b	1,49 b	14,33 a	10,27 c	2,32 b	2,29 c
50 + verm	18,01 a	1,57 b	13,50 a	10,32 c	2,48 b	1,99 c
100 + verm	17,97 a	1,75 a	13,12 a	8,64 d	2,31 b	2,22 c
200 + verm	15,43 b	1,81 a	14,96 a	10,18 c	2,20 c	4,06 a
400 + verm	15,21 b	1,12 c	11,47 b	8,12 d	1,66 c	3,57 a
800 + verm	18,82 a	0,79 d	8,79 c	11,01 c	1,98 c	3,66 a

As médias entre os tratamentos seguidos pela mesma letra não são estatisticamente diferentes pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade ($p \leq 0,05$). Cada valor indica média \pm erro padrão de 16 repetições.

Tratamentos Cu (mg dm ⁻³)	Bulbos das Plantas (g Kg ⁻¹)						Raízes das Plantas (g Kg ⁻¹)					
	N	P	K	Ca	Mg	S	N	P	K	Ca	Mg	S
0	6,54 a	1,12 a	6,25 b	2,96 b	0,79 a	1,32 d	15,98 b	0,89 b	11,80 b	5,42 b	2,97 a	1,72 d
50	7,51 a	1,00 b	4,79 b	2,55 b	0,75 a	1,51 d	16,21 b	1,07 a	10,97 b	5,76 b	3,18 a	1,91 d
100	7,63 a	0,98 b	6,13 b	2,51 b	0,71 a	1,23 d	16,28 b	0,88 b	11,55 b	5,27 b	2,90 a	1,65 d
200	6,68 a	0,91 b	5,30 b	1,65 c	0,59 a	0,94 d	17,90 a	1,02 a	12,09 b	5,70 b	2,73 a	1,73 d
400	6,79 a	0,91 b	7,65 a	2,60 b	0,73 a	1,37 d	17,21 a	0,85 b	11,23 b	4,83 b	2,08 b	1,74 d
800	6,80 a	0,74 b	7,86 a	3,84 a	0,90 a	2,82 b	17,34 a	0,85 b	7,48 c	7,37 a	1,53 c	2,25 c
0 + verm	6,18 a	1,22 a	6,17 b	2,13 c	0,74 a	1,60 d	16,87 a	0,96 b	15,37 a	6,09 b	3,07 a	1,52 d
50 + verm	6,93 a	1,27 a	6,02 b	1,76 c	0,69 a	1,51 d	18,26 a	1,14 a	16,81 a	6,98 a	3,57 a	1,70 d
100 + verm	5,60 a	1,20 a	7,63 a	2,13 c	0,81 a	1,40 d	16,97 a	1,16 a	13,06 b	5,43 b	3,01 a	1,78 d
200 + verm	6,09 a	1,23 a	6,39 b	2,09 c	0,77 a	1,88 c	15,57 b	1,10 a	11,73 b	5,15 b	3,16 a	2,14 c
400 + verm	7,43 a	1,01 b	5,97 b	1,95 c	0,68 a	2,17 c	13,84 c	1,20 a	11,97 b	5,00 b	3,11 a	2,85 b
800 + verm	6,38 a	0,66 b	7,57 a	2,79 b	0,81 a	3,59 a	15,22 b	1,16 a	10,08 b	7,26 a	1,94 b	3,66 a

.As médias entre os tratamentos seguidos pela mesma letra não são estatisticamente diferentes pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade ($p \leq 0,05$). Cada valor indica média \pm erro padrão de 16 repetições.

Não houve diferenças entre os tratamentos no teor de N nos bulbos (Tabela 4). Para o P, os maiores valores foram registrados nas doses de 0, 0 + vermicomposto, (0, 50, 100, 200 + vermicomposto), com teores variando entre 1,20 e 1,27 g kg⁻¹. Em contrapartida, doses mais elevadas de Cu (≥ 400 mg dm⁻³) provocaram redução dos teores de P. Os teores de K nos tratamentos 400, 800, 100+verm, 800+verm foram maiores e o teor de Ca foi maior em 800+verm.

Não houve diferenças entre os tratamentos nos teores de Mg e o tratamento 800+verm apresentou a maior média para o teor de S nos bulbos (Tabela 4). O menor teor de N nas raízes foi encontrado no tratamento 400+verm, seguido de 200+verm, 400+verm e 0,50 e 100. Os teores de P foram melhores praticamente em todos os tratamentos que receberam cobre e a adição de vermicomposto, com exceção de 0+verm.

