

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUALIDADE AMBIENTAL  
ÁREA PROCESSOS AMBIENTAIS

ÉRICA CRISTINA DE OLIVEIRA REIS

**POTENCIAL FITORREMEIADOR DA ESPÉCIE *Tecoma stans* EM SOLO  
CONTAMINADO COM COBRE, CROMO, MANGANÊS e ZINCO**

UBERLÂNDIA/MG

2023

ÉRICA CRISTINA DE OLIVEIRA REIS

**POTENCIAL FITORREMEIADOR DA ESPÉCIE *Tecoma stans* EM SOLO  
CONTAMINADO COM COBRE, CROMO, MANGANÊS e ZINCO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente e Qualidade Ambiental – Mestrado, área de concentração em Meio Ambiente e Qualidade Ambiental, para a obtenção do título de “Mestre”.

Orientador

Prof. Dr. Lucas Carvalho Basílio de Azevedo

UBERLÂNDIA/MG

2023

Ficha Catalográfica Online do Sistema de Bibliotecas da UFU com dados  
informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

R375 Reis, Erica Cristina de Oliveira, 1994-  
2023 Potencial fitorremediador da espécie *Tecoma stans* em  
solo contaminado com cobre, cromo, manganês e zinco  
[recurso eletrônico] / Erica Cristina de Oliveira Reis.  
- 2023.

Orientador: Lucas Carvalho Basílio de Azevedo.  
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de  
Uberlândia, Pós-graduação em Qualidade Ambiental.  
Modo de acesso: Internet.  
Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.di.2023.576>  
Inclui bibliografia.  
Inclui ilustrações.

1. Desenvolvimento sustentável. I. Azevedo, Lucas  
Carvalho Basílio de, 1980-, (Orient.). II. Universidade  
Federal de Uberlândia. Pós-graduação em Qualidade  
Ambiental. III. Título.

CDU: 502.33

Bibliotecários responsáveis pela estrutura de acordo com o AACR2: Gizele

Cristine Nunes do Couto - CRB6/2091

Nelson Marcos Ferreira - CRB6/3074



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA**  
Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Qualidade  
Ambiental

BR 050, Km 78, Bloco 1CCG, Sala 206 - Bairro Glória, Uberlândia-MG, CEP 38400-902  
Telefone: (34) 2512-6717 - www.ppgmq.iciag.ufu.br - ppgmq@iciag.ufu.br



### ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Qualidade Ambiental (PPGMQ)		
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, 13/2023, PPGMQ		
Data:	30 de outubro de 2023	Hora início: de 9:00	Hora encerramento: de 11:50
Matrícula da Discente:	12112MQA006		
Nome da Discente:	ERICA CRISTINA DE OLIVEIRA REIS		
Título do Trabalho:	POTENCIAL FITORREMEIADOR DA ESPÉCIE <i>Tecoma stans</i> EM SOLO CONTAMINADO COM COBRE, CROMO, MANGANÊS e ZINCO		
Área de concentração:	Meio Ambiente e Qualidade Ambiental		
Linha de pesquisa:	Processos Ambientais		
Projeto de Pesquisa de vinculação:	COMUNIDADE MICROBIANA DO SOLO SUBMETIDO À CONTAMINAÇÃO QUÍMICA		

Reuniu-se por meio de web conferência, a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental (PPGMQ), assim composta: Prof. Dr. Lucas Carvalho Basílio de Azevedo (Orientador); Prof.ª Dr.ª Suelli Moura Bertolino (UFU); Prof.ª Dr.ª Giselle Gomes Monteiro Fracetto (UFRPE).

Iniciando os trabalhos o presidente da mesa Prof. Dr. Lucas Carvalho Basílio de Azevedo apresentou a Comissão Examinadora e a candidata, agradeceu a presença do público, e concedeu à Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação da Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o senhor presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, às examinadoras, que passaram a arguir a candidata. Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando a candidata:

Aprovada.

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação

interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Lucas Carvalho Basilio de Azevedo, Professor(a) do Magistério Superior**, em 30/10/2023, às 13:01, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Giselle Gomes Monteiro Fracetto, Usuário Externo**, em 30/10/2023, às 16:03, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Suell Moura Bertolino, Professor(a) do Magistério Superior**, em 31/10/2023, às 09:30, 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://www.sei.ufu.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **4930987** e o código CRC **12FFBE1A**.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, sou grata à Deus e a Nossa Senhora por tantas bênçãos recebidas, pela dádiva da vida, por guiarem e iluminarem meus passos. Obrigada por fortalecerem minha fé, me manterem de pé, com a força necessária para enfrentar todos os obstáculos ao longo desses anos. Obrigada por terem me abençoados com além do mereço.

À minha família: meus pais, Écio e Elicimar, obrigada pelo amor e apoio incondicional em tudo, obrigada por nunca medirem esforços para me ver seus filhos bem. Aos meus irmãos, Eduardo e Elvis, obrigada por sempre me desejarem o melhor, pelos esforços que fazem para me ajudar. Às minhas cunhadas, Kelly e Daniela, obrigada por sempre estarem comigo, pela amizade, pela confiança e por sempre poder contar com vocês.

Aos meus amigos, sou muito grata a todos: Angélica, por sempre me motivar a continuar e nunca desistir desse sonho. Andressa e o Calil, por sempre me receberem de braços abertos, em todas as vezes que precisei em Uberlândia. Ana Paula, Maria Eduarda, Nádia e Tatiane, obrigada por estarem do meu lado em vários momentos, por entenderem minha ausência e por sempre torcerem por mim. Sou imensamente grata a Deus por ter vocês em minha vida, por partilharmos dos meus princípios e valores. Vocês são especiais para mim.

Ao professor e meu orientador Dr. Lucas Carvalho Basílio de Azevedo, por ser esse excelente profissional, por todo aprendizado que me foi passando ao longo desses anos, pelo apoio e incentivo relativos aos meus estudos.

Aos técnicos de laboratório, Luciana Alves (LAMIC), Jéssica Mieko, Igor Forigo (LABAS) e João George (LAFER), vocês foram verdadeiros anjos, que cruzaram meu caminho durante esse processo, que não mediram esforços para auxiliar no que fosse necessário para a realização das análises, além de excelentes profissionais vocês são seres humanos incríveis.

Agradeço às professoras membros da banca de defesa, professora Dra. Sueli Bertolino, professora Dra. Giselle Fracetto, por ter aceitado o convite de participar da defesa, pelos seus conselhos, sugestões e interesse em contribuir para que esse estudo.

Por fim, agradeço a Universidade Federal de Uberlândia (UFU), a Pró-reitora de Pesquisa e Pós-Graduação (PROPP-UFU), ao Instituto de Ciências Agrárias (ICIAG) e ao Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental – UFU pelo incentivo a pesquisa e ao desenvolvimento sustentável e ambiental. Estendo os agradecimentos a todos os professores do programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental, que pude conhecer e aprender ao longo desse caminho acadêmico, obrigada por todos os ensinamentos compartilhados.

*Cumpra o pequeno dever de cada momento; faz o que deves e estás no que fazes. (Caminho, 815 – São José Maria de Escrivá)*

## LISTA DE FIGURAS

<b>FIGURA 1:</b> Mudanças de <i>Tecoma stans</i> tratamentos controle, T2 e T3.....	16
<b>FIGURA 2:</b> Mudanças de <i>Tecoma stans</i> tratamentos T4 e T5.....	16
<b>FIGURA 3:</b> Concentração de Cu ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) em solo argiloso, previamente submetido à contaminação, utilizado como substrato no cultivo das mudas de <i>Tecoma stans</i> , no período de 120 dias. ....	19
<b>FIGURA 4:</b> Concentração de Cu ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nos tecidos vegetais após 120 dias de plantio das mudas de <i>Tecoma stans</i> cultivadas em solo previamente contaminados. ....	20
<b>FIGURA 5:</b> Concentração de Cr ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) em solo argiloso, previamente submetido à contaminação, utilizado como substrato no cultivo das mudas de <i>Tecoma stans</i> , no período de 120 dias. ....	21
<b>FIGURA 6:</b> Concentração de Cr ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nos tecidos vegetais após 120 dias de plantio das mudas de <i>Tecoma stans</i> cultivadas em solo previamente contaminados. ....	22
<b>FIGURA 7:</b> Concentração de Mn ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) em solo argiloso, previamente submetido à contaminação, utilizado como substrato no cultivo das mudas de <i>Tecoma stans</i> , no período de 120 dias. ....	23
<b>FIGURA 8:</b> Concentração de Mn ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nos tecidos vegetais após 120 dias de plantio das mudas de <i>Tecoma stans</i> cultivadas em solo previamente contaminados. ....	23
<b>FIGURA 9:</b> Concentração de Zn ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) em solo argiloso, previamente submetido à contaminação, utilizado como substrato no cultivo das mudas de <i>Tecoma stans</i> , no período de 120 dias. ....	24
<b>FIGURA 10:</b> Concentração de Zn ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nos tecidos vegetais após 120 dias de plantio das mudas de <i>Tecoma stans</i> cultivadas em solo previamente contaminados. ....	25
<b>FIGURA 11:</b> Concentrações de metais ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) encontrados no lixiviado dos tratamentos submetidas às doses de contaminação do solo com Cu, Cr, Mn e Zn.....	26



## LISTA DE TABELAS

<b>TABELA 1:</b> Características químicas do solo argiloso utilizado como substrato de plantio das mudas de <i>Tecoma stans</i> submetidas às doses de contaminação de Cu, Cr, Mn e Zn. ....	10
<b>TABELA 2:</b> Dosagem dos metais contaminantes previamente utilizados nas colunas contendo 1,1 dm <sup>-3</sup> de solo, que foi utilizado como substrato no plantio das mudas de <i>Tecoma stans</i> ....	11
<b>TABELA 3:</b> Crescimento vegetal das mudas de <i>Tecoma stans</i> em solo previamente submetido às doses de contaminação de Cu, Cr, Mn e Zn. ....	17
<b>TABELA 4:</b> Fator de Bioconcentração (FBC) e Fator de Translocação (FT) das mudas de <i>Tecoma stans</i> cultivadas em solo contaminado com Cu, Cr, Mn e Zn. ....	27

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b> .....	i
<b>ABSTRACT</b> .....	ii
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	3
2.1 Contaminação do solo por metais .....	3
2.1.1 Cromo (Cr) .....	4
2.1.2 Cobre (Cu) .....	5
2.1.3 Manganês (Mn) .....	5
2.1.4 Zinco (Zn) .....	6
2.3 Fitorremediação .....	6
2.4 <i>Tecoma stans</i> .....	8
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	9
3.1 Instalação do experimento .....	9
3.2 Determinação dos parâmetros morfológicos das mudas .....	12
3.3 Concentrações de Cu, Mn e Zn no solo .....	12
3.4 Concentrações de Cu, Mn e Zn tecidos vegetais .....	12
3.6 Concentrações de Cu, Mn e Zn no lixiviado .....	13
3.7 Fator de bioconcentração (FBC) e Fator de Translocação (FT) .....	14
3.8 Análise estatística .....	14
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	16
<b>5. CONCLUSÃO</b> .....	29
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	30

## RESUMO

REIS, Erica Cristina de Oliveira, **Potencial fitorremediador da espécie *Tecoma stans* em solo contaminado com cobre, cromo, manganês e zinco**. 2023. 39f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Qualidade Ambiental) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia/MG, 2023. DOI <http://doi.org/10.14393/ufu.di.2023.576>

A fitorremediação é uma técnica que consiste na recuperação de solos contaminados com metais, utilizando plantas para extrair ou reduzir a toxicidade de poluentes do ambiente. Sendo assim, avaliou-se o potencial fitorremediador das mudas da espécie *Tecoma stans* em solo contaminado simultaneamente com diferentes doses de Cu (0, 100, 200, 300 e 400 mg dm<sup>-3</sup>), Cr (0, 75, 150, 225 e 300 mg dm<sup>-3</sup>), Mn (0, 150, 300, 450 e 600 mg dm<sup>-3</sup>) e Zn (0, 225, 450, 675 e 900 mg dm<sup>-3</sup>). Para isso, o experimento foi realizado na cidade de Patrocínio/MG, adotando o delineamento inteiramente casualizado, com cinco tratamentos e seis repetições cada, com crescimento das mudas por 120 dias. O Mehlich-1 foi utilizado para extração dos metais do solo e a extração pelo método nitro-perclórico para os tecidos vegetais. Com o aumento das doses dos metais, as mudas diminuíram o seu crescimento vegetal, sendo que as duas maiores doses resultaram na morte de todas as mudas desses tratamentos. As concentrações dos metais na parte aérea variaram de 0,03 a 0,05 mg/kg<sup>-1</sup> para Cr; 0,2 a 2,0 mg/kg<sup>-1</sup> para Cu; de 0,9 a 335,4 mg/kg<sup>-1</sup> para Mn e 0,7 a 130,9 mg/kg<sup>-1</sup> para Zn. Nas raízes, as concentrações variaram de 0,04 a 0,09 mg/kg<sup>-1</sup> para Cr; 3,6 a 16,1 mg/kg<sup>-1</sup> para Cu, 10,6 a 208,6 mg/kg<sup>-1</sup> para Mn e 9,0 a 105,4 mg/kg<sup>-1</sup> de Zn. O fator de translocação foi superior a 1 nas doses de 150 mg dm<sup>-3</sup> para Mn e 225 e 450 mg dm<sup>-3</sup> para Zn, indicando potencial fitoextrator por translocar esses metais da raiz para a parte aérea. O fator de bioconcentração em todas as doses de Cr foi superior a 1, indicando que houve acúmulo de Cr na parte aérea das mudas. Portanto, as mudas apresentaram potencial para serem utilizadas como espécies fitorremediadora de Mn até a contaminação de 150 mg dm<sup>-3</sup> e de Zn até a contaminação de 450 mg dm<sup>-3</sup> de contaminação. Para se estimar o potencial de remediação por área ou volume de solo contaminado são necessários estudos com mais tempo de crescimento vegetal para permitir acúmulo de biomassa e, portanto, de metal acumulado.

**PALAVRAS-CHAVE:** Ipê-mirim. Fitoextração. Biorremediação. Metais pesados. Contaminação do solo.

## ABSTRACT

REIS, ÉRICA CRISTINA DE OLIVEIRA. **Phytoremediation potential of the *Tecoma stans* species in soil contaminated with copper, chromium, manganese and zinc.** 2023. 39p. Dissertation (Master in Environment and Environmental Quality) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia – MG, 2023. DOI <http://doi.org/10.14393/ufu.di.2023.576>

Phytoremediation is a technique that consists of recovering soil contaminated with metals, using plants to extract or reduce the toxicity of pollutants from the environment. Therefore, the phytoremediation potential of seedlings of the *Tecoma stans* species was evaluated in soil contaminated simultaneously with different doses of Cu (0, 100, 200, 300 and 400 mg dm<sup>-3</sup>), Cr (0, 75, 150, 225 and 300 mg dm<sup>-3</sup>), Mn (0, 150, 300, 450 and 600 mg dm<sup>-3</sup>) and Zn (0, 225, 450, 675 and 900 mg dm<sup>-3</sup>). For this, the experiment was carried out in the city of Patrocínio/MG, adopting a completely randomized design, with five treatments and six replications each, with seedlings growing for 120 days. Mehlich-1 was used to extract metals from the soil and extraction using the nitro-perchloric method for plant tissues. With the increase in metal doses, the seedlings reduced their plant growth, and the two highest doses resulted in the death of all seedlings in these treatments. Metal concentrations in the shoots ranged from 0,03 to 0,05 mg/kg<sup>-1</sup> for Cr; 0,2 to 2,0 mg/kg<sup>-1</sup> for Cu; from 0,9 to 335,4 mg/kg<sup>-1</sup> for Mn and 0,7 to 130,9 mg/kg<sup>-1</sup> for Zn. In roots, concentrations ranged from 0,04 to 0,09 mg/kg<sup>-1</sup> for Cr; 3,6 to 16,1 mg/kg<sup>-1</sup> for Cu, 10,6 to 208,6 mg/kg<sup>-1</sup> for Mn and 9,0 to 105,4 mg/kg<sup>-1</sup> for Zn. The translocation factor was greater than 1 at doses of 150 mg dm<sup>-3</sup> for Mn and 225 and 450 mg dm<sup>-3</sup> for Zn, indicating phytoextractive potential for translocating these metals from the root to the shoot. The bioconcentration factor in all doses of Cr was greater than 1, indicating that there was accumulation of Cr in the aerial part of the seedlings. Therefore, the seedlings had the potential to be used as phytoremediation species for Mn up to a contamination of 150 mg dm<sup>-3</sup> and for Zn up to a concentration of 450 mg dm<sup>-3</sup> contamination. To estimate the remediation potential per area or volume of contaminated soil, studies with longer plant growth time are necessary to allow for the accumulation of biomass and, therefore, accumulated metal.

