

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUALIDADE AMBIENTAL**

ELLYENAYA SILVA COUTINHO

**Potencial do guapuruvu (*Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*) na
fitorremediação de metais pesados**

UBERLÂNDIA

2024

ELLYENAYA SILVA COUTINHO

**Potencial do guapuruvu (*Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*) na
fitorremediação de metais pesados**

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”.

Prof. Dr.º Lucas Carvalho Basílio de Azevedo
(Orientador)

Prof. Dr.ª Araújo Hulmann Batista
(Coorientadora)

UBERLÂNDIA
2024



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, 04/2024, PPGMQ				
Data:	07 de março de 2024	Hora início: de	14:00	Hora encerramento: de	16:10
Matrícula da Discente:	12112MQA004				
Nome da Discente:	Ellyenaya Silva Coutinho				
Título do Trabalho:	Potencial do guapuruvu (<i>Schizolobium parahyba var. amazonicum</i>) na fitorremediação de metais pesados				
Área de concentração:	Meio Ambiente e Qualidade Ambiental				
Linha de pesquisa:	Processos Ambientais				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Comunidade microbiana do solo submetido a 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 Sueli Moura Bertolino (UFU); e Dr. Felipe Jose Cury 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 a 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, aos examinadores, 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 Basílio de Azevedo, Professor(a) do Magistério Superior**, em 07/03/2024, às 16:13, 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 **Sueli Moura Bertolino, Professor(a) do Magistério Superior**, em 07/03/2024, às 16:18, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Felipe Jose Cury Fracetto, Usuário Externo**, em 08/03/2024, às 10:35, 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, informando o código verificador **5174487** e o código CRC **4C60D9EC**.

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

C871 2024	<p>Coutinho, Elyenaya Silva, 1991- Potencial do guapuruvu (<i>Schizolobium parahyba</i> var. <i>amazonicum</i>) na fitorremediação de altos níveis de contaminação por Cr, Cu, Mn e Zn [recurso eletrônico] / Elyenaya Silva Coutinho. - 2024.</p> <p>Orientador: Lucas Carvalho Basílio de Azevedo. Coorientadora: Araújo Hulmann Batista. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Pós-graduação em Qualidade Ambiental. Modo de acesso: Internet. Disponível em: http://doi.org/10.14393/ufu.di.2024.207 Inclui bibliografia. Inclui ilustrações.</p> <p>1. Desenvolvimento sustentável. I. Azevedo, Lucas Carvalho Basílio de, 1980-, (Orient.). II. Batista, Araújo Hulmann, 1977-, (Coorient.). III. Universidade Federal de Uberlândia. Pós-graduação em Qualidade Ambiental. IV. Título.</p> <p style="text-align: right;">CDU: 502.33</p>
--------------	--

Bibliotecários responsáveis pela estrutura de acordo com o AACR2:

Gizele Cristine Nunes do Couto - CRB6/2091
Nelson Marcos Ferreira - CRB6/3074

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais pelos ensinamentos e apoio incondicional que sempre demonstraram.

Os agradecimentos são extensivos a todos os professores do programa de pós-graduação em Qualidade Ambiental, que durante esse período de formação mostraram-se disponíveis para orientar no que fosse necessário.

A todos os professores e professoras com os quais tive a honra de aprender ao longo de todo o percurso acadêmico e contribuíram para o desenvolvimento pessoal.

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

Agradeço à CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelo fomento apoio financeiro e consolidação do programa de pós-graduação stricto sensu em Qualidade Ambiental e demais programas no Brasil.