Os teores de K e Mg nas raízes foram significativamente menores nas doses de 800 mg dm⁻³ sem adição de vermicomposto. Os tratamentos 800, 50+verm, e 800+verm resultaram em maior teor de Ca. E o teor de S nas raízes o maior teor foi encontrado no tratamento 800+verm (Tabela 4).

4. Discussão

4.1. Modulação Química do Solo pelo Vermicomposto e Biodisponibilidade de Cobre

A aplicação de sulfato de cobre elevou o teor de Cu disponível no solo, sendo que a presença de vermicomposto, que contém 43,2 mg kg⁻¹ de Cu (Tabela 1), resultou em concentrações iniciais de Cu disponível mais elevadas (Fig. 1). Por exemplo, no tratamento 0 mg dm⁻³ + Verm, a concentração de Cu atingiu 86,20 mg dm⁻³ aos 30 dias, valor superior ao tratamento sem Vermicomposto (17,80 mg dm⁻³).

Após o período de cultivo (115 dias), a maioria dos tratamentos (0 a 400 mg dm⁻³) demonstrou redução nas concentrações de Cu disponível. Este declínio é explicado pela absorção do Cu pelas plantas, além de processos como adsorção aos colóides do solo, complexação com a matéria orgânica (MO) e potencial lixiviação (Kumar et al. 2021).

O vermicomposto modificou as propriedades físico-químicas do solo, o que é um dos seus maiores benefícios. A aplicação de Vermicomposto elevou a Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e estabilizou o pH para valores próximos à neutralidade (Tabela 2) (Lazzaretti 2023; Kureljušić et al. 2024). A sua alta carga de MO (que atingiu 22,3 g dm⁻³ aos 30 dias com vermicomposto) é importante, pois o Cu é um metal com alta afinidade por moléculas orgânicas (Pan et al. 2023). A complexação do cobre pela MO modula sua biodisponibilidade e mobilidade no substrato (Lazzaretti 2023; Li et al. 2024), sendo que apenas uma pequena fração (1% a 20%) do Cu total permanece biodisponível (Kumer et al. 2021).

4.2. Padrão de Acúmulo de Cobre e Riscos para a Segurança Alimentar

O padrão de acúmulo de Cu nos tecidos da cebolinha foi decrescente, seguindo a ordem raízes > bulbos > folhas (Figura 2). Este padrão é coerente com a função da raiz como barreira e compartimento de retenção do metal, uma estratégia para restringir o transporte de Cu e evitar a fitotoxicidade nos tecidos aéreos (Kumar et al. 2021; Dai et al. 2024).

A retenção radicular é mediada pela imobilização do metal na parede celular, no apoplasto e nos vacúolos radiculares. Transportadores como COPT (Copper Transporters) e P-type ATPases (HMA) são altamente expressos nas raízes, participando da absorção e compartimentalização do metal (Xu et al. 2024). Além disso, a nicotianamina (NA) (Seregin e Kozhevnikova 2023) e a liberação de exsudatos (ácidos orgânicos) na rizosfera complexam íons de cobre, restringindo sua translocação para as partes aéreas (Wu et al. 2025).

O bulbo (Figura 2B) atuou como o segundo maior compartimento de acúmulo. Como órgão de reserva rico em vacúolos, o bulbo pode acumular Cu associado a ligantes como fitoquelatinas e metalotioneínas, atuando como um filtro adicional que recebe parte do metal translocado via xilema, mas minimiza a mobilização para as folhas e reduz danos aos meristemas (Hossain et al. 2012; Czarnek et al. 2024).

Nas folhas, que são a parte de interesse comercial, o acúmulo máximo de Cu foi de $9,90 \text{ mg kg}^{-1}$ (800 mg dm^{-3}), valor que se situa dentro dos limites normais para plantas ($5 \text{ a } 30 \text{ mg kg}^{-1}$) (Moura, 2024). É importante notar que este valor está abaixo do limite máximo desejável de 36 mg kg^{-1} para culturas alimentares estabelecido pela OMS (Kumar et al. 2021; Nepal et al. 2024). O baixo acúmulo foliar reforça a viabilidade da cebolinha para consumo como condimento, mesmo em solos moderadamente contaminados (Vuković et al. 2023).

4.3. Fitotoxicidade por Cobre

O aumento das doses de Cu no solo, especialmente a concentração de 800 mg dm^{-3} , induziu fitotoxicidade, resultando em redução no crescimento, na biomassa (Fig. 6) e em alterações morfológicas (Fig. 3 e 4).