**KEYWORDS:** Ipê-mirim. Phytoextraction. Bioremediation. Heavy metals. Ground contamination.

## 1. INTRODUÇÃO

Os problemas ambientais têm se tornado cada vez mais críticos e frequentes com o significativo aumento populacional. Com isso, as atividades humanas, como a industrialização, mineração e fundição, demandam cada vez mais a utilização dos recursos naturais, o que contribui para degradações ambientais, como a contaminação do solo, de cursos d'água e lençol freático por diversos resíduos, dentre eles os metais pesados (FREIRE *et al.*, 2000; SILVA *et al.*, 2014; PARAMASIVAM *et al.*, 2015).

A contaminação dos solos por metais pesados é um grave problema ambiental, pois em altos níveis de concentração, podem causar efeitos nocivos à algumas espécies, o que pode levar a uma desestruturação da vegetação natural, limitando o desenvolvimento de novas espécies vegetais, além de serem bioacumulativos na cadeia trófica (MSHELIA, 2019; MONDAL *et al.*, 2020).

Quando algum desses metais em concentrações toleradas são considerados nutrientes essenciais ao desenvolvimento das plantas. Porém, em concentrações altas resultam em fitotoxicidade, causam redução do crescimento e desenvolvimento, podem induzir alterações bioquímicas e moleculares, causando subsequentemente estresse oxidativo (HOSSAIN *et al.*, 2012; SIDDIQUI *et al.*, 2012).

Devido às sérias consequências provenientes da contaminação dos solos por esses metais, pesquisadores têm buscado técnicas que visam a remoção desses compostos do ambiente e a reabilitação dos solos, fundamentadas em processos naturais, e uma das técnicas que vem ganhando aceitação é a fitorremediação (PAIVA *et al.*, 2004).

A fitorremediação é uma tecnologia que consiste na descontaminação de solos utilizando plantas para extrair ou reduzir a toxicidade de contaminantes orgânicos e inorgânicos presentes no solo, na água e em sedimentos (NISSIM *et al.* 2018; YU *et al.* 2015).

Nesse sentido, o êxito da técnica depende da biodisponibilidade dos contaminantes e da seleção de plantas com características desejáveis, como a alta produção de biomassa, rápido crescimento, adaptação às condições climáticas, fácil estabelecimento no ambiente, raízes profundas, capacidade de crescer em solos pobres em nutrientes e tolerar concentrações relevantes de contaminantes e múltiplos contaminantes (CAIRES *et al.*, 2011; LUO *et al.*, 2017; GERHARDT *et al.*, 2017).

Porém, ainda é restrita a relação de espécies vegetais que sejam reconhecidamente efetivas para esse propósito. Diante disso, surge a necessidade de estudos que envolvam a identificação de espécies vegetais que tolerem altos níveis de metais e se desenvolvam em locais

contaminados, e conseqüentemente, possuem o potencial para serem utilizadas nessa técnica, sendo necessária a busca por informações para subsidiar futuros projetos de recuperação de áreas degradadas.

A espécie *Tecoma stans* (L.) Kunth (Bignoniaceae), também conhecida como ipê-mirim ou anão de jardim, é um arbusto nativo do México (IRIGOTEN-RASCON *et al.*, 2015), usada no Brasil como planta ornamental devido seus cachos de flores amarelos, e ocorre como cultivada ou subespontânea por quase todo o território, o que lhe confere uma vasta amplitude ecológica (KRANZ; PASSINI, 1997; WHITE, 2003). Apesar da sua ampla distribuição, não há estudos com relação à espécie quanto ao seu potencial fitorremediador em solos contaminados com metais pesados.

Em 2017, Dutra *et al.* avaliaram a tolerância das mudas de *T. stans* em solo contaminado com herbicida diuron + hexazinone por meio do uso do produto comercial Velpar K WG® em diferentes cinco níveis de contaminação, concluindo que a espécie não teve sucesso como planta fitorremediadora em solos contaminados com tal herbicida, pois a espécie mostrou-se sensível a presença do produto no solo, onde a dose mínima avaliada (1,25 kg/ha<sup>-1</sup>) foi capaz de promover a intoxicação e grande comprometimento de seu crescimento.

As espécies arbóreas e arbustivas, principalmente as arbóreas, podem ser capazes de imobilizar maiores quantidades de metais em seus tecidos em relação às espécies herbáceas (MARQUES *et al.*, 2000). Nesse sentido, é possível que o ipê-mirim, uma espécie arbustiva, adaptadas às condições climáticas do Brasil, possa ser usada como fitorremediadora via fitoextração, rizofiltração ou fitoestabilização, por tolerar esses metais.

Dessa forma, o objetivo desse estudo foi avaliar o potencial fitorremediador por meio do crescimento e a concentração de metais na parte aérea e raízes de *Tecoma stans* sob doses crescentes de cobre, cromo, manganês e zinco.

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Contaminação do solo por metais

Os metais são um grupo de elementos químicos, geralmente sólidos quando encontrados no seu estado puro, com exceção do mercúrio que se apresenta no estado líquido. Os metais apresentam ligações químicas fortes entre seus átomos e possuem como características bem definidas o aspecto brilhoso, maleabilidade, boa condutividade elétrica e térmica (BACCAN, 2001).

O termo “metal pesado” é utilizado para os elementos metálicos que possuem densidade superior que  $5,0 \text{ g/cm}^3$ , e são capazes de formar sulfuretos. Os metais pesados representam riscos significativos para o ecossistema devido à sua persistência no meio ambiente, bioacumulação e são capazes de desencadear reações químicas não metabolizáveis nos organismos, causando doenças agudas e crônicas, fazendo com que os efeitos tóxicos permaneçam ao longo da cadeia trófica (DENG *et al.*, 2019; MONDAL *et al.*, 2020).

Dentre a classificação de metais pesados estão o Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni), Prata (Ag), e Zinco (Zn). Alguns destes metais pesados são essenciais para as plantas, auxiliando no seu crescimento e desenvolvimento, são os chamados micronutrientes: o Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Molibdênio (Mo), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) (BAIRD, 2002). Já os metais não essenciais são aqueles em que não são necessários às plantas, por isso não tóxicos, como o As, Cd, Pb e Hg (SILVA, 2006).

Os metais pesados ocorrem naturalmente no ambiente, originados nos solos através de processos geológicos, como o intemperismo das rochas, por exemplo. (SOUZA *et al.*, 2018). No entanto, devido às atividades antrópicas da mineração e das agroindustriais, a concentração desses metais no ambiente se elevam, gerando um risco ao ambiente devido a contaminação do solo e os efeitos potencialmente tóxicos dos metais (SAYYED; SAYADI, 2011; DE *et al.*, 2018).

Contaminação, pode ser definida como:

“Presença de substância (s) química (s) no ar, água ou solo, decorrentes de atividades antrópicas, em concentrações tais que restrinjam a utilização desse recurso ambiental para os usos atual ou pretendido, definidas com base em avaliação de risco à saúde humana, assim como aos bens a proteger, em cenário de exposição padronizado ou específico (BRASIL, 2009) ”.

A contaminação do solo por metais pesados é gerada pelas atividades antrópicas, como as emissões da indústria química, da mineração, siderurgia, metalurgia, construção e indústria eletrônica, através da queima de combustíveis e tráfego de automóveis, resíduos de incineração, uso de fertilizantes e agroquímicos. Estas atividades resultam em risco ambiental de degradação e perda das funções do solo, além de serem nocivos à saúde humana, podem ser transferidos e bioacumulados no organismo humano, devido seus efeitos não-biodegradáveis (ZHAO, *et al.*, 2008).

Esses metais pesados em alta concentração nos solos trazem como consequências, diretas ou indiretas, altos níveis de acidez, indisponibilidade de cultivo, redução da biodiversidade do solo, alteração no ciclo da água, alteração do microclima regional, podendo ocasionar inundação e erosão (SANTANA; BARRONCAS, 2007; PRATAS *et al.*, 2014; ZHANG *et al.*, 2017).

### **2.1.1 Cromo (Cr)**

O cromo é um metal que pertence ao grupo de transição VI-A da tabela periódica moderna, que ocorre naturalmente e que pode formar uma grande variedade de compostos altamente tóxicos. O estado natural do cromo no ambiente é o cromo trivalente ( $\text{Cr}^{3+}$ ), considerado benigno e necessário em pequenas concentrações para nutrição humana, e é considerado um elemento estável no solo (CETESB, 2012).

Entretanto, a presença de cromo hexavalente ( $\text{Cr}^{6+}$ ) é um agente carcinogênico, por inalação ou ingestão, e tende a ser móvel no meio ambiente comprometendo a qualidade do solo e de corpos d'água (SINHA *et al.*, 2018).

Nas plantas, pode resultar em danos como clorose, redução de crescimento foliar e radicular e morte. De um modo geral, o cromo absorvido pelas plantas é acumulado nas raízes, formando barreiras que diminuem a sua translocação para a parte aérea das plantas (CASTILHOS *et al.*, 2001B).

As principais causas do acúmulo de Cr na natureza estão associadas às atividades antrópicas, incluindo a mineração, os processos de acabamento de metais e ligas, curtimento de couro, uso de águas de resfriamento anticorrosivo nas indústrias e os tratamentos para preservação de madeira (CASTILHOS *et al.*, 2001A; HAUSLADEN *et al.*, 2018).



### **2.1.2 Cobre (Cu)**

O cobre pertence ao grupo dos metais de transição 1B e é um micronutriente essencial às plantas, que pode participar de diversos processos fisiológicos. Em concentração ideal, o Cu atua na formação de membranas, cloroplastos, clorofila, na proteção da planta frente ao estresse oxidativo, fotossíntese, respiração, produção de hormônios e fixação de nitrogênio (YRUELA, 2005).

O excesso de Cu provoca diversos sintomas de toxidez como clorose, necrose, baixa produção de biomassa, além de alterar o transporte de elétrons da fotossíntese e fotoinibição. Estes sintomas provocam alterações na respiração, na atividade enzimática e fotossintética das plantas. Além disso, pode danificar a estrutura das raízes, prejudicando a absorção de água e nutrientes minerais do solo e, assim, diminuir o crescimento das plantas (CAMBROLLÉ *et al.*, 2015).

O Cu é um dos principais metais explorados no mundo, que dificilmente é encontrado puro na natureza, ocorrendo em associações com outros elementos químicos, gerando diferentes minerais. A lavra e beneficiamento do cobre geram grande produção de agentes poluidores nas áreas de concentração, fundição e refino, além dos impactos negativos na vegetação (COUTINHO; BARBOSA, 2007).

### **2.1.3 Manganês (Mn)**

O manganês é o segundo micronutriente mais abundante em solos tropicais, está envolvido nas reações redox e na formação de enzimas, é um metal de transição pertencente à 7ª família da tabela periódica. Esse metal participa diretamente do processo de fotossíntese, do metabolismo do nitrogênio e da formação de compostos cíclicos e de aminoácidos (KIRKBY; RÖMHELD, 2007).

O manganês, em quantidade ideais, é importante para o crescimento vegetal, pois tem como função principal a atuação na fotossíntese. Em quantidades elevadas no solo, o Mn apresenta sintomas de toxicidade nas plantas como a limitação de crescimento, clorose e distribuição irregular de auxina e ferro (PRADO, 2008).

Seu excesso nas plantas, leva a toxicidade das folhas jovens, inicialmente apresentada por pontuações marrons que evoluem para necrose na superfície do limbo e encrespamento das folhas (YANG *et al.*, 2015).

Este elemento é empregado na fabricação de aço, na produção de pilhas, agente de secagem de pintura, agentes oxidantes para corantes, aromatizantes e agentes de vedação, aplicações no ambiente para tratamento de água, controle da poluição do ar, aditivos de combustão (CETEM, 2005).

#### **2.1.4 Zinco (Zn)**

O zinco é um metal pesado de transição que pertence ao grupo 2B da tabela periódica, é um micronutriente essencial às plantas, comumente encontrado na crosta terrestre, aderido ao solo, na água e até mesmo em partículas de pó no ar, além de estar presente em quase todos os alimentos (CARVALHO, *et al.*, 2017).

Raramente, o excesso de Zn no solo é encontrado, exceto próximo a depósitos, minas ou indústrias de Zn, onde os gases emanados das chaminés contêm quantidades consideráveis do metal (SOARES *et al.*, 2001).

Esse metal, em concentrações elevadas no ambiente, pode afetar o crescimento e metabolismo normal de espécies vegetais. A sua toxidez leva à diminuição da área foliar seguida de necrose, redução do crescimento radicular, além de contribuir para a diminuição de absorção de fósforo (P) e ferro (Fe), levando a desordens nutricionais com prejuízos na produção de matéria seca (SILVA *et al.*, 2010).

### **2.3 Fitorremediação**

A recuperação de áreas contaminadas tem como objetivo primordial a adoção de medidas corretivas que possibilitem recuperá-las para um uso compatível, com metas estabelecidas a ser atingidas após a intervenção. Várias técnicas são apresentadas para remediar de áreas contaminadas, sendo as tecnologias de remediação variáveis conforme a matriz contaminada, a natureza do contaminante, o nível de contaminação e a disponibilidade de recursos (CETESB, 2001).

As tecnologias disponíveis para a remediação de locais contaminados podem ser aplicadas *in situ*, no local da contaminação, ou *ex situ*, onde o resíduo circundante é isolado do local contaminado com argila, ou com muros de retenção de baixa permeabilidade que impeçam o espalhamento lateral dos contaminantes (SANTANA, 2019).

A técnica de utilização de plantas e seus microrganismos associados para a descontaminação do solo, águas subterrâneas e superficiais por metais pesados e metaloides,

visando o tratamento *in situ* do solo contaminado, é chamada de fitorremediação (WANG *et al.*, 2017). Essa estratégia potencial para tratamento eficaz de uma larga escala de poluentes orgânicos e inorgânicos, visando a reabilitação de áreas degradadas (AGUIAR *et al.*, 2012).

Na fitorremediação, os vegetais podem atuar de forma direta ou indireta na redução e/ou remoção dos contaminantes. Na remediação direta, os compostos são absorvidos e acumulados nos tecidos. Já na forma indireta, os vegetais extraem os contaminantes das águas subterrâneas, reduzindo assim a fonte de contaminação ou quando a presença de plantas propicia meio favorável ao aumento da atividade microbiana, que degrada o contaminante (TAVARES, 2013).

Camargo (2007) traz que, como as demais técnicas de remediação, a fitorremediação também apresenta suas vantagens e desvantagens. Dentre as vantagens se destaca: possibilidade de remediação de vários contaminantes simultaneamente; aplicação em extensas áreas; baixo custo de operação e investimento em capital, utilizando como fonte energética a luz solar; facilidade no monitoramento das plantas; apresentam melhoria físico-química para o solo.