Agradeço à Universidade Federal de Uberlândia (UFU), à 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.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	9
1.1 Hipóteses	11
1.2 Objetivos.....	11
1.2.1 Objetivos Específicos.....	11
1.3 Justificativa	12
2. REVISÃO DA LITERATURA.....	12
2.1 Contaminação do solo por metais pesados	12
2.2 Fitorremediação.....	13
2.3 Características da espécie <i>Schizolobium parahyba</i> var. <i>amazonicum</i>	15
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	16
3.1 Delineamento experimental.....	17
3.2 Condução Experimental.....	18
3.3 Crescimento vegetal.....	21
3.4 Análise química do solo.....	21
3.5 Metais pesados nos tecidos vegetais, solo e lixiviado	22
3.6 Fator de bioconcentração (FBC) e Fator de Translocação (FT).....	23
3.7 Análises Estatísticas	24
4. RESULTADOS.....	24
4.1 Crescimento vegetal.....	24
4.2 Química do solo	25
4.3 Metais pesados nos tecidos vegetais, solo e lixiviado	25
4.4 Fator de bioconcentração (FBC) e Fator de Translocação (FT).....	29
5. DISCUSSÃO	30
6. CONCLUSÕES	33
7. REFERÊNCIAS.....	34

RESUMO

COUTINHO, ELLYENAYA SILVA. Potencial do guapuruvu (*Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*) na fitorremediação de metais pesados. 2024. 37 p. Dissertação (mestrado em meio ambiente e qualidade ambiental) – universidade federal de Uberlândia – MG.

Os metais pesados estão presentes em agroquímicos utilizados na agricultura, em derivados de petróleo, em resíduos orgânicos domésticos e industriais, entre outras diversas substâncias. Por acidentes ou destinação incorreta, os metais podem se acumular em solos, sedimentos e nas águas. A contaminação do solo por metais resulta em danos às funções ecossistêmicas, e potencialmente à saúde pública. Uma das formas de descontaminação é a fitorremediação, que consiste no uso de plantas tolerantes para reduzir a poluição do solo. Dentre a grande diversidade vegetal no Brasil, algumas espécies nativas podem ter potencial de fitorremediação. O Guapuruvu é uma espécie arbórea ainda pouco explorada como possível planta remediadora. Portanto, o objetivo deste estudo foi avaliar a fitorremediação de metais no solo pelo crescimento de mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* em solo argiloso. Os tratamentos consistiram em 5 doses crescentes de Cu, Cr, Mn e Zn no solo. Após o crescimento das mudas por 60 dias, foram determinados os teores de Cu, Cr, Mn e Zn no solo, nas raízes, na parte aérea e no lixiviado, o fator de bioconcentração e o fator de translocação desses elementos tóxicos nas plantas. Também foram avaliadas a altura de planta, o diâmetro do colo, massa seca de raízes, massa seca da parte aérea e comprimento radicular. O ensaio foi conduzido em casa-de-vegetação com delineamento em blocos casualizados com seis repetições. Mudas de *S. parahyba* demonstraram potencial significativo como planta fitorremediadora em condições de contaminação por metais pesados, por apresentarem hiperacumulação de Cu, Mn e Zn, conforme demonstrado na aplicação de 100 mg de Cu, 150 mg de Mn e 225 mg de Zn; e 200 mg de Cu, 300 mg de Mn e 450 mg de Zn. A aplicação das doses: 300 mg de Cu, 225 mg de Cr, 450 mg de Mn e 675 mg de Zn; e 400 mg de Cu, 300 mg de Cr, 600 mg de Mn e 900 mg de Zn foram letais para as mudas. Destaca-se que o guapuruvu pode desempenhar um papel importante em programas de remediação ambiental, especialmente em áreas com histórico de contaminação por metais pesados.

PALAVRAS-CHAVE: biorremediação; espécies arbóreas nativas; *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*; metais pesados.

ABSTRACT

COUTINHO, ELLYENAYA SILVA. Potential of guapuruvu (*Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*) in phytoremediation of heavy metals. 2024. 37 p. Dissertation (master's degree in environment and environmental quality) – federal university of Uberlândia – MG.