A toxicidade manifestou-se pela redução do comprimento e diâmetro foliar (Fig. 5A e 5B), o que corrobora a menor biomassa fresca e seca das folhas, bulbos e raízes (Fig. 6). O Cu na parte aérea acarreta danos no aparato fotossintético devido à sua capacidade de induzir estresse oxidativo, o que leva à geração de Espécies Reativas de Oxigênio (EROs) e peroxidação lipídica (Kumar et al. 2021; Ren et al., 2022). O excesso de Cu interfere nos sistemas de transporte de elétrons e pode desnaturar proteínas do complexo fotossintético, resultando em redução da produtividade vegetal (Huang et al. 2022).

A alta dose (800 mg dm^{-3}) diminuiu o comprimento total, a área superficial e o volume total das raízes (Fig. 3A, 3B, 3C). O Cu afeta o crescimento dos meristemas radiculares, inibindo a divisão e o alongamento celular no ápice da raiz (Facco et al. 2023). Raízes de pequeno diâmetro (muito finas e finas) são as mais suscetíveis à inibição (Marques et al. 2019).

Nesse cenário de contaminação extrema (800 mg dm^{-3}), o vermicomposto não foi capaz de mitigar os efeitos fitotóxicos ou de reduzir o acúmulo de Cu nos tecidos vegetais, sugerindo que os mecanismos de detoxificação e exclusão da planta foram saturados.

4.4. O Potencial Dual do Vermicomposto: Atenuação da Toxicidade e Fitoestabilização

Em contraste com a toxicidade extrema, o vermicomposto demonstrou ser eficaz nas doses intermediárias de Cu ($200 \text{ e } 400 \text{ mg dm}^{-3}$), aumentando a tolerância da cebolinha e reduzindo o efeito fitotóxico.

A aplicação de vermicomposto nessas doses resultou na melhoria do crescimento e da biomassa, com recuperação parcial da massa fresca foliar (Fig. 6A) e aumento da massa seca dos bulbos e raízes (Fig. 6C, 6D).

O vermicomposto também foi benéfico na estimulação de uma arquitetura radicular mais robusta nas doses 200 e 400 mg dm⁻³. O comprimento total, a área superficial e o volume das raízes foram superiores nos tratamentos com vermicomposto (Fig. 3, Fig. 4). Uma raiz mais robusta confere maior tolerância ao estresse, otimizando a exploração do solo e aumentando a capacidade de exclusão ou compartimentalização do metal nas raízes (Marques et al. 2019).

O efeito mais notável do vermicomposto foi a maximização do sequestro radicular na dose de 200 mg dm⁻³ + verm, que atingiu o maior teor de Cu nas raízes (236,20 mg Kg⁻¹) (Figura 2C). Este resultado é comparável ao teor total na planta inteira no tratamento de toxicidade extrema (800 mg dm⁻³). Este aumento de acúmulo radicular, juntamente com a atenuação da toxicidade, sugere que o vermicomposto favoreceu a retenção radicular do metal, restringindo a translocação para a parte aérea (Marques et al. 2019). Essa ação é explicada por dois mecanismos principais: a complexação do Cu pela MO do vermicomposto, que limita sua mobilidade para o xilema; e a possível liberação de complexos solúveis de Cu-orgânico pelo Vermicomposto, que podem ter aumentado temporariamente a biodisponibilidade nessa faixa de concentração, otimizando a absorção pelas raízes (Kumar et al. 2021; Abawari 2022).

Dessa forma, a cebolinha, assistida pelo vermicomposto, exibe um potencial dual: atenua a toxicidade em níveis moderados e maximiza o sequestro radicular, posicionando-a como uma espécie promissora para a fitoestabilização sustentável.

4.5. Efeitos Nutricionais nos Tecidos

O excesso de Cu no solo geralmente compromete a absorção de macronutrientes (P, Ca, K, Mg) devido ao dano direto às raízes e à alteração da função dos transportadores (Kumar et al. 2021).

O teor de Fósforo (P) nas folhas e bulbos diminuiu em doses elevadas de Cu, sendo que o estresse por Cu interfere na atividade de influxo de P e na expressão dos transportadores de P nas raízes (Xu et al. 2024; Feil et al. 2020). Contudo, o vermicomposto melhorou os teores de P em doses intermediárias (100+verm e 200+verm nas folhas; Tabela 3). O vermicomposto facilita a solubilização de P por ácidos orgânicos e pela atividade microbiana aprimorada (Ramazanoglu 2024; Blanco-Vargas et al. 2022).

Em relação ao Enxofre (S), os maiores teores foliares foram observados nas doses elevadas de Cu combinadas com vermicomposto (Tabela 3). Em contraste, tratamentos com alto acúmulo de Cu radicular (200+verm e 800) tiveram teores reduzidos de S nas raízes (Tabela 4). Isso indica que o excesso de Cu ativa mecanismos de resposta nas raízes que priorizam a síntese de compostos de defesa baseados em tiolatos e glutatona para detoxificação, consumindo o enxofre livre detectável (Lacerda et al. 2025).