Dentre as desvantagens, podem ser citadas: resultados lentos, se comparados com outras tecnologias; a escolha de espécies que apresentam capacidade para fitorremediar; o desenvolvimento de algumas espécies de plantas depende de estação climática e solo favoráveis; os contaminantes podem estar em concentrações elevadas e não permitir o desenvolvimento da planta; além de não reduzir 100% dos contaminantes do solo local (TAVARES, 2013).

As espécies de plantas ideais para serem utilizadas na técnica de fitorremediação precisam apresentar características desejáveis como rápido crescimento, fácil implantação, maior ciclo de vida e grande produção de biomassa, além de uma alta taxa de acumulação e tolerância aos contaminantes (EHSAN *et al.*, 2014; TAO *et al.*, 2016), de acordo com as diferentes formas de remediação.

Dentre as diferentes rotas de fitorremediar locais contaminados, podem ser citadas: 1) Fitoestabilização, onde os poluentes são imobilizados na rizosfera, nas raízes e na parte aérea, mas se retira a planta do ambiente; 2) Fitoextração, que é a técnica usada para remoção de contaminantes inorgânicos, onde estes são translocados e bioacumulados nos tecidos vegetais das plantas, principalmente na parte aérea, e a planta é retirada da área; e 3) Fitovolatilização, que consiste na absorção dos poluentes e a sua conversão para uma forma volátil e liberação na atmosfera (GONZÁLEZ-CHÁVEZ *et al.*, 2017).

Algumas espécies de plantas fitoextratoras são capazes de extrair grande quantidade de metais pesados, sendo chamadas de hiperacumuladoras (ALMEIDA, 2012). Essas espécies,

promissoras a fitoextração, tem a capacidade de extração e acumulação, em mg kg<sup>-1</sup> de tecido vegetal seco, de mais de 10.000 de Zn e Mn, mais de 1.000 de Pb, Ni e Cu e mais de 100 de Cd (DO NASCIMENTO *et al.*, 2021; DO NASCIMENTO *et al.*, 2020).

De acordo com Ali *et al.*, (2013) para que as espécies sejam consideradas hiperacumuladoras é necessário avaliar o fator de bioconcentração e o fator de translocação. O fator de translocação com valor superior a 1, indica que houve a translocação do metal da raiz para as partes aéreas, já as espécies que possuem o fator de bioconcentração entre 50 e 100 são consideradas hiperacumuladoras. Já àquelas plantas com ambos os fatores superiores a 1, são consideradas fitoextratoras.

#### 2.4 *Tecoma stans*

*Tecoma stans* (L.) Jussieu ex. Kunth (Bignoniaceae), é uma espécie vegetal arbustiva perene, popularmente conhecida como ipê-mirim, ipê anão de jardim, sabugueiro amarelo, sinos amarelos ou trombeta amarela (SHARMA *et al.*, 2007).

A *T. stans* possui flores amarelas, intensa floração e tem grande semelhança com os ipês. A espécie possui rápido crescimento, rápido florescimento e com grande número de sementes. Estes fatores potencializam *T. stans* como uma espécie invasora e indesejável em áreas de pastagens, áreas degradadas e florestas naturais (BREDOW, 2007).

A espécie arbustiva é natural do México e sul dos Estados Unidos, foi introduzida no Brasil como ornamental por volta de 1871. Muito frequente no sul do Brasil, sendo que no Rio Grande do Sul a planta está associada às margens de rodovias e estradas, também na floresta nativa (KRANZ; PASSINI, 1997). Em Santa Catarina, a planta está associada como ornamental. No Paraná até São Paulo a espécie é considerada como invasora (BREDOW, 2007; ZILLER, 2001).

A espécie apresenta sensibilidade a solos ácidos, elevados teores de Al, e alta absorção de Ca, Mg e P em tratamento com a aplicação de calagem (ALVES *et al.*, 2001). A espécie consegue se desenvolver em solos com deficiência de cálcio, magnésio, fósforo e potássio (FURTINI NETO *et al.*, 1999; VALE *et al.*, 1996).

Silva *et al.* (1997) concluíram que mudas de *Tecoma stans* foram mais eficientes em utilizar o potássio em baixas quantidades no solo. O arbusto apresenta maior biomassa, maior área foliar e maior potencial de dispersão em solos com pH mais alto (LARBIE *et al.*, 2019).

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Instalação do experimento

O experimento foi desenvolvido em casa-de-vegetação, na cidade de Patrocínio/MG localizado na latitude 18°56'38" S e longitude 46°59'34" O, no período de junho de 2021 a junho de 2022. O clima na região é intertropical (Aw), segundo a classificação de Köppen-Geiger, com precipitação média anual acumulada de 1500mm/ano, temperatura média anual variando de 19°C a 27°C e umidade do ar em torno de 76%.

Para composição dos tratamentos foi utilizado como substrato de plantio o solo de textura argilosa, coletado na camada de 0-30 cm em área de Latossolo Vermelho ácrico típico, proveniente de áreas próximas ao Campus Glória na cidade de Uberlândia/MG. O solo foi peneirado em malha de 0,5 mm, homogeneizado e realizado a caracterização química, conforme descrito por EMBRAPA (2006). Em seguida, foram dispostos 1,1 L<sup>-1</sup> de solo por unidades experimentais, aqui chamadas de colunas, compostas por recipientes plásticos.

Após caracterização química do solo (Tabela 1) foi realizada a correção da acidez do solo com carbonato de cálcio (CaCO<sub>3</sub>) aplicando 380,9 mg dm<sup>-3</sup> por colunas e com carbonato de magnésio (MgCO<sub>3</sub>) aplicando 161,8 mg dm<sup>-3</sup> por coluna de solo. Após a correção, foram aplicados 0,105 gramas do fertilizante sulfato de potássio (K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) por coluna, para favorecer o desenvolvimento e crescimento das plantas. Além disso, foi realizada a adubação fosfatagem, aplicando 0,734 gramas por colunas de solo.

**TABELA 1:** Características químicas do solo argiloso utilizado como substrato de plantio das mudas de *Tecoma stans* submetidas às doses de contaminação de Cu, Cr, Mn e Zn.

TRAT.	pH H <sub>2</sub> O	c-org (dag kg)	P (mg dm <sup>-3</sup> )	K	Al <sup>3</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2</sup>	H+Al	SB	t	T	m	V
----- (cmolc dm <sup>-3</sup> ) -----											----- (%) -----		
T1	6,80 a	0,73 b	0,17 b	0,63 a	0,07 b	5,66 a	1,38 a	2,22 d	7,13 a	7,21 a	9,36 b	1,02 c	76,17 a
T2	5,56 b	0,91 a	0,26 ab	0,38 b	0,15 a	6,13 a	1,55 a	2,56 c	7,69 a	7,84 a	10,21 ab	1,83 a	74,92 a
T3	5,45 b	0,76 ab	0,22 ab	0,37 b	0,11 ab	5,76 a	1,51 a	2,94 b	7,15 a	7,22 a	10,19 ab	1,48 ab	71,20 b
T4	5,22 b	0,78 ab	0,39 a	0,12 c	0,09 b	5,77 a	1,39 a	3,45 a	7,17 a	7,26 a	10,628 a	1,31 bc	67,32 c

Média dos tratamentos (n = 6). Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença estatística (p < 0,05, teste Tukey). pH, potencial hidrogenionico; P, fosforo; K, potássio; Al<sup>3+</sup>, alumínio; Ca<sup>2+</sup>, cálcio; Mg<sup>2+</sup>, magnésio; H+Al, acidez potencial; SB, soma de bases; t, capacidade de troca de cátions efetiva; T, capacidade de troca de cátions a pH 7,0; m, porcentagem de saturação por alumínio; V, porcentagem de saturação por bases Doses de contaminação - Cu: 0, 100, 200 e 300 mg/dm<sup>-3</sup>; Cr 0, 75, 150 e 225 mg/dm<sup>-3</sup>; Mn: 0, 150, 300 e 450 mg/dm<sup>-3</sup> e Zn: 0, 225, 450 e 675 mg/dm<sup>-3</sup>.

Foi adotado o delineamento inteiramente casualizado, com cinco tratamentos compostos por seis repetições cada. Foram preparadas soluções a partir de sais solúveis para análise (PA) de dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ ), sulfato de cobre ( $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ ), sulfato de manganês ( $MnSO_4 \cdot H_2O$ ) e cloreto de zinco ( $ZnCl_2$ ).

Cada tratamento foi contaminado simultaneamente com os metais citados, conforme descrito na Tabela 2. Sendo as doses de contaminação definidas com base nos valores de prevenção e investigação de solos agrícolas de acordo com a Resolução CONAMA 420/2009.

**TABELA 2:** Dosagem dos metais contaminantes previamente utilizados nas colunas contendo  $1,1 \text{ dm}^{-3}$  de solo, que foi utilizado como substrato no plantio das mudas de *Tecoma stans*

<b>Tratamentos</b>					
<b>(mg dm<sup>-3</sup>)*</b>	<b>T1</b>	<b>T2</b>	<b>T3</b>	<b>T4</b>	<b>T5</b>
<b>Cu</b>	0	100	200	300	400
<b>Cr</b>	0	75	150	225	300
<b>Mn</b>	0	150	300	450	600
<b>Zn</b>	0	225	450	675	900

\* Quantidade de metais aplicadas em  $\text{mg dm}^{-3}$  de solo.

A espécie arbórea utilizada no experimento foi a *Tecoma stans* (L.) Kunth, cujas sementes foram colhidas diretamente de arbustos localizados na área urbana da cidade de Uberlândia/MG. Para realização do plantio, as sementes de *T. stans* foram semeadas em bandejas plásticas contendo substrato, sendo disposta uma semente por célula. Após a germinação, as plântulas bem desenvolvidas foram transferidas para as colunas contendo os solos contaminados com as soluções dos metais, sendo transferida uma planta por coluna.

No período de condução do experimento a temperatura apresentou uma média de  $28,5 \text{ }^\circ\text{C}$ , variando de  $17,9 \text{ }^\circ\text{C}$  a  $39 \text{ }^\circ\text{C}$ , de máxima e de mínima, respectivamente. Já a umidade do ar apresentou uma média de  $47,0\%$ , variando de  $27,4 \%$  e de  $75,7 \%$ , máxima e mínima, respectivamente.

Durante todo o experimento, o lixiviado, resíduo líquido procedente da irrigação das colunas, foi coletado e armazenado em embalagens plásticas, e realizado as análises da concentração dos teores de metais.

Após 120 dias do transplântio, as mudas foram coletadas, para avaliação do crescimento vegetal e determinação da concentração dos metais. As análises foram desenvolvidas no

Laboratório de Análise de Solos e Calcários (LABAS) e no Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA) do campus Umuarama da Universidade Federal de Uberlândia/UFU.

### **3.2 Determinação dos parâmetros morfológicos das mudas**

Para cada muda, foram determinados a altura (H) e comprimento radicular (CR), medidos com régua graduada do colo da planta até o meristema apical. O diâmetro do colo (DC) foi determinado por paquímetro analógico, com precisão de 0,01 mm.

Para quantificação da massa seca da parte aérea (MSPA) e massa seca da radicular (MSR), as amostras foram previamente lavadas com água destilada e em seguida, o sistema radicular separado da parte aérea, e ambos, acondicionados em sacos de papel e secos em estufa de circulação forçada a 60°C, até atingir peso constante, logo depois, pesadas em balança analítica com precisão de 0,01 gramas (EMBRAPA, 2017).

### **3.3 Concentrações de Cu, Mn e Zn no solo**

As amostras de solo foram secas, maceradas em almofariz de ágata, homogeneizadas e peneiradas, utilizando peneira USS #10 de aço inoxidável.

Para a determinação das concentrações de Cu, Mn e Zn foi utilizado o método de extração Mehlich 1 (M-1), onde a solução extratora é preparada a partir da mistura de ácido clorídrico (HCl 0,05 mol/L) e do ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,0125 mol/L).

O processo de extração consistiu na transferência de 5,0 cm<sup>3</sup> de amostra do solo para erlenmeyer de 125,0 mL, adicionado 50,0 mL da solução extratora, com posterior agitação de 15 minutos em agitador horizontal circular a 180 rpm, deixadas em repouso para decantar por 16 horas. Após o período de decantação, retirou-se uma alíquota de 10,0 mL do extrato sobrenadante para determinação das concentrações, sendo determinadas pelo espectrofotômetro por absorção atômica em chamas horas (MEHLICH, 1953).

### **3.4 Concentrações de Cu, Mn e Zn tecidos vegetais**

Para a determinação dos teores de metais na parte aérea e na parte radicular foram utilizadas as amostras que foram anteriormente secas para determinação da massa seca de ambos os tecidos vegetais.



As amostras foram cominuídas com auxílio de almofariz de ágata apresentando granulometria igual ou menor a 0,5 mm. A extração dos metais nos tecidos vegetais foi realizada pelo método de digestão úmida em sistema aberto através da mistura de ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>) e do ácido perclórico (HClO<sub>4</sub>), conforme indicado pela Embrapa (2017).

Foi utilizado 0,5 g de tecido vegetal seco e macerado, transferido para tubo digestor de capacidade de 80,0 mL, onde foram adicionados 6,0 mL da solução nitro-perclórica, deixada para reagir durante 2 horas em repouso. A solução foi disposta ao bloco digestor com temperatura inicial de 50°C por 15 minutos, depois em 75°C por mais 15 minutos, 120°C por mais 30 minutos, 160°C por mais 40 minutos e por último na temperatura de 210°C até que a solução reduzisse para 1,0 mL.

Após o processo de resfriamento dos tubos, foi adicionado 50,0 mL de água destilada aquecida a 60°C, as amostras agitadas em agitador de tubo e reservadas para decantação das partículas suspensas.

A concentração dos teores de Cu, Mn e Zn acumulados nos tecidos vegetais foram determinadas pelo espectrofotômetro por absorção atômica em chamas. O total de metais acumulados foi calculado multiplicando-se a concentração de metais pela massa seca dos tecidos vegetais.

### **3.5 Concentrações de Cr no solo, nos tecidos vegetais e no lixiviado**

A determinação das concentrações de Cr foi realizada utilizando o reagente químico Cat. 1271099-BR ChromaVer® 3 Chromium Reagente, fabricado pela Hach Company.

Alíquotas de 10,0 mL das amostras foram dispostas na cubeta para espectrofotômetro, adicionado o conteúdo de um sachê de ChromaVer® 3 Chromium Reagente, agitado e guardando 5 minutos para reação. Após, a leitura foi determinada pelo espectrofotômetro DR 2800.

### **3.6 Concentrações de Cu, Mn e Zn no lixiviado**

O lixiviado das colunas de solo foram coletados diariamente, acondicionados em embalagens plásticas no decorrer do cultivo das mudas e preservados com a adição de ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>) até que o lixiviado atingisse pH<2,0.

A quantidade de lixiviado acumulado foi medida com provetas graduadas. O lixiviado foi filtrado com seringa descartável e filtro para seringa PES 0,22um 26mm estéril, sendo transferido 30,0 mL de material filtrado para tubos falcon.

As concentrações de Cu, Mn e Zn foram determinadas por espectrofotômetro por absorção atômica em chamas. A quantidade total de metais acumulados por coluna foi calculada multiplicando-se a concentração de lixiviado dos metais pelo volume total de lixiviado produzido no decorrer do ensaio.