Heavy metals are present in agrochemicals used in agriculture, in petroleum derivatives, in domestic and industrial organic waste, among other diverse uses. Due to accidents or incorrect disposal, metals can accumulate in soil, sediments and water. Soil contamination by metals results in damage to ecosystem functions, and potentially to public health. One of the forms of decontamination is phytoremediation, which consists of using tolerant plants to reduce soil pollution. Among the great plant diversity in Brazil, some native species may have phytoremediation potential. Guapuruvu is a tree species that has not yet been explored as a possible remedial plant. Therefore, the objective of this study was to evaluate the phytoremediation of metals in the soil by the growth of *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* in clayey soil. The treatments consisted of 5 increasing doses of Cu, Cr, Mn and Zn in the soil. After growing the seedlings for 60 days, the levels of Cu, Cr, Mn and Zn in the soil, roots, shoots and leachate, the bioconcentration factor and the translocation factor of these toxic elements in plants were determined. Plant height, stem diameter, root dry mass, aerial part dry mass and root length were also evaluated. The trial was conducted in a greenhouse with a randomized block design with six replications. *S. parahyba* seedlings demonstrated significant potential as a phytoremediation plant in conditions of heavy metal contamination as they showed hyperaccumulation of Cu, Mn and Zn as demonstrated by the application of 100 mg of Cu, 150 mg of Mn and 225 mg of Zn; and 200 mg of Cu, 300 mg of Mn and 450 mg of Zn. Application of doses: 300 mg of Cu, 225 mg of Cr, 450 mg of Mn and 675 mg of Zn; and 400 mg of Cu, 300 mg of Cr, 600 mg of Mn and 900 mg of Zn were lethal to seedlings. It is noteworthy that guapuruvu can play an important role in environmental remediation programs, especially in areas with a history of contamination by heavy metals.

KEYWORDS: bioremediation; native tree species; *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*; heavy metals.

INTRODUÇÃO

A preocupação com a degradação do ambiente tem despertado a procura por alternativas de descontaminação e recuperação, visando recompor as funções ecossistêmicas (BRAUN et al., 2019). A contaminação do solo com poluentes orgânicos e inorgânicos diversos, provenientes das atividades antrópicas, tem chamado atenção em virtude dos impactos para a qualidade do solo, da água, dos ecossistemas e da saúde humana (JONES E ANSELMO 2005).

A diferença entre contaminação e poluição reside no alcance e na abrangência dos efeitos ambientais. A contaminação refere-se à introdução de substâncias nocivas em um ambiente específico, como solo, água ou ar, muitas vezes resultado de atividades humanas como a mineração, agricultura intensiva ou descarte inadequado de resíduos. Por outro lado, a poluição é um termo mais amplo, descrevendo a presença de substâncias prejudiciais em uma escala mais abrangente, afetando múltiplos ambientes e ecossistemas. Enquanto a contaminação está ligada a uma área específica, a poluição tem impactos mais generalizados, podendo afetar a saúde humana, a vida selvagem e os ecossistemas em grande escala. (JONES E ANSELMO 2005).

No contexto do artigo, a contaminação por metais pesados se dá pela exploração, manipulação e uso desses elementos nas atividades humanas. O aumento da contaminação por metais pesados está ligado a atividades humanas como mineração, indústria metalúrgica, agricultura intensiva com o uso de fertilizantes e pesticidas, descarte inadequado de resíduos, queima de combustíveis fósseis e atividades de construção e demolição. Essas atividades liberam metais pesados no ambiente, contaminando solos, água e ar. A fitorremediação, utilizando plantas como o Guapuruvu, pode ser uma solução para remover esses contaminantes do meio ambiente, absorvendo, acumulando ou degradando os metais pesados, transformando em uma espécie menos tóxica (BRAUN et al., 2019).

A toxicidade dos metais poluentes depende das características do elemento e dos organismos envolvidos, mas geralmente impactam rotas bioquímicas diversas, integridade de macromoléculas, incluindo DNA e proteínas e, por consequência, o funcionamento celular (CHU, 2018; COGO et al., 2020).