Por fim, a MO do vermicomposto protege a cebolinha ao reduzir o estresse oxidativo (Lazzaretti 2023). A complexação do Cu minimiza a geração de EROs e a peroxidação lipídica (Kumar et al. 2021), e o vermicomposto estimula a atividade de enzimas antioxidantes e os níveis de antioxidantes não enzimáticos (AsA e GSH) (Wu et al. 2025; Zhou et al. 2023). Ao promover um ambiente radicular mais saudável e fornecer

compostos de defesa (Esmailpour et al. 2020; Huang et al. 2022), o vermicomposto protege a cebolinha contra os danos oxidativos induzidos pelo excesso de Cu.

5. Conclusão

Conclui-se que a aplicação de altas doses de cobre no solo (800 mg dm^{-3}) foi fitotóxica para a cebolinha, resultando em redução do crescimento, alterações morfológicas e diminuição da biomassa. O aumento da dose de Cu no solo elevou o teor do metal nos tecidos vegetais, com predomínio nas raízes. A adição de vermicomposto em condição de elevada contaminação por Cu (800 mg dm^{-3}) não promoveu melhoria na tolerância nem reduziu o acúmulo de Cu nos tecidos. Entretanto, na dose intermediária (200 mg dm^{-3}), o vermicomposto favoreceu o crescimento da parte aérea e do sistema radicular, além de estimular alterações morfológicas radiculares associadas a maior tolerância e capacidade de acúmulo de Cu pelas plantas.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES): Código 001 e PROEXT-PG (88881.927467/2023-01; AUXPE 1154/2024), à Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL-MG) e ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS) – Campus Inconfidentes.

Referências

- Abawari, R. A. (2022). Vermicompost application in crop production and urban waste management: A review article. *Discoveries in Agriculture and Food Sciences*, 10(6), 9–28. <https://doi.org/10.14738/dafs.106.13991>
- Abubakar, U. S. (2024). Copper and lead as environmental pollutant and their elemental toxicity – A review. *Science World Journal*, 19(2). <https://doi.org/10.4314/swj.v19i2.8>
- Aguiar, A. T. E., Gonçalves, C., Paterniani, M. E. A. G. Z., Tucci, M. L. S., & Castro, C. E. F. (Eds.). (2014). *Boletim 200: Instruções agrícolas para as principais culturas econômicas* (7th ed.). Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas (IAC).
- Alam, A., Jahan, A. A. A., Bari, M. S., Khandokar, L., Mahmud, M. H., Junaid, M., Chowdhury, M. S., Khan, M. F., Seidel, V., & Haque, M. A. (2023). Allium vegetables: Traditional uses, phytoconstituents, and beneficial effects in inflammation and cancer. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 63(23), 6580–6614. <https://doi.org/10.1080/10408398.2022.2036094>
- Algharib, A. M., El-Gohary, A. E., Hendawy, S. F., & Hussein, M. S. (2021). Response of chive (*Allium schoenoprasum* L.) plant to natural fertilizers. *Journal of Ecological Engineering*, 22(8), 200–208. <https://doi.org/10.12911/22998993/140262>

Alves, A., Ribeiro, R., Azenha, M., Cunha, M., & Teixeira, J. (2023). Effects of exogenously applied copper in tomato plants' oxidative and nitrogen metabolisms under organic farming conditions. *Horticulturae*, 9(3), 323. <https://doi.org/10.3390/horticulturae9030323>

Aransiola, S. A., Josiah, I. U. J., Abioye, O. P., Bala, J. D., Rivadeneira-Mendoza, B. F., Prasad, R., Luque, R., Rodríguez-Díaz, J. M., & Maddela, N. R. (2024). Micro and vermicompost assisted remediation of heavy metal contaminated soils using phytoextractors. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 9, 100755. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100755>

Blanco-Vargas, A., Chacón-Buitrago, M. A., Quintero-Duque, M. C., Poutou-Piñales, R. A., Díaz-Ariza, L. A., Devia-Castillo, C. A., Castillo-Carvajal, L. C., Toledo-Aranda, D., Matos, C. C. C., Olaya-González, W., Ramos-Monroy, O., & Pedroza-Rodríguez, A. M. (2022). Production of pine sawdust biochar supporting phosphate-solubilizing bacteria as an alternative bioinoculant in *Allium cepa* L. culture. *Scientific Reports*, 12, 12815. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-17106-1>