### 3.7 Fator de bioconcentração (FBC) e Fator de Translocação (FT)

Com base nas concentrações dos metais e na produção de matéria seca dos tecidos vegetais, foram calculados: o fator de translocação (FT), que caracteriza a habilidade da planta em translocar o metal da raiz para a parte aérea; e o fator de bioconcentração (FBC), que indica o grau de afinidade de um poluente a organismos vivos, conforme as metodologias descritas por Yoon *et al.* (2006) e Marchiol *et al.* (2004), expressas nas equações:

$$FBC = \frac{Metal_p}{Metal_s}$$

(Equação 1)

$$FT = \frac{Metal_{PA}}{Metal_R}$$

(Equação 2)

Onde:

Metal<sub>p</sub>: é a concentração total do metal na planta, somando as concentrações de parte aérea e de raiz.

Metal<sub>s</sub>: é a concentração total do metal no solo.

Metal<sub>PA</sub>: é a concentração do metal na parte aérea das mudas

Metal<sub>R</sub>: é a concentração do metal na raiz das mudas.

### 3.8 Análise estatística

Para a análise estatística dos dados, as variáveis em estudo foram submetidas aos testes para a verificação de atendimento dos pressupostos básicos do teste paramétrico de análise de variância (ANOVA). Desta forma o passo inicial da análise estatística consistiu na verificação dos pressupostos: i) normalidade dos resíduos do modelo matemático da análise de variância,

utilizando o teste de Anderson-Darling; ii) homocedasticidade de variâncias, utilizando o teste de Levene; iii) a aditividade do modelo por meio da análise gráfica do histograma dos resíduos; iv) independência dos resíduos por meio de gráficos de resíduos. Em uma segunda etapa, para as variáveis que atenderam os pressupostos da análise paramétrica, foi utilizada a metodologia de análise de variância (ANOVA), no delineamento inteiramente ao caso, para verificar a existência de diferenças significativas entre os tratamentos e como pós teste aplicou-se o teste de Tukey. Esses pressupostos foram avaliados por meio do programa Action Stat (FERREIRA, 2011).

Para os casos em que os pressupostos básicos da aplicação da ANOVA não foram atendidos, utilizou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, por meio do programa Action Stat (FERREIRA, 2011).

Todas as análises estatísticas foram feitas considerando-se a significância de referência de 5% ( $p\text{-valor} = 0,05$ ).

#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Apesar de sua ampla distribuição, há poucos estudos com relação ao potencial fitorremediador da espécie *Tecoma stans*.

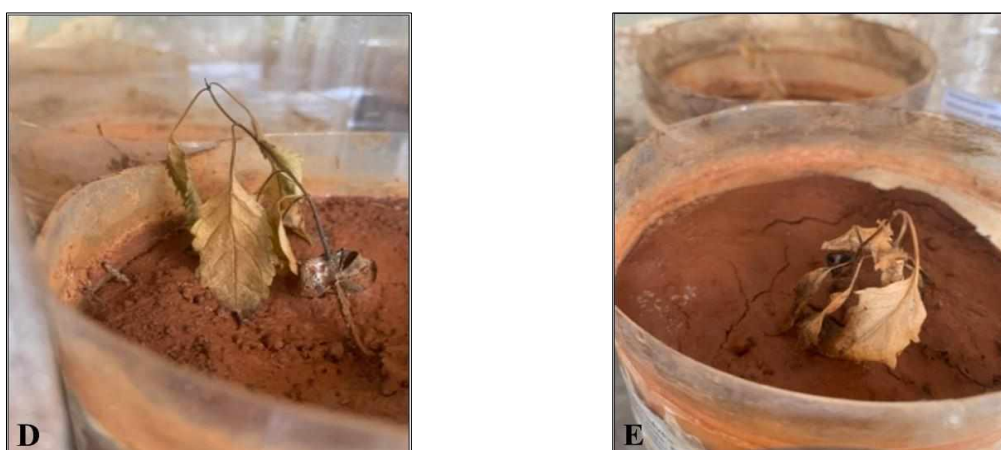
O cultivo das mudas de *Tecoma stans* em solo com diferentes doses de Cu, Cr, Mn e Zn, foi satisfatório nos tratamentos da dose controle (Figura 1A), T2 (100 Cu; 75 Cr; 150 Mn; 225 Zn mg dm<sup>-3</sup>) (Figura 1B) e T3 (200 Cu; 150 Cr; 300 Mn; 450 Zn mg dm<sup>-3</sup>) (Figura 1C) com crescimento e desenvolvimento típico da espécie. Mesmo com indícios de toxicidade nas folhas das mudas, foi possível mensurar a quantidade de metais absorvido por cada muda.

**FIGURA 1:** Mudanças de *Tecoma stans* tratamentos controle, T2 e T3.



A: dose controle; B: 100 Cu, 75 Cr, 150 Mn, 225 Zn mg dm<sup>-3</sup>; C: 200 Cu, 150 Cr, 300 Mn, 450 Zn mg dm<sup>-3</sup>.

**FIGURA 2:** Mudanças de *Tecoma stans* tratamentos T4 e T5.



D: 300 Cu, 225 Cr, 450 Mn, 675 Zn mg dm<sup>-3</sup>; E: 400 Cu, 300 Cr, 600 Mn e 900 Zn mg dm<sup>-3</sup>.

Nos tratamentos T4 e T5 (300 Cu; 225 Cr; 450 Mn; 675 Zn mg dm<sup>-3</sup> e 400 Cu; 300 Cr; 600 Mn e 900 Zn mg dm<sup>-3</sup>), a introdução das mudas nas colunas contendo os metais foi evidente nos primeiros 15 dias. Foi verificado um processo de clorose, murchamento e queda foliar, seguido da morte das mudas, não sendo possível avaliar a quantidade de metais (Figura 2).

O aumento das doses de contaminação influenciou diretamente o crescimento vegetal das mudas (Tabela 3). A altura das mudas de *T. stans* diminuiu de 9,91 cm na dose controle para 5,50 cm em T3, diferindo significativamente entre os tratamentos ( $p \leq 0,05$ ). A média de valores do comprimento da raiz na dose controle foi de 1,36 cm, diferindo significativamente das demais doses ( $p \leq 0,05$ ), com valores de 0,57 e 0,50 cm, respectivamente, para os tratamentos T2 e T3.

O diâmetro do colo não apresentou diferença estatística entre os tratamentos, com médias de 0,22 mm no tratamento controle, 0,17 mm em T2 e de 0,38 mm em T3. A média dos valores da massa seca dos tecidos vegetais, na parte aérea não houve uma diferença significativa entre os tratamentos ( $p \leq 0,05$ ). Já a massa seca das raízes, o tratamento controle obteve maior massa seca produzida, diferindo significativamente em T2 e T3 (Tabela 3).

**TABELA 3:** Crescimento vegetal das mudas de *Tecoma stans* em solo previamente submetido às doses de contaminação de Cu, Cr, Mn e Zn.

TRATAMENTOS (mg dm <sup>-3</sup> ) *	H ------(cm)-----	CR (mm)	DC (mm)	MSPA ------(g)-----	MSPR (g)
T1	9,91 a	1,36 a	2,22 a	0,19 a	0,043 a
T2	5,53 b	0,57 b	1,70 a	0,10 a	0,019 b
T3	5,50 b	0,50 b	3,80 a	0,10 a	0,013 b

\* Quantidade de metais aplicadas em mg dm<sup>-3</sup> de solo: Cu: 0, 100 e 200; Cr 0, 75 e 150; Mn: 0, 150 e 300 e Zn: 0, 225 e 450. Média dos tratamentos (n = 6). Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença estatística ( $p < 0,05$ , teste Tukey). H, altura; CR, comprimento da raiz; DC, diâmetro do colo; MSPA, massa seca da parte aérea; MSPR, massa seca da parte radicular.

Resultados semelhantes foram observados nos estudos de crescimento das mudas de *Dalbergia sissoo* em solo contaminado com Cd e Cr nas concentrações de 0, 10, 20, 40 e 80 mg dm<sup>-3</sup>, onde houve uma redução significativa de crescimento em mudas em doses superiores a 0,2 mg dm<sup>-3</sup> de Cr (SHAH *et al.*, 2008). Estudos avaliando o crescimento de *Panicum miliaceum* e *Sinapis alba* também citam os efeitos negativos com o aumento das dosagens de cromo (SHANKER *et al.*, 2005).

Estudos observando os efeitos do Cu (0; 150; 300 e 450 mg kg<sup>-1</sup>) no crescimento das mudas de *Stryphnodendron polyphyllum* e *Cassia multijuga*, também relataram redução de altura, diâmetro do colo, massa seca da parte aérea e o comprimento radicular de *S. polyphyllum* na dose 450 mg kg<sup>-1</sup>. Nas mudas de *Cassia*, as doses não influenciaram o diâmetro do colo e massa seca radicular; enquanto que a altura, massa seca da parte aérea, comprimento da raiz foram reduzidas com a adição das doses de cobre (SILVA *et al.*, 2014).

Em avaliação de diversas espécies em solo contaminado com Zn, Cd, Cu e Pb observou-se que *Anadenanthera peregrina*, *Casearia lasiophylla*, *Mimosa caesalpiniaefolia* e *Sebastiania schotianna* mostraram-se altamente sensíveis à múltipla contaminação de metais, apresentando perda significativa de crescimento em todas as partes da planta (SOARES *et al.* 2001). A espécie *Spirondela polyrhiza* também obteve redução de 38% de biomassa vegetal quando submetida ao estresse de contaminação de 30 mg dm<sup>-3</sup> de Mn (SILVA *et al.*, 2021).

O crescimento vegetal é componente essencial para a performance da fitorremediação. Para o uso em práticas de fitorremediação, é desejável o maior desenvolvimento do sistema radicular, para permitir maior abrangência do ambiente contaminado, contribuindo para a maior adsorção dos metais pesados na parede celular das raízes (CAIRES *et al.*, 2011). Além disso, a maior biomassa, tanto de raízes como de parte aérea, resulta em maior quantidade absoluta de metal imobilizado ou absorvido.

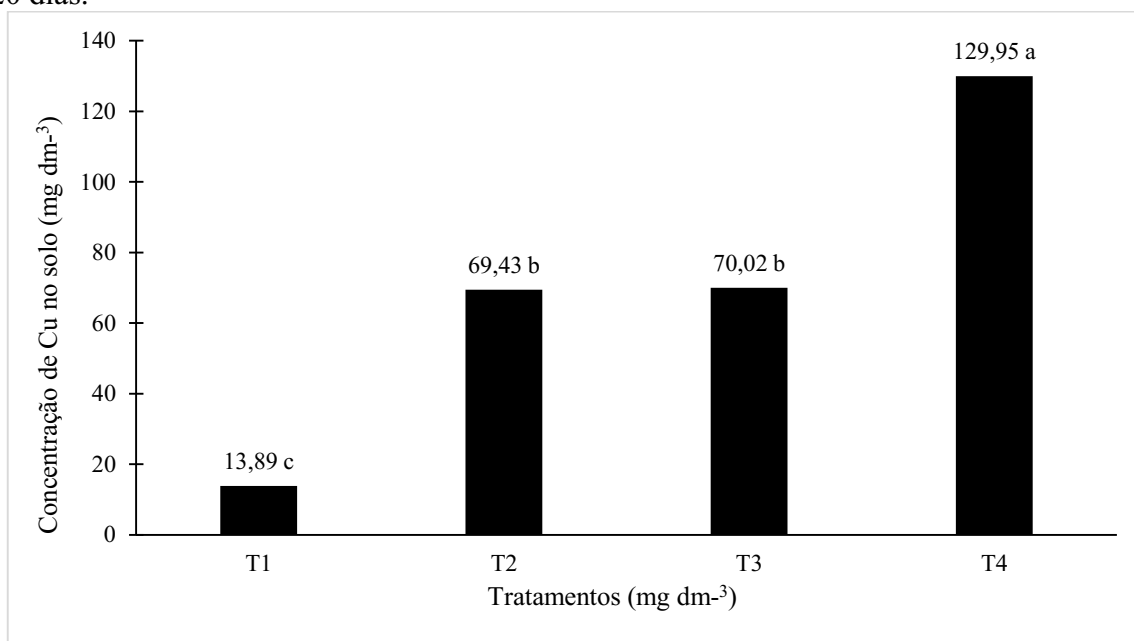
O desenvolvimento das plantas e a produção de matéria seca é influenciada pela taxa de contaminação do solo por metais pesados (DE SÁ *et al.*, 2000). Nas células vivas das plantas há uma necessidade fisiológica dos micronutrientes em quantidades adequadas (ALEJANDRO *et al.*, 2020). Elevando essa concentração para níveis tóxicos, o funcionamento metabólico dos vegetais é alterado, causa danos oxidativos, interferindo na absorção, translocação e utilização de nutrientes (KOPTSIK, 2014).

Pequenas quantidades de metais tóxicos podem causar efeitos nocivos aos processos metabólicos das plantas, contudo, os efeitos variam de acordo com a quantidade e grau da exposição, estado nutricional, metabolismo individual e a capacidade de desintoxicação da planta (ZEITOUNI *et al.*, 2007).

A clorose foliar, malformação de raízes e redução da biomassa dos tecidos vegetais são as características mais comuns ocorridas pelo excesso de toxicidade de metais nas plantas, acarretando um decrescimento nas plantas sensíveis (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2004). Todos esses fatores, associados, afetam diretamente no crescimento, o qual é o resultado do rendimento metabólico, o que pode justificar a redução do crescimento observado nos arbustos da espécie de estudo.

Após o ensaio, o solo onde as mudas de ipê-mirim foram cultivadas, apresentou uma média disponível de Cu de 13,9 mg dm<sup>-3</sup> tratamento controle; 69,4 mg dm<sup>-3</sup> em T1; 70,0 mg dm<sup>-3</sup> em T3 e 129,9 mg dm<sup>-3</sup> disponível em T4, de acordo com a Figura 3.

**FIGURA 3:** Concentração de Cu (mg dm<sup>-3</sup>) em solo argiloso, previamente submetido à contaminação, utilizado como substrato no cultivo das mudas de *Tecoma stans*, no período de 120 dias.

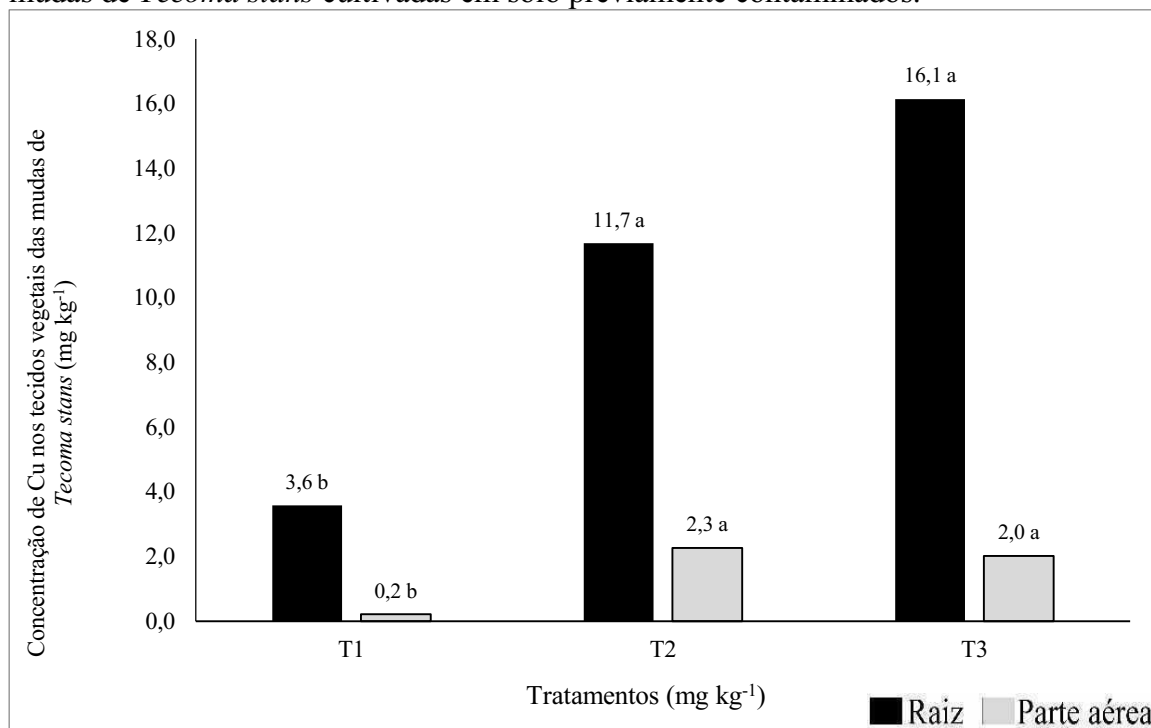


Média dos tratamentos (n = 6). Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença estatística (p < 0,05, teste Tukey). Cu 0, 100, 200 e 300 mg dm<sup>-3</sup>.