A toxicidade dos metais poluentes tem impactos significativos no meio ambiente e na saúde humana. Isso pode resultar na redução da biodiversidade, contaminação da cadeia alimentar e perda de habitat. Para os seres humanos, essa contaminação pode causar problemas de saúde agudos e crônicos, incluindo danos aos órgãos, aumento do risco de câncer e impactos negativos no desenvolvimento infantil. Esses impactos ressaltam a necessidade de reduzir a contaminação por metais pesados e proteger ecossistemas e saúde humana. Assim, a descontaminação ambiental torna-se necessária. Solos que se encontram nessas condições exigem ação remediadora que diminua os teores desses poluentes em níveis ambientalmente seguros. (CHU, 2018; COGO et al., 2020).

A fitorremediação de metais é um processo em que as plantas removem ou estabilizam metais no solo, diminuindo os riscos da contaminação por metais pesados, e outros contaminantes presentes no solo (CHEKOL; VOUGH; CHANEY, 2022). Dessa forma, a planta biorremediadora pode estimular a concentração e precipitação de metais na rizosfera, a absorção e concentração nas raízes (Fitoestabilização), a transferência e concentração na parte aérea (Fitoextração) ou até a volatilização de mercúrio (Fitovolatilização). A fitoextração é uma abordagem desejada para a remoção de metais pesados e outros poluentes do solo (CHEKOL; VOUGH; CHANEY, 2022).

Para a fitorremediação de metais é necessária a seleção de plantas com capacidade de absorção, sistema radicular profundo, acelerada taxa de crescimento, fácil colheita e que apresentem uma grande resistência ao poluente (ZEITOUNI, 2007). A busca e seleção de vegetais remediadores a partir de espécies nativas é uma alternativa para aumentar as possibilidades de fitorremediação de metais pesados.

Plantas hiperacumuladoras removem os metais do solo pela absorção e acúmulo em concentrações relativamente altas na parte aérea das plantas. A hipótese de que o Guarapuruvu seja uma planta hiperacumuladora de metais pesados é plausível devido às características de algumas espécies de *Schizolobium* e ao potencial de fitorremediação dessas plantas. Algumas espécies desse gênero têm capacidade de absorver e acumular altas concentrações de metais pesados em suas partes aéreas (TAVARES et al. 2013; ZEITOUNI, 2007).

A biodiversidade vegetal brasileira, caracterizada por uma ampla variedade de espécies endêmicas e desempenha papel crucial na manutenção dos ecossistemas. O guapuruvu, uma espécie nativa brasileira tem mostrado potencial fitorremediador, e destaca-se pela sua capacidade de absorver e acumular metais pesados, como cobre, zinco e manganês, comuns em solos contaminados por atividades industriais, mineração e agricultura. Essa capacidade é crucial para reduzir a concentração desses contaminantes no ambiente, contribuindo para a reabilitação de áreas contaminadas. O guapuruvu, nativo da Mata Atlântica, tem demonstrado eficácia na fitoextração de metais. (CHEKOL; VOUGH; CHANEY, 2022).

1. 1 Hipóteses

O crescimento de mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* permite acúmulo significativo dos metais nos seus tecidos, diminuindo a concentração no solo e no lixiviado, sendo uma alternativa potencial para a descontaminação de solos argilosos contaminados com os metais pesados Cu, Cr, Mn e Zn.

1. 2 Objetivos

Avaliar o potencial de fitorremediação de metais Cu, Cr, Mn e Zn no solo pelo crescimento de mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* e em colunas de solo coletado em área de Latossolo Vermelho Ácrico típico de textura argilosa.