Čepulienė, V., Juškevičienė, D., Viškelis, J., Morkeliūnė, A., & Karklelienė, R. (2024). Biological diversity and nutritional importance of *Allium* perennial vegetable species. *Sustainability*, 16, 7931. <https://doi.org/10.3390/su16187931>

Czarnek, K., Tatarczak-Michalewska, M., Szopa, A., Klimek-Szczykutowicz, M., Jaferník, K., Majerek, D., & Blicharska, E. (2024). Bioaccumulation capacity of onion (*Allium cepa* L.) tested with heavy metals in biofortification. *Molecules*, 29(1), 101. <https://doi.org/10.3390/molecules29010101>

Dai, X.; Jia, C.; Lu, J.; Yu, Z. (2024). Metabolism of phenolic compounds and antioxidant activity in different tissue parts of post-harvest chive (*Allium schoenoprasum* L.). *Antioxidants* 2024, 13, 279. <https://doi.org/10.3390/antiox13030279>

Dinu, M.; Soare, R.; Băbeanu, C.; Botu, M. (2023). Evaluation of productivity components and antioxidant activity of different types of garlic depending on the morphological organs. *Horticulturae*, 9(1039). <https://doi.org/10.3390/horticulturae9091039>

Dume, B., Hanc, A., Svehla, P., Michal, P., Chane, A. D., & Nigussie, A. (2023). Composting and vermicomposting of sewage sludge at various C/N ratios: Technological feasibility and end-product quality. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 263, 115255. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115255>

Hossain, M. A., Piyatida, P., da Silva, J. A. T., & Fujita, M. (2012). Molecular mechanism of heavy metal toxicity and tolerance in plants: Central role of glutathione in detoxification of reactive oxygen species and methylglyoxal and in heavy metal chelation. *Journal of Botany*, 2012, 872875.

<https://doi.org/10.1155/2012/872875>

Huang, Y., Qiu, X., Ge, Y., Yao, Y., Yang, S., Zhang, J., & Zhou, S. (2022). Effects of combined Pb and Cu pollution on the growth and activities of plant antioxidant enzymes and rhizospheric soil enzymes of *Miscanthus floridulus*. *Journal of Environmental Science and Management*, 25(2), 12–19.

<https://doi.org/10.26832/jesam-2022-2502012>

Hussain, J., Wei, X., XueGang, L., Shah, S. R. U., Aslam, M., Ahmed, I., Abdullah, S., Babar, A., Jakhar, A. M., & Azam, T. (2021). Garlic (*Allium sativum*) based interplanting alters the heavy metals absorption and bacterial diversity in neighboring plants. *Scientific Reports*, 11, 5833. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-85269-4>

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. (2025). Mapa de estações. Disponível em:

<https://mapas.inmet.gov.br>. Acesso em: 15 set. 2025.

Khujamshukurov, N. A., Eshkobilov, Sh. A., Aliqulov, S. M., Ro'zmetova, N. K., Kuchkarova, D. X., Siddiqui, S., Khalid, M. A., & Bazarnova, Yu. G. (2022). The influence of biogumus on the quality of cucumber plants and the properties of the nutrient environment. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 11(11), 255–271. <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2022.1111.029>

Kumar, V., Pandita, S., Sidhu, G. P. S., Sharma, A., Khanna, K., Kaur, P., & Setia, R. (2021). Copper bioavailability, uptake, toxicity and tolerance in plants: A comprehensive review. *Chemosphere*, 262, 127810. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127810>

Lacerda, L. C., Swarowsky, A., Menegaes, J. F., Backes, F. A. A. L., & Salazar, R. F. S. (2025). Cultivation of *Tagetes patula* L. in copper-contaminated soils. *Ciência e Natura*, 47, e74452.

<https://doi.org/10.5902/2179460X74452>

Lai, C., Yang, H., Guo, Z., Yi, H., He, T., Chen, M., & He, G. (2025). Nano-selenium modified green eggshell biochar reduces cadmium accumulation in shallots (*Allium schoenoprasum* L.). *Environmental Research*, 277, 121635. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.121635>

Li Y, Wang K, Dötterl S, Xu J, Garland G, Liu X (2024) The critical role of organic matter for cadmium–lead interactions in soil: mechanisms and risks. *J Hazard Mater*. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135123>

Naseem, Z., Naveed, M., Asif, M., Alamri, S., Nawaz, S., Siddiqui, M. H., & Mustafa, A. (2024). Enhancing chromium resistance and bulb quality in onion (*Allium cepa* L.) through copper nanoparticles and possible health risk. *BMC Plant Biology*, 24(1), 777. <https://doi.org/10.1186/s12870-024-05460-3>

Nepal, A., Antonious, G. F., Gyawali, B. R., Webster, T. C., & Bebe, F. (2024). Assessing the bioaccumulation of

heavy metals in cabbage grown under five soil amendments. *Pollutants*, 4(1), 58–71.