Em relação às concentrações de Cu, não foram observados alto valores nos tecidos vegetais da espécie. Nas raízes, as concentrações que variaram de 3,6 mg kg<sup>-1</sup> (controle) a 16,1 mg kg<sup>-1</sup> em T3. Já na parte aérea, as concentrações de Cu foram de 0,2 a 2,0 mg kg<sup>-1</sup>, conforme demonstrado no Figura 4.

Em cultivo de crisântemo (*Dendranthema grandiflora*) e de cedro rosa (*Cedrela fissilis*) verificou-se desempenho similares, onde o maior acúmulo de Cu ocorreu no sistema radicular em comparação a parte aérea (MENEGAES *et al.*, 2017; CAIRES *et al.*, (2011). Essa maior concentração de um contaminante na raiz é interessante nos estudos de fitorremediação, uma vez que espécies fitoestabilizadoras tendes a apresentar maiores concentrações de metais em sua rizosfera, sem translocá-los para parte aérea (GONZÁLEZ-CHÁVEZ *et al.*, 2017).

**FIGURA 4:** Concentração de Cu ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nos tecidos vegetais após 120 dias de plantio das mudas de *Tecoma stans* cultivadas em solo previamente contaminados.



Média dos tratamentos ( $n = 6$ ). Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença estatística ( $p < 0,05$ , teste Tukey). Cu 0, 100, 200 e  $300 \text{ mg dm}^{-3}$ .

Resultados semelhantes foram encontrados por Romeiro *et al.* (2006) para plantas de feijão-de-porco cultivadas em sistema hidropônico, onde a espécie apresentou habilidade em reter quantidades substanciais de chumbo nas raízes, restringindo a translocação do elemento para a parte aérea.

A espécie *Cyperus rotundus*, em quatro dias de experimento, não tolerou a absorção excessiva de  $58.870 \text{ mg kg}^{-1}$  de Cu, o que levou a morte das plantas. Já a espécie *Chrysopogon zizanioides* conseguiu remover  $1244 \text{ mg kg}^{-1}$ , em oitenta dias de experimento, apresentando resistência à exposição do metal (MENDONÇA *et al.*, 2021)

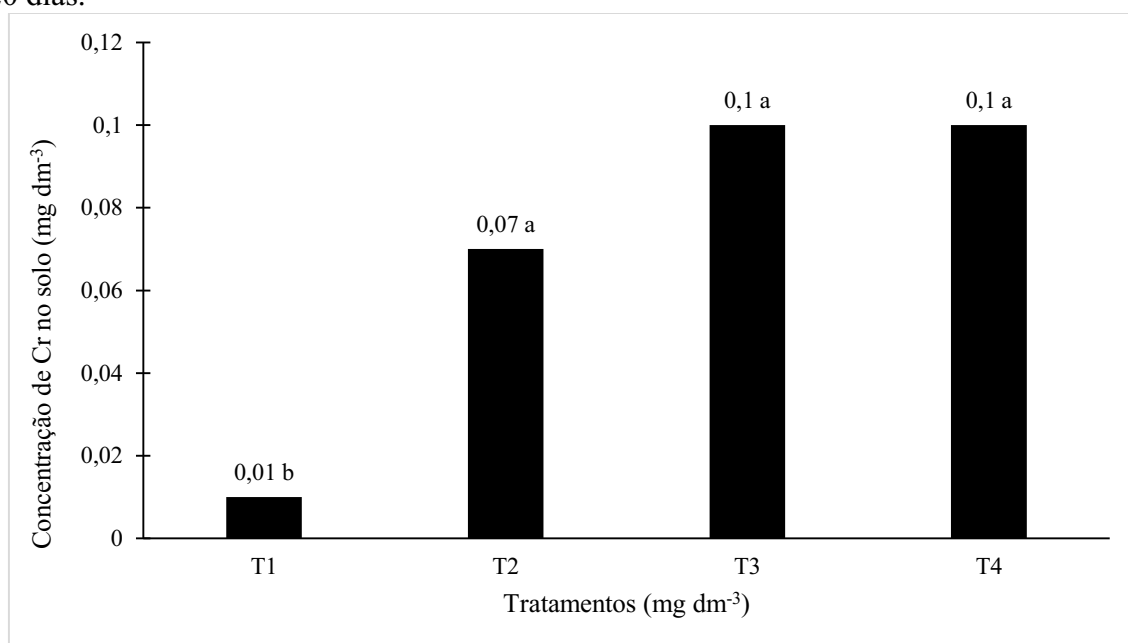
*Bidens pilosa* e *Plantago lanceolata* não apresentaram danos fitotóxicos quando cultivadas em solo com alto teor de Cu (ANDREAZZA *et al.*, 2015). Entretanto, as espécies *Zantedeschia* spp. e *Dendranthema grandiflora* apresentaram sintomas de fitotoxidez, afetando negativamente a floração (MENEGAES *et al.*, 2017).

O cobre é menos translocado pela planta, e pode se concentrar em maiores concentrações nas raízes. Muito embora possa ser absorvido e concentrado nos sistemas radiculares, o cobre não é transportado em altas concentrações para a parte aérea das plantas (PAGANINI *et al.*, 2014).



A quantidade de Cr disponível no solo não apresentou diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre os tratamentos que receberam as doses de contaminação (Figura 5). Nos tecidos vegetais também não houve diferença estatística nas concentrações, apesar de haver maior concentração nas raízes das mudas (Figura 6). Em avaliação da capacidade de desenvolvimento do Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) em águas residuais com alto teor de cromo, foi possível detectar maior acúmulo de Cr nas raízes em comparação com a parte aérea (TAMBUNAN *et al.*, 2017).

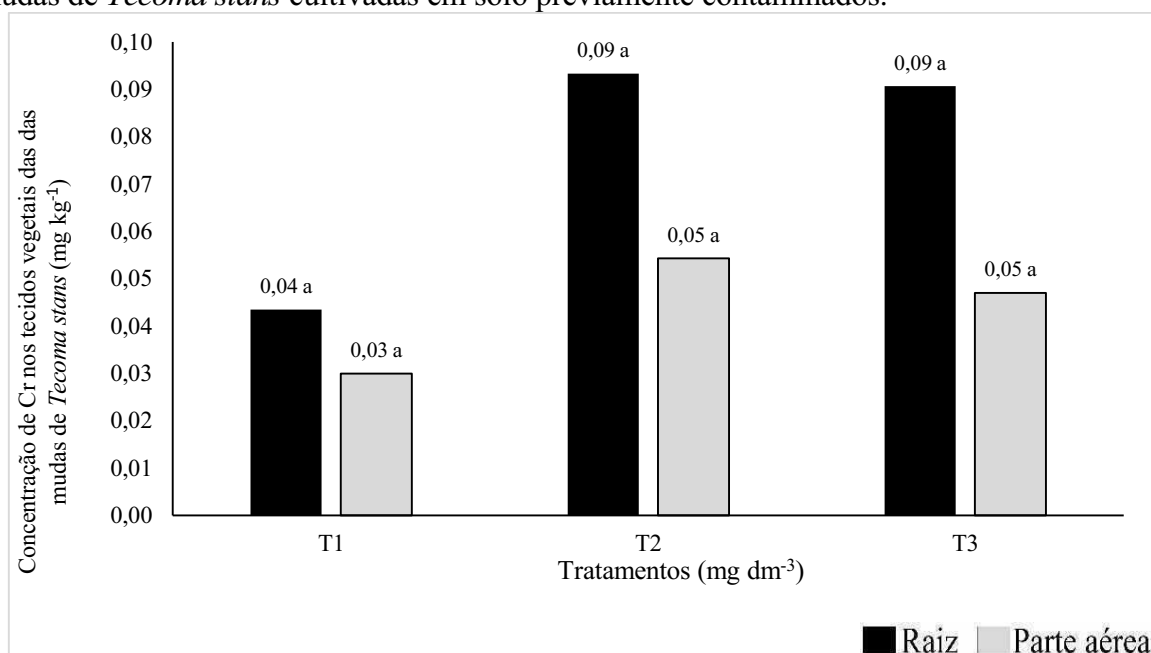
**FIGURA 5:** Concentração de Cr ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) em solo argiloso, previamente submetido à contaminação, utilizado como substrato no cultivo das mudas de *Tecoma stans*, no período de 120 dias.



Média dos tratamentos ( $n = 6$ ). Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença estatística ( $p < 0,05$ , teste Tukey). Cr 0, 75, 150 e 225  $\text{mg dm}^{-3}$

Resultados distintos foram observados na avaliação do girassol (*Helianthus annuus*) em solo contaminado com Cr, evidenciando que quanto maior a concentração ( $36 \text{ mg kg}^{-1}$ ), maior foi a bioconcentração detectada nos tecidos vegetais da parte aérea, reduzindo a biomassa das plantas com aumento da dosagem do metal (COSTA *et al.* 2021). Do mesmo modo Revathi *et al.* (2011), observou avaliando o potencial de biorremediação do sorgo (*Sorghum bicolor*), quanto maior a dose desse metal no solo, maior a sua fitoaculumação na planta.

**FIGURA 6:** Concentração de Cr ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nos tecidos vegetais após 120 dias de plantio das mudas de *Tecoma stans* cultivadas em solo previamente contaminados.



Média dos tratamentos ( $n = 6$ ). Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença estatística ( $p < 0,05$ , teste Tukey). Cr 0, 75, 150 e 225  $\text{mg dm}^{-3}$ .

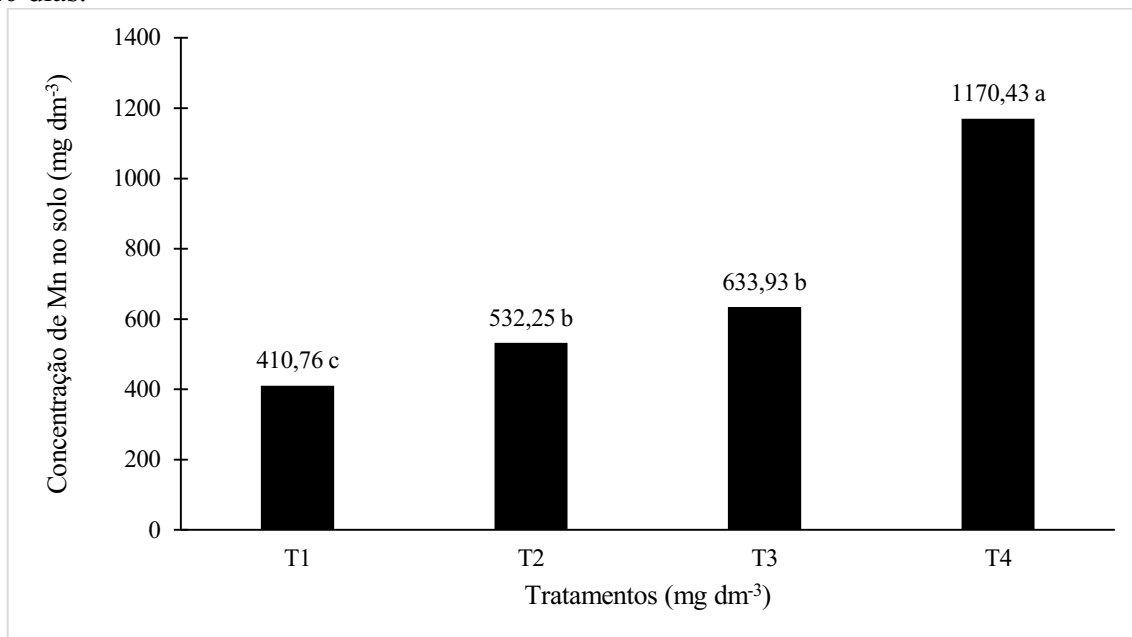
As plantas que acumulam Cr podem reduzir seu crescimento, apresentar clorose em folhas jovens e redução do teor de pigmentação, alteração na função enzimática, danificar as células radiculares, além de ocorrer modificações estruturais do cloroplasto e da membrana celular (PANDA; CHOUDHURY, 2005).

Estudo avaliando a concentração de zinco, cádmio, chumbo e cromo em *Fontinalis antipyretica*, evidenciou que a espécie sofreu efeitos tóxicos com o aumento da concentração dos metais, sugerindo a possibilidade de ocorrência de danos na planta, ou até a morte da biomassa durante o tempo dos experimentos (MARTINS, 2004).

O solo utilizado como substrato já apresentava 410,7  $\text{mg dm}^{-3}$  de concentrações de Mn. No tratamento T2 obteve concentração de 532,2  $\text{mg dm}^{-3}$ , em T3, de 633,9  $\text{mg dm}^{-3}$  e em T4 de 1170,4  $\text{mg dm}^{-3}$  (Figura 7).

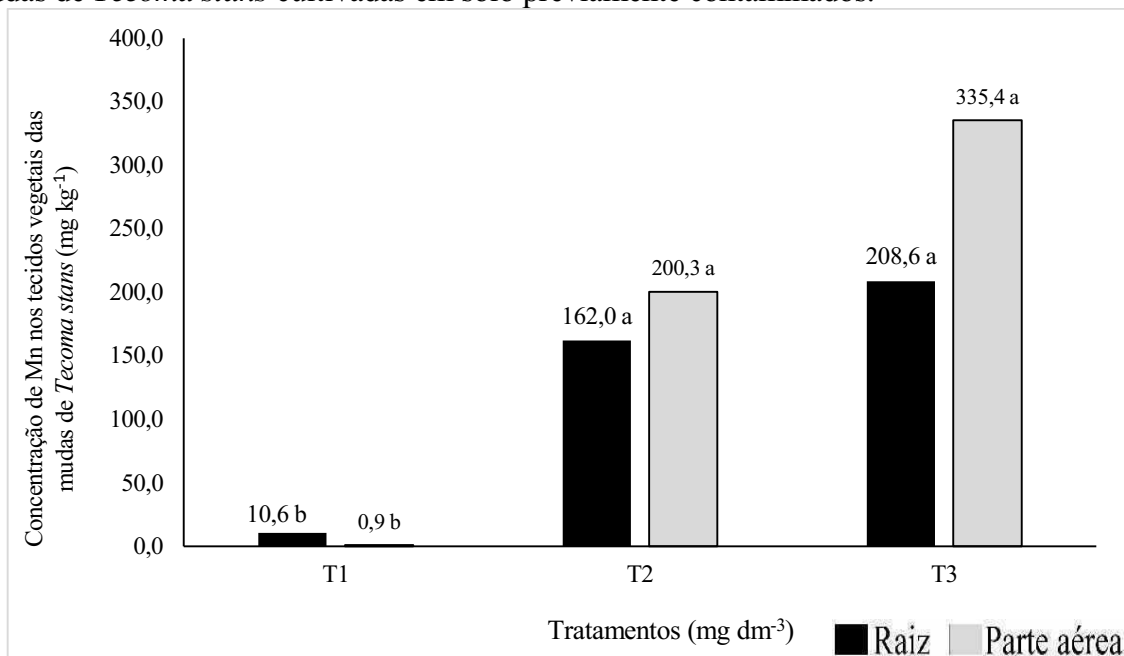
Já a Figura 8, mostra que houve aumento considerável na concentração de manganês na raiz da planta de 162,0  $\text{mg kg}^{-1}$  no tratamento T2 para 208,6  $\text{mg kg}^{-1}$  em T3. Na parte aérea das mudas de *T. stans*, no período de cultivo, não houve diferença estatística significativa ( $p > 0,05$ ) na quantidade desse metal concentrado.