1.2.1 Objetivos Específicos

- ✓ Avaliar diferentes níveis de metais no solo contaminando tem respostas diferentes na fitorremediação, portanto configura um objetivo.
- ✓ Determinar a concentração de Cu, Cr, Mn e Zn absorvidos pela parte aérea e raiz da espécie avaliada;
- ✓ Avaliar a concentração de Cu, Cr, Mn e Zn no solo contaminado e lixiviado após o período de crescimento das mudas da espécie.
- ✓ Determinar os fatores de bioconcentração e de translocação do guapuruvu para os metais testados

1.3 Justificativa

A contaminação por metais pesados nos solos representa uma séria preocupação ambiental devido à sua persistência e alto grau de toxicidade. Por isso, esforços significativos têm sido dedicados à integração de conhecimentos, que podem facilitar a reabilitação de solos contaminados por metais pesados e restaurar a funcionalidade e estabilidade dos ecossistemas afetados (PRAJAPATI et al., 2019).

A técnica de fitorremediação surge como uma opção de baixo custo, capaz de atender a uma demanda significativa, apresentando grande potencial de desenvolvimento futuro. Essa abordagem não apenas visa remediar solos e subsolos contaminados, mas também contribui para o embelezamento do ambiente (SILVA et al. 2019). Além disso, destaca-se por sua estética favorável, conferindo à área de remediação uma aparência semelhante a uma área de cultivo agrícola ou de paisagismo. Adicionalmente, o material vegetal produzido pode ser aproveitado como matéria-prima para diversas atividades, tais como a confecção de móveis, a geração de energia, a produção de fibras, entre outras.

No entanto, é crucial ressaltar que o sucesso na recuperação de áreas degradadas está diretamente relacionado às espécies utilizadas nesse processo. Espécies adaptadas e de crescimento rápido desempenham um papel fundamental na formação de coberturas vegetais, contribuindo para a regulação térmica do solo, retenção de água, redução da evaporação, controle do escoamento superficial e prevenção de processos erosivos (KURAMSHINA et al. 2018). Dada a importância da fitorremediação como técnica de recuperação para solos contaminados por metais pesados, torna-se imperativo realizar estudos que identifiquem e selecionem espécies nativas com propriedades fitorremediadoras.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Contaminação do solo por metais pesados

O termo “metal pesado” tem sido utilizado há muitos anos e geralmente refere-se ao grupo dos metais e metaloides com densidade superior a 5 g/cm³ ou raio atômico

maior que 20 pm, como exemplo: cobre (Cu), cromo (Cr), manganês (Mn), zinco (Zn) (ALLOWAY, 1995).

A contaminação dos solos por esses metais pesados é um grave problema ambiental devido a sua persistência e elevado poder tóxico (RIZWAN et al., 2019). As principais fontes antropogênicas desses metais pesados no solo são: o uso de fertilizantes, pesticidas, a água de irrigação, os resíduos da queima de carvão, a indústria metalúrgica (mineração, beneficiamento do minério, fundição, fabricação de metal), as emissões da queima de combustíveis pelos veículos automotores, fabricação de baterias, usinas de energia, microeletrônica, depósitos de resíduos, entre outras (VOLKE et al., 2015).

Quando uma área atinge altos níveis de concentração de metais tóxicos, pode ocorrer a desestruturação da vegetação natural, ocasionando limitações de desenvolvimento de novas espécies vegetais, além de interferirem em inúmeros processos fisiológicos do ambiente, tais como respiração e absorção de nutrientes, troca gasosa e fixação de CO₂ (gás carbônico). Esses metais também podem ser retidos e permanecer no solo e cursos d'água por muitos anos, movimentando-se constantemente e trazendo prejuízos para a o homem e o meio ambiente de um modo geral, especialmente no que se refere à ingestão desses elementos através da cadeia alimentar. (CAMARGO et al., 2009; DUFFOS, 2015; VOLKE et al., 2015).

2.2 Fitorremediação

Esta técnica tem como objetivo a descontaminação de solo e água, utilizando as plantas como agente de descontaminação. Após extrair o contaminante do solo, a planta armazena-o em sua estrutura para tratamento subsequente, quando necessário, ou mesmo metaboliza-o, podendo, em alguns casos, transformá-lo em produtos menos tóxicos ou mesmo inócuos (ORLANDELLI, 2019).