<https://doi.org/10.3390/pollutants4010005>

Opriş, O., Lung, I., Gméling, K., Stegarescu, A., Buczkó, N., Culicov, O., & Soran, M. L. (2024). Responses of the *Allium cepa* L. to heavy metals from contaminated soil. *Plants*, 13(20), 2913.

<https://doi.org/10.3390/plants13202913>

Pan, H.W., Shi, L.L., Liu, X., Lei, H.J., Yang, G., Chen, H.R. (2023) Interactions between humic acid and the forms and bioavailability of copper in water. *Water, Air, Soil Pollution.*, 234(5), 312.

<https://doi.org/10.1007/s11270-023-06326-4>

Poornima, S., Dadi, M., Subash, S., Manikandan, S., Karthik, V., Deena, S. R., Balachandar, R., Kumaran, S. K. N., & Subbaiya, R. (2024). Review on advances in toxic pollutants remediation by solid waste composting and vermicomposting. *Scientific African*, 23, e02100. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2024.e02100>

Ramazanoglu, E. (2024). Effects of vermicompost application on plant growth and soil enzyme activity in wheat (*Triticum aestivum* L.) monitored by thermal imaging. *Cogent Food & Agriculture*, 10(1), 2373872.

<https://doi.org/10.1080/23311932.2024.2373872>

Rouhani, A., Hejman, M., & Trögl, J. (2024). A review of soil pollution by potentially toxic elements and remediation strategies in copper mining areas in Iran. *Environmental Science and Pollution Research*.

<https://doi.org/10.1007/s13762-024-05800-8>

Showler, A. T. (2022). Effects of compost on onion quality, yield, and thrips infestation. *Environmental Systems Research*, 11(22). <https://doi.org/10.1186/s40068-022-00268-2>

Seregin, I. V., & Kozhevnikova, A. D. (2023). Nicotianamine: A key player in metal homeostasis and hyperaccumulation in plants. *International Journal of Molecular Sciences*, 24(13), 10822.

<https://doi.org/10.3390/ijms241310822>

Tanveer, A., Sarwar, M., Saleem, M. F., Ali, B., Ahmad, H., Asghar, M. S., Ikram, N. A., & Zafar, M. (2025). Enhancing garlic (*Allium sativum* L.) productivity by maximizing the efficacy of applied nutrients with alligator weed compost. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 56(8),

1207–1220. <https://doi.org/10.1080/00103624.2025.2452170>

Wang, N., Chen, H., & Tian, Y. (2024a). Effects of nickel, lead, and copper stress on the growth and biochemical responses of *Aegilops tauschii* seedlings. *Scientific Reports*, 14, 24832.

<https://doi.org/10.1038/s41598-024-77143-w>

Wang, Y., Deng, C., Cota-Ruiz, K., Peralta-Videa, J. R., Sun, Y., Rawat, S., Tan, W., Reyes, A., Hernandez-Viezcas, J. A., Niu, G., Li, C., & Gardea-Torresdey, J. L. (2020b). Improvement of nutrient elements and allicin content in green onion (*Allium fistulosum*) plants exposed to CuO nanoparticles. *Science of the Total Environment*, 725, 138387. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138387>

Xu, E., Liu, Y., Gu, D., Zhan, X., Li, J., Zhou, K., Zhang, P., & Zou, Y. (2024). Molecular mechanisms of plant responses to copper: From deficiency to excess. *International Journal of Molecular Sciences*, 25, 6993. <https://doi.org/10.3390/ijms25136993>

Yadav, D., Yadav, A., Singh, M., & Khare, P. (2023). Cultivation of aromatic plant for nature-based sustainable solutions for the management of degraded/marginal lands: Techno-economics and carbon dynamic. *Carbon Research*, 2, 27. <https://doi.org/10.1007/s44246-023-00055-3>

Zhou, H., Zhou, K. H., Zhao, G., Wang, P. P., Yang, D. G., Ma, X. F., & Gao, J. S. (2023). Physiological and biochemical properties of cotton seedlings in response to Cu²⁺ stress. *Current Issues in Molecular Biology*, 45, 4050–4062. <https://doi.org/10.3390/cimb45050258>

INFORMAÇÕES SUPLEMENTARES - ANEXO B

A Eficácia do Vermicomposto na Tolerância e acumulação do Cobre em Cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.) depende da dose de aplicação do metal no Solo