**FIGURA 7:** Concentração de Mn ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) em solo argiloso, previamente submetido à contaminação, utilizado como substrato no cultivo das mudas de *Tecoma stans*, no período de 120 dias.



Média dos tratamentos (n = 6). Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença estatística ( $p < 0,05$ , teste Tukey). Mn 0, 150, 300 e  $450 \text{ mg dm}^{-3}$ .

**FIGURA 8:** Concentração de Mn ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nos tecidos vegetais após 120 dias de plantio das mudas de *Tecoma stans* cultivadas em solo previamente contaminados.



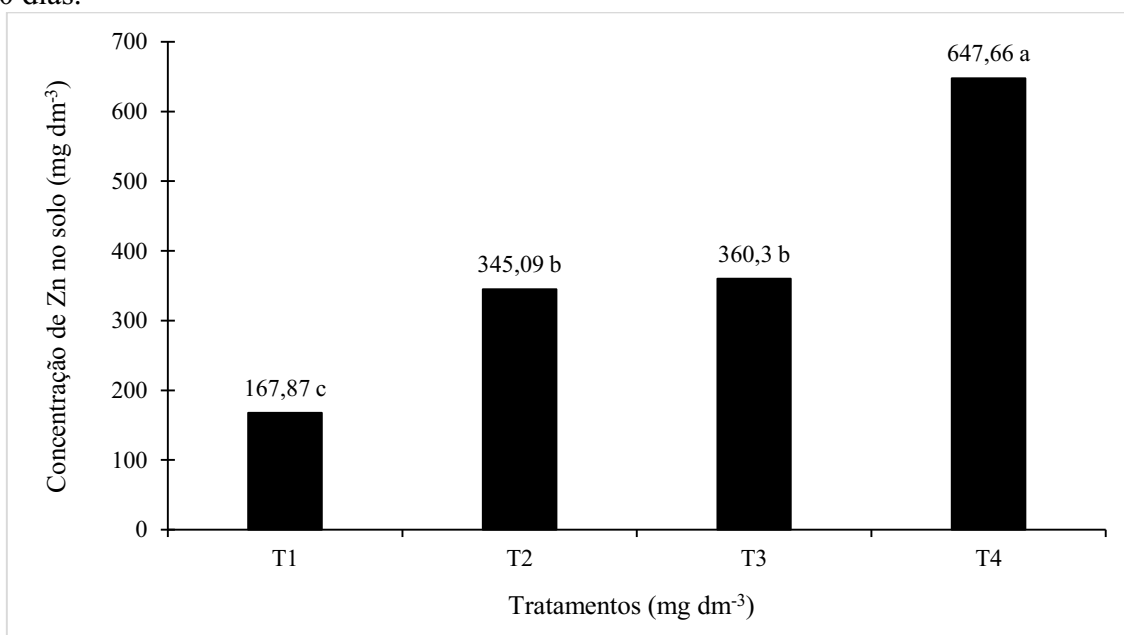
Média dos tratamentos (n = 6). Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença estatística ( $p < 0,05$ , teste Tukey). Mn 0, 150, 300 e  $450 \text{ mg dm}^{-3}$ .

Com o aumento das doses de Mn aplicadas no solo houve um aumento nas concentrações da parte aérea e na raiz, assim como observado por Souza (2022) avaliando a tolerância de gramíneas ao metal.

A maior concentração do metal foi observada na parte aérea das mudas, devido à translocação do metal. Colaborando com esses resultados, em avaliação das espécies *Brachiaria decumbens* e *Stylosanthes guianensis* em área afetadas com rejeito de mineração, houve maior acúmulo de Mn na parte aérea (COELHO *et al.*, 2020).

As concentrações de Zn no solo, conforme demonstrado na Figura 9, foram de 167,8 mg dm<sup>-3</sup> no tratamento controle; 345,0 mg dm<sup>-3</sup> em T2; 360,3 mg dm<sup>-3</sup> no tratamento T3 e 647,6 mg dm<sup>-3</sup> no tratamento T4. Nos tecidos vegetais, as concentrações não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos, sendo a maior concentração do metal encontrada na parte aéreas das mudas, indicando que houve translocação do metal (Figura 10).

**FIGURA 9:** Concentração de Zn (mg dm<sup>-3</sup>) em solo argiloso, previamente submetido à contaminação, utilizado como substrato no cultivo das mudas de *Tecoma stans*, no período de 120 dias.

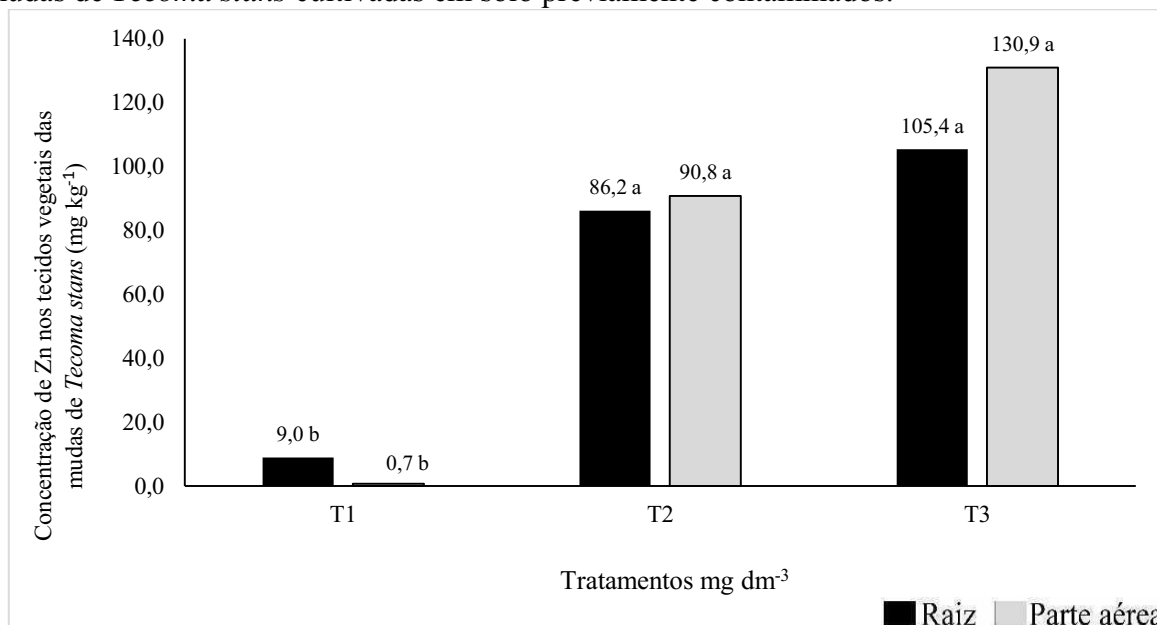


Média dos tratamentos (n = 6). Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença estatística ( $p < 0,05$ , teste Tukey). Zn 0, 225, 450 e 675 mg dm<sup>-3</sup>.

Em estudo investigando a tolerância de *Myracrodruon urundeuva* a altas concentrações de Zn, também foi ser observado maior concentração nas folhas, sendo que as concentrações aumentaram à medida que as doses aumentaram no substrato (GOMES *et al.*, 2013). Contudo, Freitas *et al.* (2019) avaliando a mesma espécie, observou que o desenvolvimento inicial das

mudas não foi afetado e que, maiores teores do metal se concentraram nas raízes em relação à parte aérea.

**FIGURA 10:** Concentração de Zn ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nos tecidos vegetais após 120 dias de plantio das mudas de *Tecoma stans* cultivadas em solo previamente contaminados.



Média dos tratamentos ( $n = 6$ ). Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença estatística ( $p < 0,05$ , teste Tukey). Zn 0, 225, 450 e  $675 \text{ mg dm}^{-3}$ .

As concentrações de metais em todos os tratamentos estiveram abaixo dos valores de prevenção e investigação de solos agrícolas (CONAMA, 2009), exceto para o Mn que apresentou níveis críticos nos tratamentos T2 e T3. Observa-se que a *T. stans* apresentou tolerância ao metal, apesar de ter diminuído biomassa do vegetal. O mesmo resultado pode ser observado por Mendonça (2021) analisando mudas de *Crotalaria juncea*. Já em mudas de soja submetidas ao crescimento em solo sob excesso de Zn, apresentou danos metabólicos e fisiológicos na parte aérea e raízes, mesmo em baixas concentrações (2, 10, 100, 200 e  $300 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (SANTOS *et al.*, 2017).

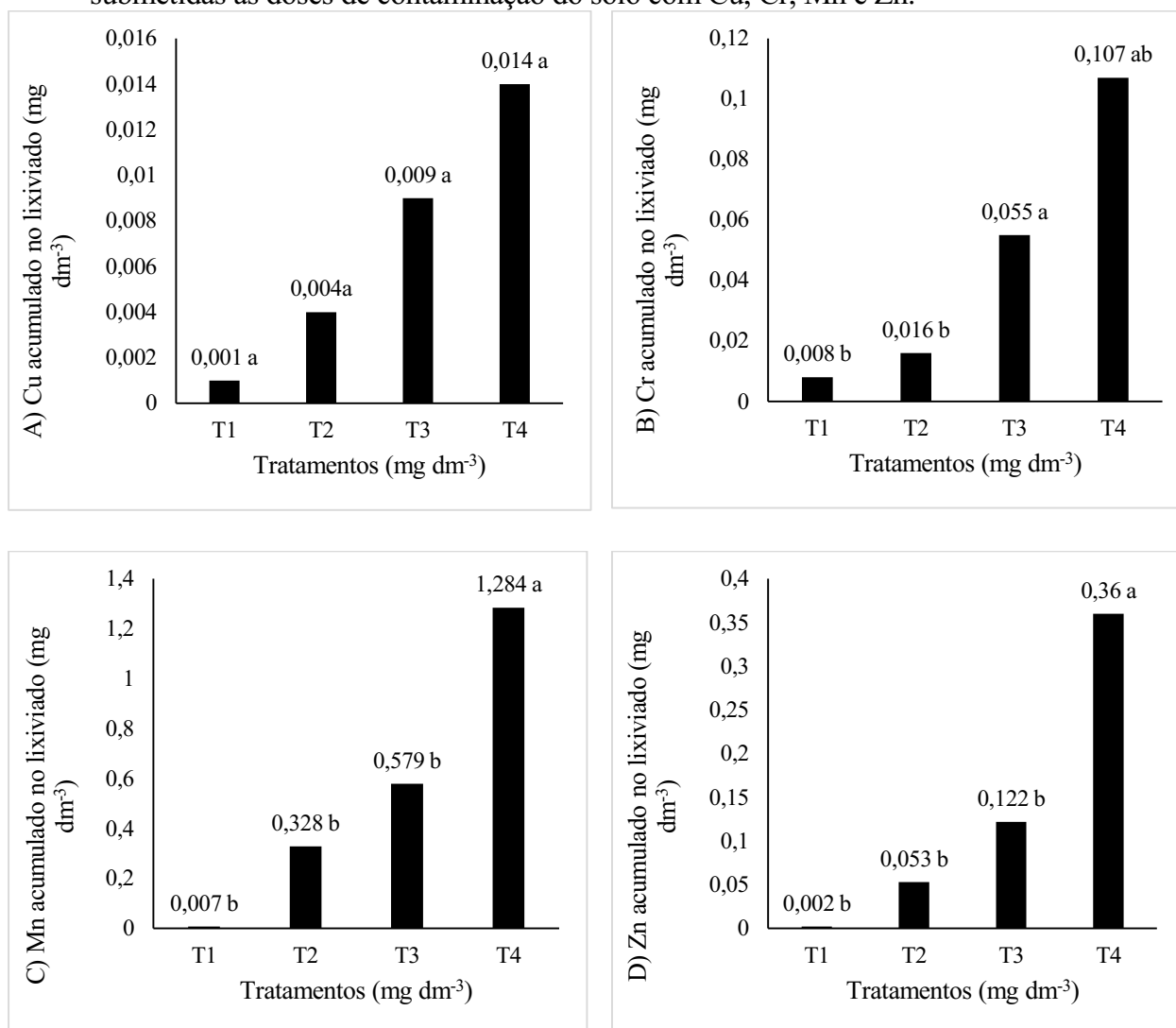
A absorção pelas plantas, em um solo com diversos metais pesados, pode ser diferente da verificada com elementos isolados, em razão das diversas interações entre esses, que podem ser independentes, antagonistas ou sinérgicas, e as respostas das espécies ao excesso de metais pesados deve ser diferenciada, em consequência da especiação desses elementos no solo (SILVA *et al.*, 2007).

O lixiviado não apresentou quantidade altas dos metais, variando de 0,001 a  $0,014 \text{ mg dm}^{-3}$  de Cu por coluna. As concentrações de Cr variaram de 0,008 a  $0,107 \text{ mg dm}^{-3}$  por coluna.

O manganês disponível foi de 0,007 a 1,284 mg dm<sup>-3</sup> por coluna e o Zn variou de 0,002 a 0,36 mg dm<sup>-3</sup>.

Algumas espécies de plantas como *Cyperus rotundus* e *Chrysopogon zizanioides* têm a capacidade de estabilizarem metais pesados na rizosfera (ARAÚJO, 2000), minimizando a lixiviação pela adsorção do poluente na raiz, com a absorção e acumulação nas raízes via apoplasto ou precipitação dentro da rizosfera (GUILHERME, 2002). Além disso, a lixiviação tende a ser evitada em solos com vegetação (ZENY *et al.*, 2016).

**FIGURA 11:** Concentrações de metais (mg dm<sup>-3</sup>) encontrados no lixiviado dos tratamentos submetidas às doses de contaminação do solo com Cu, Cr, Mn e Zn.



Média dos tratamentos (n = 6). Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença estatística (p < 0,05, teste Tukey). Quantidade de metais aplicadas em mg dm<sup>-3</sup> de solo: Cu: 0, 100 e 200; Cr: 0, 75 e 150; Mn: 0, 150 e 300 e Zn: 0, 225 e 450.

O processo fitorremediativo envolve a complexidade do sistema solo-planta, onde mensuração desse processo se dá através dos fatores de acumulação, transferência ou

concentração na fitoextração, que quanto mais próximo de um (1) for esses fatores maior será a eficiência de absorção e retenção pelas plantas (GARCIA *et al.*, 2004; CAILLE *et al.*, 2005). Deste modo, a redistribuição dos metais na planta depende, diretamente, das concentrações absorvidas. O fator de bioconcentração (FBC) de *T. stans* variaram de 5,31 a 1,35 entre os tratamentos de Cr (Tabela 4).

*T. stans* apresentou baixa produção de biomassa vegetal. Porém, acumular e ter a capacidade de tolerar grandes concentrações de metais e produzir altas quantidades de matéria seca, certamente, não são processos que acontecem simultaneamente (Lima *et al.*, 2010).

Já as plantas com Fator de Translocação (FT) superior a 1 são consideradas fitoextratoras, indicando a eficiência em translocar os metais para parte aérea (NEJAT *et al.*, 2015). As mudas de *T. stans* foram fitoextratoras no tratamento T2 de Mn; e nos tratamentos T2 e T3 de Zn. Para o Cr e o Cu, o fator apresentou resultado abaixo de 1 (Tabela 4). Avaliando o crescimento do capim-elefante submetidos em altas concentrações de Cu e Zn no logo de esgoto, observou que este apresentou uma baixa capacidade de fitoextração de Cu, mesmo com cultivos mais longos (ALVARENGA *et al.*, 2018).