As diferentes categorias de fitorremediação incluem: fitoextração, fitodegradação, fitovolatilização, fitoestimulação e fitoestabilização. A fitoestabilização consiste no uso de plantas para imobilizar contaminantes, reduzindo a sua disponibilidade no solo. Na fitoextração a planta absorve o contaminante, transportando-o para a parte aérea onde é acumulado em altas concentrações. Na fitovolatilização as plantas ou a atividade da

microbiota associada às raízes ajudam a aumentar a taxa de volatilização de contaminantes. Na fitodegradação as plantas absorvem e metabolizam o contaminante tornando-o menos tóxico. Já na fitoestimulação, as raízes das plantas, em conjunto ou não com a microbiota associada, e os produtos excretados na rizosfera decompõem o contaminante (ACCIOLY et al., 2020).

A seleção e a interação de espécies vegetais é um fator importante no processo da fitorremediação. Para que a fitorremediação seja bem-sucedida é necessário que as espécies selecionadas sejam capazes de germinar, se estabelecer e florescer nas condições daquele ambiente. (MCCUTCHEON et al., 2003)

Em geral, as seguintes características são favoráveis para a utilização de plantas como fitorremediadoras: crescimento rápido, elevada produção de biomassa, competitividade, vigor e tolerância à poluição. Plantas com essas características podem ser utilizadas como agentes de despoluição (LAMEGO, 2007).

A técnica da fitomineração em solos ultramáficos tem o objetivo de converter as terras pouco produtivas em alternativas economicamente viáveis à mineração tradicional de metais. Este método envolve o uso de plantas capazes de acumular concentrações excepcionalmente altas de metais em suas partes aéreas, ao mesmo tempo em que produzem uma quantidade suficiente de biomassa aérea. Devido às limitações encontradas na maioria das plantas hiperacumuladoras, foi realizada uma pesquisa para testar a aplicação de ácido cítrico, a fim de auxiliar na absorção de níquel, cobalto e cromo por plantas de milho cultivadas em solo ultramáfico. Além de avaliar o acúmulo de metais nas plantas devido à aplicação do ácido cítrico, também foi examinado a maneira como esse quelante afeta a distribuição de metais em diferentes frações do solo. Os tratamentos envolveram cinco doses de ácido cítrico (0, 5, 10, 20 e 40 mmol kg⁻¹ de solo), com três cultivos consecutivos de 40 dias cada. Descobriu-se que a aplicação de 20 mmol kg⁻¹ de ácido cítrico foi a mais eficaz na promoção da fitoextração de níquel, cromo e cobalto. Os óxidos de ferro foram identificados como os principais reservatórios para o níquel, enquanto os óxidos de manganês demonstraram uma afinidade elevada com o cobalto, e o cromo permaneceu principalmente retido na fração residual do solo. O ácido cítrico conseguiu efetivamente remobilizar esses metais para a fração trocável do solo. No entanto, apesar dos resultados positivos, a fitomineração induzida pelo milho não se mostrou uma alternativa viável às plantas

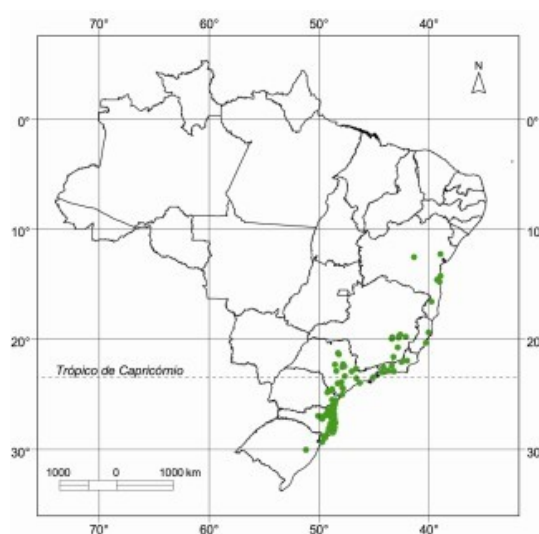
hiperacumuladoras neste estudo, pois o níquel recuperado não foi suficiente para tornar a técnica economicamente viável. Por outro lado, a solubilização e o consequente aumento no acúmulo de metais demonstrados indicam o potencial do ácido cítrico na remediação de solos, utilizando plantas não acumuladoras de alta biomassa. (LAMEGO, 2007).