Water, Air, & Soil Pollution

Luciano Almeida Lima, Beatriz Bárbara Aparecida Pinto, Lucas Boscov Braos, Thiago Corrêa de Souza*

*Corresponding author: Environmental Biotechnology & Genotoxicity Laboratory (BIOGEN), Nature Sciences Institute (ICN), Federal University of Alfenas (UNIFAL-MG); e-mail: thiago.souza@unifal-mg.edu.br

1. Análise química do solo

Tabela S1. As características químicas iniciais do solo, determinadas antes da aplicação dos tratamentos (zero dias), após a incubação (30 dias) e após a colheita da cebolinha (115 dias)

Tratamentos Cu (mg dm ⁻³)	Tempo (dias)	Al Cmol dm ³ ⁻¹	H + Al	V %	m	P-rem mg L ⁻¹	Ca/Mg	Mg/K
0	0	0,30	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
0	30	0,00	1,21	77,25	0,00	11,40	5,20	1,64
0	115	0,00	0,89	75,99	0,00	16,30	7,51	1,88
50	0	0,30	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
50	30	0,00	1,30	73,31	0,00	11,21	5,59	1,29
50	115	0,00	1,51	67,16	0,00	20,60	12,04	1,33
100	0	0,30	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
100	30	0,00	1,19	79,59	0,00	11,62	5,54	1,97
100	115	0,00	1,30	68,42	0,00	16,00	10,09	1,93
200	0	0,30	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
200	30	0,00	1,27	74,00	0,00	9,86	5,78	1,48
200	115	0,00	1,45	76,21	0,00	19,50	13,51	2,46
400	0	0,30	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
400	30	0,00	1,45	77,53	0,00	10,93	5,64	1,69
400	115	0,30	0,92	64,99	14,95	19,90	10,39	1,05
800	0	0,30	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
800	30	0,00	1,71	67,77	0,00	14,28	5,56	1,62
800	115	0,20	7,08	29,23	6,40	23,10	9,66	1,60
0 + verm	0	0,30	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36

0 + verm	30	0,00	1,13	82,25	0,00	13,46	5,68	1,35
0 + verm	115	0,00	4,07	45,04	0,00	21,60	7,30	2,16
50 + verm	0	0,30	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
50 + verm	30	0,00	1,19	83,04	0,00	13,05	5,18	1,84
50 + verm	115	0,30	7,08	24,17	11,73	21,90	8,44	1,64
100 + verm	0	0,30	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
100 + verm	30	0,00	1,12	84,44	0,00	11,30	5,14	1,95
100 + verm	115	0,30	5,25	38,30	8,26	20,00	8,16	2,06
200 + verm	0	0,30	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
200 + verm	30	0,00	1,16	83,22	0,00	11,70	4,66	1,97
200 + verm	115	0,40	5,31	37,30	11,24	20,30	7,79	2,89
400 + verm	0	0,30	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
400 + verm	30	0,00	1,24	83,99	0,00	9,14	4,16	2,64
400 + verm	115	0,30	5,25	34,96	9,61	20,80	9,42	2,13
800 + verm	0	0,30	3,26	52,75	7,62	11,71	5,78	1,36
800 + verm	30	0,00	1,62	75,68	0,00	12,73	5,49	1,61
800 + verm	115	0,50	5,08	38,00	13,84	18,90	6,22	1,64

* (0, 50, 100, 200, 400 e 800) sem adição de vermicomposto, e (0, 50 + verm, 100 + verm, 200 + verm, 400 + verm, 800 + verm) com adição de vermicomposto. Al = Alumínio trocável; H + Al = Acidez potencial; V = Saturação por bases; m = Saturação por alumínio; P-rem = Fósforo remanescente; Ca/Mg = Relação cálcio/magnésio; Mg/K = Relação magnésio/potássio. Unidades: Cmolc dm⁻³ = centimol de carga por decímetro cúbico; % = percentual; mg L⁻¹ = miligrama por litro

2. Análise por regressão

As fórmulas matemáticas dos modelos utilizados estão descritas a seguir:

Modelo linear:

$$Y = ax + b,$$

, onde:

a: coeficiente angular;

x: dose de Cu (mg dm⁻³);

b: intersecção com o eixo vertical.

Modelo exponencial com restrição de crescimento:

$$Y = Y_0 + A (1 - e^{-kx})$$

, onde:

Y₀: menor valor

A: amplitude

k: constante de crescimento intrínseca

x: dose de Cu (mg dm⁻³).

Modelo Gaussiano:

$$Y = Y_0 + Ae^{\left(\frac{(x-x_0)^2}{2w^2}\right)}$$

, onde:

Y₀: baseline;

A: amplitude;

x: dose de Cu (mg dm⁻³);

x₀: pico;

w: largura do “sino”.