Tal fato pode ser explicado pela ligação do elemento nas paredes celulares, proporcionando uma lenta translocação das raízes para a parte aérea (KABATA-PENDIAS, 2004). Os resultados do FT para Cu e Zn foram os mesmos encontrados por Bacilio-Jiménez *et al.* (2022) verificando na mesma espécie vegetal cultivada em solo com resíduos de mineração, comprovando que a espécie não acumula esses metais.

**TABELA 4:** Fator de Bioconcentração (FBC) e Fator de Translocação (FT) das mudas de *Tecoma stans* cultivadas em solo contaminado com Cu, Cr, Mn e Zn.

<b>FATOR DE BIOCONCENTRAÇÃO (FBC)</b>			
<b>Doses</b> <b>(mg dm<sup>-3</sup>)*</b>	<b>Dose 1</b>	<b>Dose 2</b>	<b>Dose 3</b>
<b>Cu</b>	0,28 a	0,20 a	0,26 a
<b>Cr</b>	5,31 a	5,08 a	1,35 b
<b>Mn</b>	0,03 b	0,70 a	0,90 a
<b>Zn</b>	0,06 b	0,57 a	0,51 a

<b>FATOR DE TRANSLOCAÇÃO (FT)</b>			
<b>Cu</b>	0,06 a	0,26 a	0,13 a
<b>Cr</b>	0,83 a	0,60 a	0,60 a
<b>Mn</b>	0,11 b	1,50 a	0,74 a
<b>Zn</b>	0,61 b	1,36 a	1,09 a

\* Quantidade de metais aplicadas em mg dm<sup>-3</sup> de solo: Cu: 0, 100 e 200; Cr 0, 75 e 150; Mn: 0, 150 e 300 e Zn: 0, 225 e 450. Média dos tratamentos (n = 6). Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença estatística (p < 0,05, teste Tukey).

Em plantas de mamonas (*Ricinus communis* L.) cultivadas sob contaminação de Cu, foram encontrados valores de FT baixos (0,01; 0,01 e 0,03%), porém a espécie apresentou alto potencial de fitoacumulação do metal nas raízes, caracterizando a planta como fitorremediadora (ANDREAZZA *et al.*, 2015).

Em avaliação da translocação de metais em hortaliças cultivadas em solo contendo rejeito de mineração, a rúcula apresentou o FT superior a 1 de Zn, evidenciando o potencial fitoextrator com o transporte desse metal da raiz até a parte aérea da hortaliça (BANDEIRA *et al.*, 2022). Avaliando a capacidade de extração de metais pesados pelo pinhão-manso (*Jatropha curcas*), observou que a espécie é eficiente em extrair Zn (CHAVES *et al.*, 2015).



## 5. CONCLUSÃO

Em avaliação feita aos 120 dias de plantio, as mudas de *Tecoma stans* demonstraram sensibilidade na presença dos metais Cu, Cr, Mn e Zn em altas doses, comprometendo o seu crescimento. Porém, foi possível evidenciar que a espécie obteve sucesso como planta fitorremediadora para os contaminantes cromo, manganês e zinco.

A espécie pode ser considerada como fitoextratora pela capacidade de translocar até 300 mg dm<sup>-3</sup> de Mn e 450 mg dm<sup>-3</sup> de Zn e de bioacumular até a dosagem de 150 mg dm<sup>-3</sup> de Cr, comprovando o seu potencial fitorremediador para esses metais.

Desse modo, são necessários mais estudos, com um maior período de cultivo na condução dos ensaios, para que haja mais tempo de crescimento vegetal, para que se seja possível o acúmulo de biomassa e, portanto, de metal acumulado.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, C. R. C.; LOPES, B. C.; BARBOSA, M. V. D.; BALIEIRO, F. C.; GOMES, M. M. Fitorremediação de solos contaminados por petróleo. **Revista Trópica – Ciências Agrárias e Biológicas**, v. 6, n. 1, p. 3-9, 2012.

ALEJANDRO, S. et al. Manganese in plants: from acquisition to subcellular allocation. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, p. 300, 2020. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00300>

ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals - Concepts and applications. **Chemosphere**, vol. 91, n. 7, p. 860-881, mar., 2013. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>

ALMEIDA, R. F. Plantas acumuladoras de metais pesados no solo – uma revisão. **Revista de Biotecnologia e Ciência**, v. 2, n. 1, 2012.

ALVARENGA, A. C.; CARDOSO, P. H. S.; COUTINHO, M. A. N.; OLIVEIRA, A. L. G.; SAMPAIO, R. A. Produção de biomassa e fitoextração de Cu e Zn pelo capim-elefante cultivado em lodo de esgoto puro. **Engenharia Na Agricultura**, v. 26.5, p. 473-82, 2018. <https://doi.org/10.13083/reveng.v26i5.945>

ALVES, R. M. M.; OLIVEIRA, L. E. M. de; FERREIRA NETO, A. E.; DELU FILHO, N. Differential growth of the forest species *Cassia-verrugosa* (*Senna multijuga* (L. C. RICH.) I. & B.) and ipê-mirim (*Tecoma stans*) in the presence of aluminum. Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 25, n. 5, p. 1161-1168, 2001.

ANDREAZZA, R.; BORTOLON, L.; PIENIZ, S.; BENTO, F. M.; CAMARGO, F. A. O. Evaluation of two brazilian indigenous plants for phytostabilization and phytoremediation of copper-contaminated soils. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 1, p. 868-877, 2015. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.01914>

ARAÚJO, B. S. **Tolerância e metabolismo de compostos xenobióticos por raízes de *Daucuscarota* transformados pela *Agrobacterium rhizogenes***. Tese (Mestrado) - Universidade Federal do Alagoas, Maceió, 2000.

BACCAN, N.; ANDRADE, J. C.; GODINHO, O. E. S.; BARONE, J. S., **Química Analítica Quantitativa Elementar**, Campinas, 3a edição, Ed. Edgard Blücher Ltda., 2001, 308p.

BACILIO-JIMÉNEZ, M.; CARREON-PALAU, L.; ARREDONDO-VEGA, B. O.; Chávez-Cobian, J.; CARRILLO-GONZÁLEZ, R. Changes in fatty acid in *Tecoma stans* grown in mine residues after compost amendment. **International Journal of Phytoremediation**, v. 24, n. 14, p.1455-1464, 2022. <https://doi.org/10.1080/15226514.2022.2033690>

BAIRD, C., 2002. **Química Ambiental**. 2 ed. São Paulo, Bookman. 622pp.

BAKER, A. J. M.; McGRATH, S. P.; SODOLI, C. M. D.; REEVES, R. D. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metalaccumulating plants. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 11, p. 41-49, 1994.

BANDEIRA, O. A.; BANDEIRA, P. A.; PASCHOALATO, C. F. P. R.; MUÑOZ, S. S. Evaluation of the translocation of soil metals and waste for lettuce, arugula and radish: case study Mariana-Minas Gerais-Brazil. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 15, 2022. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i15.36020>

BRASIL. 2009. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília.

BREDOW, E. A. **Atributos do solo em áreas de ocorrência de *Tecoma stans* (L.) JUSS. EX. KUNTH (Bignoniaceae) no Estado do Paraná**. 2007. 82 p. Dissertação (Mestrado em Ciências dos Solos). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

CAILLE, N.; ZHAO, F. J.; MCGRATH, S. P. Comparison of root absorption, translocation and tolerance of arsenic in the hyperaccumulator *Pteris vittata* and the non hyperaccumulator *Pteris tremula*. **New Phytologist**, v.165, p.755-761, 2005.

CAIRES, S. M.; FONTES, M. P. F.; FERNANDES, R. B. A.; NEVES, J. C. L. Desenvolvimento de mudas de cedro-rosa em solo contaminado com cobre: tolerância e potencial para fins de fitoestabilização do solo. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 6, p. 1181-1188, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622011000700004>

CAMARGO, F. A. O. *et al.* Uso de microrganismos para a remediação de metais. **Tópicos Especiais em Ciência do Solo**, v. 5, p. 467 – 496, 2007.

CAMBROLLÉ, J.; GARCÍA, J. L.; FIGUEROA, M. E.; CANTOS, M. Evaluating wild grapevine tolerance to copper toxicity. **Chemosphere**, v. 120, p. 171-178, feb. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.06.044>

CARVALHO, M. M.; LIRA, V. S.; HITOMI, C. H.; WATANABE, R. F. Estudo da toxicidade de metais (zinco e cádmio) sobre *Ceriodaphnia dubia*, por multivias de exposição e recuperação biológica de descendentes. **Eng Sanit Ambient**, v. 22, n. 5, p. 961-968, set-out, 2017. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017158722>

CASTILHOS, D. D. *et al.* C. Acúmulo de cromo e seus efeitos na fixação biológica de nitrogênio e absorção de nutrientes em soja. **Revista Brasileira de Agrociência**, v.7, n. 2, p. 121-124, mai-ago, 2001B.

CASTILHOS, D. D.; *et al.* Redução química e biológica do cromo hexavalente aplicado ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 509-514, 2001A. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832001000200026>

CETEM - Centro de Tecnologia Mineral. **Ministério da Ciência e Tecnologia**. Coordenação de Processos Minerários – COPM. 2005. Rochas e Minerais Industriais. Cap. 24. Rio de Janeiro.

CHAVES, L. G.; SOUZA, R. S. Fitoextração de cobre e zinco de um neossolo quartzarênico contaminado com metais pesados. **Comunicata Scientiae**, v. 6, n. 4, 2015.

COELHO, D. G.; MARINATO, C. S.; MATOS, L. P.; ANDRADE, H. M.; SILVA, V. M.; NEVES, P. H.; OLIVEIRA, J. A. Evaluation of Metals in Soil and Tissues of Economic-Interest Plants Grown in Sites Affected by the Fundão Dam Failure in Mariana, Brazil. **Integrated environmental assessment and management**, v.16, n. 5, p.596-607, 2020. <https://doi.org/10.1002/ieam.4253>

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Ficha de Informação Toxicológica: Crômio e Seus Compostos**. Divisão de Toxicologia, Genotoxicidade e Microbiologia Ambiental. Jan/2012.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: 2001. 73p.

COSTA, S.; VICENTE, M. G.; GOMES, V. ARANA, A. R. A.; ULIANA, M. Avaliação do potencial de bioacumulação de cromo em plantas de girassol. **Revista Agro Ambiental**, v. 14, n. 2, p. 515-522, 2021. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2021v14n2e7634>

COUTINHO, H. D.; BARBOSA, A. R. Fitorremediação: Considerações gerais e características de utilização. **Silva Lusitana**, v. 15, p. 103-117, 2007.

DE SÁ, T. C. L. L.; MARQUES, M.; DE SOUZA MOREIRA, F. M.; SIQUEIRA, J. O. Crescimento e teor de metais de mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metais pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 1, p. 121-132, 2000. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2000000100015>

DE, D.; SANTOSHA, S.; ANIYA, V.; SREERAMOJU, A.; SATYAVATHI, B. Assessing the applicability of an agro-industrial waste to Engineered Bio-char as a dynamic adsorbent for Fluoride Sorption. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 2, p. 2998-3009, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.04.021>

DENG, Y., JIANG, L., XU, L., HAO, X., ZHANG, S., XU, M., ZHU, P., FU, S., LIANG, Y., YIN, H., LIU, X., BAI, L., JIANG, H., LIU, H. Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in contaminated paddy fields - a case study in Xiangtan City, Southern China. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, v. 171, p. 281-289, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.060>

DO NASCIMENTO, C. W. A.; HESTERBERG, D.; TAPPERO, R. Imaging Zn and Ni distributions in leaves of different ages of the hyperaccumulator *Noccaea Caerulescens* by synchrotron-based X-ray fluorescence. **Journal of Hazardous Materials**, v. 408, 2021: 124813. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124813>

DO NASCIMENTO, C. W. A.; HESTERBERG, D.; TAPPERO, R.; NICHOLAS, S.; DA SILVA, F. B. V. (2020). Citric acid-assisted accumulation of Ni and other metals by *Odontarrhena muralis*: implications for phytoextraction and metal foliar distribution assessed by  $\mu$ -SXRF. **Environmental Pollution**, v. 260, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114025>

DUTRA, T. R.; MASSAD, M. D.; OTONI, B. A. S.; SANTOS, A. R.; MENEZES, E. S.; SARMENTO, M. F. Q. Potencial fitorremediador de *Tecoma stans* em solo contaminado com herbicida diuron + hexazinone, em Salinas-MG. **Agropecuária Científica no Semiárido**. Patos-PB. v.13, n.2, p.106-112, abr-jun, 2017.

EHSAN, S.; Ali, S.; NOUREEN, S.; MAHMOOD, K.; FARID, M.; ISHAQUE, W.; SHAKOOR, M. B.; RIZWAN, M. Citric acid assisted phytoremediation of cadmium by *Brassica napus* L. **Ecotoxicol Environ Saf**, v.106, p.164– 172, 2014.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.03.007>

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 3.ed. rev. ampl. - Brasília, 2017. p.574

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006. 306 p.

FERREIRA, D. F. **Análises estatísticas por meio do Sisvar para Windows versão 4.0**. In: Anais da 45ª. Reunião Anual da Região Brasileira da Sociedade Internacional de Biometria; julho 2000; São Carlos. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos; p.255-258. 2011.

FREIRE, R. S.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, L. T.; DURÁN, N. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química Nova**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 504-511, 2000. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422000000400013>

FREITAS, D. A.; ALVARENGA, A. C.; DURÃES, A. F. S. Potencial de fitorremediação da espécie arbórea *Myracrodruon urundeuva* em solos contaminados por zinco. **Braz. J. Anim. Environ. Res.**, Curitiba, v. 2, n. 5, p. 1768-1775, edição especial, set. 2019.

FURTINI NETO, A. E.; RESENDE, A. V. de; VALE, F. R. do; FAQUIM, V.; FERNANDES, L. A. Acidez do solo, crescimento e nutrição mineral de algumas espécies arbóreas, na fase de muda. **Revista Cerne**, Lavras, v. 5, n. 2, p. 1-12, 1999.

GARCIA, G.; FAZ, A.; CUNNA, M. Performance of *Piptatherum miliaceum* (*Smilo grass*) in edaphic Pb and Zn phytoremediation over a short growth period. **Internacional Biodeterioration and Biodegradation**, v. 54, n. 2-3, p. 245-250, 2004.  
<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2004.06.004>

GERHARDT, K. E.; GERWING, P. D.; GREENBERG, B. M. Opinion: Taking phytoremediation from proven technology to accepted practice. **Plant Science**, v. 256, p. 170-185, mar 2017. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2016.11.016>

GOMES, M. P.; DUARTE, D. M.; CARNEIRO, M. M. L. C.; BARRETO, L. C.; CARVALHO, M.; SOARES, A. M.; GUILHERME, L. R.G.; GARCIA, Q. S. Zinc tolerance modulation in *Myracrodruon urundeuva* plants. **Plant physiology and biochemistry**, v. 67, n. 1, p. 1-6, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2013.02.018>

GONZÁLEZ-CHÁVEZ M.C.A.; CARRILLO GONZÁLEZ R.; SÁNCHEZ-LÓPEZ A.S.; RUIZ-OLIVARES A. Alternativas de fitorremediación de sitios contaminados con elementos potencialmente tóxicos. **Agro Productividad**, v.10, n. 4, p.8-14, 2017.

GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L. **Elementos traços em solos, sedimentos e águas**. In: SIMPÓSIO

NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS – ÁGUA E BIODIVERSIDADE, 5. Anais. Belo Horizonte, 2002.