2.3 Características da espécie *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*

Schizolobium parahyba var. *amazonicum* é caracterizada como uma espécie de rápido desenvolvimento, boa produtividade e pela capacidade de se adaptar às diversas condições edafoclimáticas. Pertence a divisão Magnoliophyta (Angiospermae), a classe Magnoliopsida (Dicotyledonae), a ordem Fabales, família Caesalpiniaceae (Leguminosae Caesalpinoideae) e gênero *Schizolobium*. (BORTOLETTO, 2003; GOMES, 2019)

Ocorre de forma natural no Brasil (Mapa 1), nos Estados da Bahia, Espírito Santo, Minas Gerais, Paraná, Rio de Janeiro, Extremo Litoral Nordeste do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e São Paulo, podendo ser encontrada na Floresta Ombrófila Densa, nas formações Aluvial, Submontana e Montana, no Espírito Santo, no Paraná e no Estado de São Paulo.

Mapa 1: Locais identificados de ocorrência natural de guapuruvu (*Schizolobium parahybae*), no Brasil.



Fonte: EMBRAPA FLORESTAS, 2005

Considerada uma espécie pioneira a secundária inicial ou clímax exigente de luz, o guapuruvu, trata-se de uma árvore semicaducifólia, com 10 a 40 m de altura e 30 a 120 cm de diâmetro na altura do peito (DAP), na idade adulta. Seu Tronco é cilíndrico, marcado por cicatrizes da afixação das folhas, podendo apresentar sapopemas com fuste de até 15 m de comprimento. Possui ramificação cimosa, com copa muito ampla, umbeliforme característica. Suas folhas são alternas, compostas, de até 1 m de comprimento, bipinadas, com até 22 pares de pinas e pecíolo de até 15 cm. As flores são grandes, vistosas, de pétalas vivamente amarelas, reunidas em racemos terminais de até 30 cm de comprimento. Fruto criptosâmara deiscente, obovado-oblongo, séssil, achatado, glabro, coriáceo ou sublenhoso, de coloração bege a marrom, quando completamente maduro e esverdeado quando imaturo, bivalvado, com valvas espatuladas, delgadas, lisas ou rugosas por fora e reticuladas na face interna. As sementes são lisas, brilhantes, oblonga-achatadas, com tegumento duro, geralmente solitária, apical, envolvida por envelope papiráceo de endocarpo (asa grande), medindo 2 a 3 cm de comprimento e 1,5 a 2 cm de largura. (EMBRAPA FLORESTAS, 2005).

3. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em casa-de-vegetação localizada no campus Glória da Universidade Federal de Uberlândia/UFU na cidade de Uberlândia/MG, no período de junho de 2021 a janeiro de 2022.

As unidades experimentais foram compostas por colunas de recipientes plásticos de poli-estereftalato (PET) contendo 1,1 dm³ de solo coletado na camada de 0-30 cm em área de Latossolo Vermelho de textura argilosa.

A espécie utilizada no estudo foi o guapuruvu (*Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*), cujas sementes foram adquiridas da empresa Arbocenter.