Tabela S2. Análise de regressão das variáveis dependentes avaliadas em função das doses de Cu na presença de vermicomposto, os parâmetros do modelo Gaussiano, a probabilidade de significância e o coeficiente de determinação.

Variável	Y0	A	w	Xc	p	R ²
Cu Content in Leaves	4,505	6,40	97,8	882,2	p < 0,01	0,988
Cu Content in Bulbs	4,213	1395,7	625,8	2501,3	p < 0,01	0,998
Cu Content in Roots	0,0	197,8	324,6	384,5	p = 0,119	0,495
Cu Content in Total Plant	109,87	180,5	88,7	263,6	p < 0,05	0,754
Soil available Cu 30 days	38,96	143,3	357,9	610,6	p < 0,01	0,922
Soil available Cu 115 days	0,0	210,0	669,6	360,7	p < 0,01	0,982
Fresh Leaf Mass	0,0	6,902	251,8	293,4	p < 0,01	0,847
Leaf Dry Mass	0,03288	0,649	184,0	352,3	p = 0,07	0,591
Bulb Dry Mass	0,00467	0,765	162,5	343,7	p < 0,05	0,704
Root Dry Mass	0,01045	0,836	164,3	238,7	p < 0,05	0,798
Leaf Length	2,423	19,872	134,1	467,1	p < 0,01	0,928
Leaf Diameter	0,623	2,154	125,5	392,1	p < 0,01	0,868
Number of Leaves	4,715	17,072	141,8	503,0	p = 0,06	0,637
Number of Bulbs	4,176	4,881	130,3	441,3	p = 0,06	0,640

^a Variáveis avaliadas:

^b Y₀: baseline; A: amplitude; x: dose de Cu (mg dm⁻³); Xc: valor de x correspondente ao pico; p: probabilidade de significância; R²: coeficiente de determinação.

Tabela S3. Análise de regressão das variáveis dependentes avaliadas em função das doses de Cu na ausência de vermicomposto, os parâmetros do modelo Gaussiano, a probabilidade de significância e o coeficiente de determinação.

Variável ^a	Y ₀ ^b	A	w	Xc	p	R ²
Leaf Dry Mass (g)	0,04288	0,6881	242,6	0,0	p < 0,01	1,000
Root Dry Mass (g)	0,04916	0,6215	245,9	0,0	p < 0,01	1,000
Leaf Length (cm)	0,0	22,32	442,3	126,8	p < 0,01	0,999
Leaf Diameter (mm)	0,0	2,3445	475,8	108,6	p < 0,01	1,000
Number of Leaves	8,3585	12,8095	202,7	0,0	p < 0,01	0,996
Number of Bulbs	6,4903	4,5224	80,6	0,0	p < 0,01	0,946

^a Variáveis avaliadas:

^b Y₀: baseline; A: amplitude; x: dose de Cu (mg dm⁻³); Xc: valor de x correspondente ao pico; p: probabilidade de significância; R²: coeficiente de determinação.

Tabela S4 Análise de regressão das variáveis dependentes avaliadas em função das doses de Cu na ausência de vermicomposto, os parâmetros do modelo linear, a probabilidade de significância e o coeficiente de determinação.

Variável	a	b	p	R ²
Cu Content in Leaves	0,0064	4,665	p < 0,01	0,976
Cu contente in bulbs	0,0823	0,00	p < 0,01	0,940
Fresh leaf mass	-0,00756	6,195	p < 0,01	0,988
Bulb Dry Mass	-0,00085	0,7065	p < 0,01	1,000

^a Variáveis avaliadas:

^b a: coeficiente angular; b: intersecção com o eixo vertical, y(x=0); p: probabilidade de significância; R²: coeficiente de determinação.

Tabela S5 Análise de regressão das variáveis dependentes avaliadas em função das doses de Cu na ausência de vermicomposto, os parâmetros do modelo Exponencial com limite de crescimento, a probabilidade de significância e o coeficiente de determinação.

Variável	Y ₀	A	k	p	R ²
Cu content in Roots	57,82	110,41	0,00879	p < 0,01	0,978
Total Cu content plant	90,69	780,95	0,000336	p < 0,01	0,983
Soil available Cu 30 days	12,88	156,96	0,00484	p < 0,01	0,994
Soil available Cu 115 days	1,80	227,5	0,00219	p < 0,01	0,989

^a Variáveis avaliadas:

^b Y₀: baseline; A: amplitude; k: coeficiente de crescimento intrínseco; p: probabilidade de significância; R²: coeficiente de determinação.