HAUSLADEN, D. M.; ALEXANDER-OZINSKAS, A.; MCCLAIN, C.; FENDORF, S. Hexavalent chromium sources and distribution in *California groundwater*. **Environ. Sci. Technol.**: v.52, n.15, p.8242-8251, 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06627>

HOSSAIN, M. A.; PIYATIDA, P.; SILVA, J. A. T.; FUJITA, M. 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. **Le Journal de Botanique**, v. 2012, p. 872875, 2012. <https://doi.org/10.1155/2012/872875>

IRIGOTEN-RASCON, F.; PAREDES, A. 2015. Tarahumara Medicine: Ethnobotany and Healing Among the Raramuri of Mexico. **Ethnohistory**, v. 63, p.749–751, 2016. <https://doi.org/10.1215/00141801-3633443>

KABATA-PENDIAS, A. Soil-Plant transfer of trace elements – an environmental issue. **Geoderma**, v.122, n.2-4, p.143-149, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.004>

KIRKBY, E. A.; RÖMHELD, V. Micronutrientes na fisiologia de plantas: funções, 25 absorção e mobilidade. **Informações Agronômicas**, n. 118, p. 24, 2007.

KOPTSIK, G. N. Modern approaches to remediation of heavy metal polluted soils: a review. **Eurasian Soil Science**, v. 47, p. 707-722, 2014. <https://doi.org/10.1134/S1064229314070072>

KRANZ, W. M.; PASSINI, T. **Amarelinho**: biologia e controle. Londrina: IAPAR; 1997.

LARBIE, C.; OWUSU NYARKOH, C.; OWUSU ADJEI, C. Phytochemical and safety evaluation of hydroethanolic leaf extract of *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth. **Evid Based Complement Alternat Med**, p.1–12, 2019. <https://doi.org/10.1155/2019/7417624>

LIMA, C. V. S.; MEURER, E. J.; SCHMIDT, R. O.; SOUZA, E. D. Potencial de fitoextração do nabo forrageiro e da aveia preta em argissolo contaminado por cádmio. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 12, n. 1, p. 39-49, 2010.

LUO, J.; CAI, L.; QI, S.; WU, J. GU, X. W. S. Improvement effects of cytokinin on EDTA assisted phytoremediation and the associated environmental risks. **Chemosphere**, v. 185, p. 386-393, out, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.036>

MARCHIOL, L.; ASSOLARI, S.; SACCO, P. & ZERBI, G. Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil. **Environ. Pollut.**, v. 132, p. 21-27, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.04.001>

MARQUES, T. C. L. L. S. M.; MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. Crescimento e teores de metais em mudas de espécies arbóreas tropicais em solo contaminado com metais pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 1, p. 121-132, jan. 2000. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2000000100015>

- MARTINS, R. J. E. **Acumulação e liberação de metais pesados por briófitas aquáticas**. 2004. 88 f. Dissertação (Doutorado) – Universidade do Porto. Faculdade de Engenharia. Departamento de Engenharia Química, Portugal, 2004
- MEHLICH, A. **Determination of P, Ca, Mg, K, Na and NH<sub>4</sub>**. North Carolina Soil Test Division. Raleigh, North Carolina, 1953.
- MENDONÇA, A. T.; SANTOS, C. C. A.; MARQUES, R. F. P. V.; OLIVEIRA, A. S.; SANTOS, C. S. Potential for removing copper soil by phytommediation technique. **Ibero-American Journal of Environmental Sciences**, v. 12, n. 4, 2021. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.004.0040>
- MENEGAES, J. F.; BACKES, F. A. A. L.; BELLÉ, R. A.; SWAROWSKY, A.; SALAZAR, R. S. S. Avaliação do potencial fitorremediador de crisântemo em solo com excesso de cobre. **Horticulture Ornamental**, v. 23, n. 1, p. 63-71. 2017. <https://doi.org/10.14295/oh.v23i1.915>
- MONDAL, A.; GOSWAMI, L.; HUSSAIN, N.; BARMAN, S.; KALITA, E.; BHATTACHARYYA, P.; BHATTACHARYA, S.S. Detoxification and eco-friendly recycling of brick kiln coal ash using *Eisenia fetida*: a clean approach through vermitechnology. **Chemosphere**, v. 244, 125470, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125470>
- MSHELIA, Z. B. Determination of some heavy metals in vegetable garden soil and waste dumpsite soil in Mubi North, Adamawa State, Nigeria. **Agricultural Science and Technology**, v. 11, n. 3, 2019. <https://doi.org/10.15547//ast.2019.03.041>
- NEJAT, N.; MAZIAH, M.; VALDIANI, A.; ABIRI, R.; CAHILL, D.; TAN, Y.-H. Ornamental Exterior versus Therapeutic Interior of Madagascar periwinkle (*Catharanthus roseus*): The Two Faces of a Versatile Herb. **Sci. World J.**, v. 2015, p. 19, 2015. <https://doi.org/10.1155/2015/982412>
- NISSIM, W. G.; CINCINELLI, A. MARTELLINI, T.; ALVISI, L.; PALM, E.; MANCUSO, S. AZZARELLO, E. Phytoremediation of sewage sludge contaminated by trace elements and organic compounds. **Environmental Research**, v. 164, p. 356-366, jul, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.03.009>
- PAGANINI, S. W.; SOUZA, A.; BOCCHIGLIERI, M. M. Avaliação do comportamento de metais pesados no tratamento de esgotos por disposição no solo. **Eng. Sanit. Ambient**, v. 9, n.3, set, 2004. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522004000300009>
- PAIVA, H. N.; CARVALHO, J. G.; SIQUEIRA, J. O.; MIRANDA, J. R. P.; FERNANDES, A. R. Absorção de nutrientes por mudas de ipê roxo (*Tabebuia impetiginosa*) em solução nutritiva contaminada por cádmio. **Revista Árvore**, v. 28, n. 2. p. 189-197, mar/abr., 2004. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622004000200005>
- PANDA, S.K. E CHOUDHURY, S. Chromium stres in plants. **Braz. J. Plant Physiology.**, vol.17, n.1, p. 95-102, 2005. <https://doi.org/10.1590/S1677-04202005000100008>
- PARAMASIVAM, K.; RAMASAMY, V.; SURESH, G. Impact of sediment characteristics on the heavy metal concentration and their ecological risk level of surface sediments of

Vaigai river, Tamilnadu, India. **Spectrochim Acta Part A Mol Biomol**, v. 137, p. 397–407, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2014.08.056>

PRADO, R. M. **Manual de nutrição de plantas forrageiras**. Jaboticabal, FUNEP. 413p. 2008.

PRATAS, J; FAVAS, P. J. C.; SOUZA, R. D.; VARUM, M.; PAUL, M. S. Metais pesados em solos e vegetação espontânea da área de uma mina de chumbo, Mina Barbadalhos, Centro de Portugal. **Comunicações Geológicas**, v. 101, p.1047–10150, 2014.

REVATHI, K.; HARIBABU, T. E.; SUDHA, P. N. Phytoremediation of chromium contaminated soil using sorghum plant. **International Journal of Environmental Sciences**, v. 2, n. 2, p. 417, 2011.

ROMEIRO, S.; LAGÔA, A. M. A.; FURLANI, P. R.; ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; ERISMANN, M. Lead uptake and tolerance of *Ricinus communis* L. **Brazilian Journal Plant Physiology**, v. 18, n. 4, p. 483-489, 2006. <https://doi.org/10.1590/S1677-04202006000400006>

SANTANA, G. P.; BARRONCAS, P. S. R. Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na Bacia do Tarumã-Açu Manaus – (AM). **Acta Amazônica**, v.37, n.1, p.111-118, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672007000100013>

SANTANA, N. A.; MORALES, C. A. S.; JACQUES, R. J. S. **Estratégias Biológicas na Fitorremediação do Cobre**. 1ª ed. Porto alegre: Plus/Simplíssimo, 2019.

SANTOS, G. C.; RODELLA, A. A. Efeito da adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico de B, Zn, Cu, Mn e Pb no cultivo de *Brassica juncea*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 793-804, 2017. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000400019>

SAYYED, M. R. G.; SAYADI, M. H. Variations in the heavy metal accumulations within the surface soils from the Chitgar industrial area of Tehran. **Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences**, v. 1, n. 1, p. 36, 2011.

SHAH, F. R.; AHMAD, N.; MASOOD, K. R.; ZAHID, D. M. The influence of cadmium and chromium on the biomass production of shisham (*Dalbergia sisoo* Roxb.) seedlings. **Pak. J. Bot.**, v. 40, n. 4, p. 1341-1348, 2008.

SHANKER, A. K.; CERVANTES, C.; LOZA-TAVERA, L. L.; AVUDAINAYAGAM, S. Chromium toxicity in plants. **Environment International**, n. 31, p. 739-753, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.02.003>

SHARMA, H.; CHANDOLA, H. M.; SINGH, G.; BASISHT, G. Utilization of Ayurveda in health care: an approach for prevention, health promotion, and treatment of disease. **J. Altern. Complement. Med.**, v.13, n.10, 1135–1150, 2007. <https://doi.org/10.1089/acm.2007.7017-B>

SIDDIQUI, M. H.; AL-WHAIBI, M. H.; SAKRAN, A. M.; BASALAH, M.O.; ALI, H.M. Effect of calcium and potassium on antioxidant system of *Vicia faba* L. under cádmium stress. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 13, n. 6, p. 6604-6619, 2012. <https://doi.org/10.3390/ijms13066604>



SILVA, D. M.; LIZIERI, C.; OLIVEIRA JUNIOR, E. S. Aquatic plants in ecotechnologies: perspectives for phytoremediation of iron and manganese. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 3, 2021. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i3.13320>

SILVA, J. A. **Análise de infestação do amarelinho (*Tecoma stans*) na zona rural do município de Bandeirantes** – PR. 2007. Monografia (graduação). Faculdades Luiz Meneghel, Universidade do Norte do Paraná – Bandeirantes – PR. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2008v29n1p83>

SILVA, M. L. S. **Avaliação do comportamento de elementos traço essenciais e não essenciais em solo contaminado sob cultivo de plantas**. Tese de Doutorado da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba, 2006.

SILVA, M. L. S.; VITTI, G. C.; TREVIZAM, A. R. Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação. **Pesq. Agropec. Bras.**, v.42, n.4, p.527-535, abr. 2007. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2007000400011>

SILVA, R. F.; MISSIO, E. L.; STEFFEN, R. B.; WEIRICH, S. W.; KUSS, C. C.; SCHEID, D. L. Efeito do cobre sobre o crescimento e qualidade de mudas de *Stryphnodendron polyphyllum* Mart. e *Cassia multijuga* Rich. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 3, p. 717-725, jul.-set., 2014. <https://doi.org/10.5902/1980509815730>

SILVA, T. M. R.; PRADO, R. M.; VALE, D. W.; AVALHÃES, C. C.; PUGA, A. P.; FONSECA, I. M. Toxicidade do zinco em milho cultivado em Latossolo Vermelho Distrófico. **Rev. Bras. Ciências Agrárias**. v.5, n.3, p.336-340, jul.-set., 2010. <https://doi.org/10.5039/agraria.v5i3a652>

SINHA, V.; PAKSHIRAJAN, K.; CHATURVEDI, R. Chromium tolerance, bioaccumulation and localization in plants: An overview. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 715-730, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.033>

SOARES, C. R. F. S.; ACCIOLY, A. M. A.; MARQUES, T. C. L. L. S. M.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Content and distribution of heavy metals in roots, stems and leaves of tree seedlings in soil contaminated by zinc industry wastes. **Rev. Bras. Fisiol. Veg.**, v. 13, n. 3, p. 302-315, 2001. <https://doi.org/10.1590/S0103-31312001000300006>

SOUZA, A. K. R.; MARASSUTI, C. Y.; DEUS, W. B. Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores. **Acta Biomedica Brasiliensia**, v. 9, n.3, dez., 2018. <https://doi.org/10.18571/acbm.189>

SOUZA, W. C. L. Tolerância de gramíneas tropicais em solo contaminado com manganês. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal dos Vales do Jequetinhonha, Diamantina, 2022

TAMBUNAN, J.; EFFENDI, H.; KRISANTI, M. Phytoremediating Batik Wastewater Using Vetiver *Chrysopogon zizanioides*. **Bogor Agricultural University**, 2017. <https://doi.org/10.15244/pjoes/76728>

TAO, Q.; HOU, D. D.; YANG, X. E.; LI, T. Q. Oxalate secretion from the root apex of *Sedum alfredii* contributes to hyperaccumulation of Cd. **Plant Soil**, v. 398, p.139–152, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2651-x>

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

VALE, F. R.; FURTINI NETO, A. E.; RENÓ, N. B.; FERNANDES, L. A.; RESENDE, A. V. Crescimento radicular de espécies florestais em solo ácido. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 31, n. 9, p. 609-616, 1996.

WANG, S. Q; WEI, S. H; CHEN, Y. Q; MIHAJHOV, L. Comparison of soybean cultivars enriching Cd and the application foreground of the low-accumulating cultivar in production. **Pol. J. Environ. Stud.**, v. 26, p.1299–1304, 2017. <https://doi.org/10.15244/pjoes/67576>

WATANABE, M.E. Phytoremediation on brink of commercialization. **Environment Science Technology**, v.31, p.182-186, 1997. <https://doi.org/10.1021/es972219s>

WHITE, R. Elsevier's dictionary of plant names of North America, including Mexico, Amsterdam, vol. 1. **Elsevier Science**, v. 1, p. 193, 2003.

YANG, W.; DING, Z; ZHAO, F.; WANG, Y.; ZHANG, X.; ZHU, Z.; YANG, X. Comparison of manganese tolerance and accumulation among 24 *Salix clones* in a hydroponic experiment: Application for phytoremediation. **Journal of Geochemical Exploration**, Amsterdam, v. 149, p. 1-7, 2015.

YOON, J; CAO, X; ZHOU, Q; MA, L, Q. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. **Science of The Total Environment**, v. 368, p. 456-464, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.016>

YRUELA, I. Cobre em plantas. Braz. **J. Plant Physiol.**, v.17, n.1, p.145-156, 2005. <https://doi.org/10.1590/S1677-04202005000100012>

YU, C; PENG, X; YAN, H; LI, X; ZHOU, Z; YAN, T. Phytoremediation ability of *Solanum nigrum* L. to Cd-contaminated soils with high levels of Cu, Zn, and Pb. **Water Air Soil Pollut**, v. 226, p.1–10, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2424-4>

ZEITTOUNI, C. F.; BERTON, R. S. & ABREU, C. A. Fitoextração de cádmio e zinco de um latossolo vermelho-amarelo contaminado com metais pesados. *Bragantia* v. 66, n.4, pp. 649-657, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0006-87052007000400015>

ZENY, B.; TROJAN, D. G.. Hormônios de plantas: uma prospecção sobre suas descobertas e aplicações. **Revista Techno Eng.**, v.1, n.11, 2016.

ZHANG, Q.; LI, Y; PHANLAVONG, P.; WANG, Z.; JIAO, T.; QIU, H.; PENG, Q. Highly efficient and rapid fluoride scavenger using an acid/base tolerant zirconium phosphate nanoflake: behavior and mechanism. **J. Clean. Prod.**, v. 161, p.317–326, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.120>

ZHAO, F. J.; MC GRATH, S. P.; MERRINGTON, G. Estimates of ambient background concentrations of trace metals in soils for risk assessment. **Environmental Pollution**. v. 153, n.3, p.711, jun., 2008. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.10.049>

ZILLER, S. R. Plantas exóticas invasoras: A Ameaça da Contaminação biológica. **Revista Ciência Hoje**, São Paulo, v. 30, n.178. p.77-79, 2001.