3.1 Delineamento experimental

Foi adotado o delineamento experimental em blocos casualizados, com cinco tratamentos compostos por seis repetições cada, utilizando doses crescentes de cobre, cromo, manganês e zinco (Tabela 01). Os metais adicionados conjuntamente, isto é, na adição de um metal em determinado tratamento, os outros três também foram adicionados, cada um em uma quantidade própria. Para o tratamento 1 foi utilizada dosagem 0 (Tratamento controle). Para os demais tratamentos, foram aplicadas as seguintes quantidades de metais por dm^3 de solo: tratamento 2, 100 mg de Cu, 75 mg de Cr, 150 mg de Mn e 225 mg de Zn; tratamento 3, 200 mg de Cu, 150 mg de Cr, 300 mg de Mn e 450 mg de Zn; tratamento 4, 300 mg de Cu, 225 mg de Cr, 450 mg de Mn e 675 mg de Zn; tratamento 5 400 mg de Cu, 300 mg de Cr, 600 mg de Mn e 900 mg de Zn. Os valores utilizados estão relacionados aos níveis de qualidade do solo de intervenção de área agrícolas da Resolução CONAMA 420/2009.

Tabela 01: Determinação da dosagem (mg/dm⁻³) dos metais que foram utilizados para contaminação em colunas contendo 1,1 L⁻¹ de solo para o crescimento de mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*. Doses de contaminação Cu: 0, 100, 200, 300 e 400 mg/ dm⁻³; Cr 0, 75, 150, 225 e 300 mg/ dm⁻³; Mn: 0, 150, 300, 450 e 600 mg/ dm⁻³) e Zn: 0, 225, 450, 675 e 900 mg/ dm⁻³.

	Cu	Cr	Mn	Zn
	----mg de metal aplicado por dm ³ de solo---			
Tratamento 1 Dose 1 (0)	0	0	0	0
Tratamento 2 Dose 2 (0,5x)	100	75	150	225
Tratamento 3 Dose 3 (1x)	200	150	300	450
Tratamento 4 Dose 4 (1,5x)	300	225	450	675
Tratamento 5 Dose 5 (2x)	400	300	600	900

Fonte: DADOS DO AUTOR, 2023

3.2 Condução Experimental

Inicialmente, o solo foi peneirado em malha de 2 mm, homogeneizado e submetido à análise de fertilidade e textura (Tabela 02). Foi adicionando 1,1 dm³ desse solo em colunas plásticas com capacidade de 1,2L (Figura 02). Visando o bom desenvolvimento da espécie avaliada foi realizada a correção, fosfatagem corretiva e adubação desse solo. O solo utilizado foi coletado na camada de 0-30 cm de um Latossolo Vermelho de textura argilosa, uma escolha comum e representativa da região tropical onde a Universidade Federal de Uberlândia está localizada. A textura argilosa desse tipo de solo pode influenciar no desenvolvimento das plantas, e análises prévias indicaram a necessidade de correção e adubação para garantir condições adequadas de crescimento para as espécies avaliadas no experimento.

Para a correção da acidez do solo, foi aplicado 0,419 g por coluna de carbonato de cálcio (CaCO₃) e 0,178 g de carbonato de magnésio (MgCO₃) por coluna de solo. Após a correção, foi aplicado 0,105 gramas do fertilizante sulfato de potássio (K₂SO₄) por coluna, a fim de favorecer o desenvolvimento e crescimento das plantas. Para fosfatagem, aplicou-se 0,734 gramas de fósforo por coluna de solo.

Tabela 02: Características químicas do solo argiloso utilizado como substrato na produção das mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*

pH	P	K	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al	SB	t	T	m	V
H ₂ O	(mg/L ⁻¹)	----- (cmol _c dm ⁻³) -----						----(%)----			
5,1	1,2	0,09	0,26	1,03	0,23	2,3	1,41	1,60	3,70	16,33	36,33

PH, potencial hidrogenionico; c-org, concentração de carbono orgânico; P, fósforo; K, potássio; Al³⁺, alumínio; Ca²⁺, cálcio; Mg²⁺, 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.

Figura 01: Unidades experimentais compostas por colunas de recipientes plásticos contendo 1,1 dm³ de solo argiloso.



Logo após, foi realizado a contaminação dessas colunas com doses crescentes de cobre, cromo, manganês e zinco de acordo com a Tabela 1 e a partir de sais solúveis para análise: de Dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇); Sulfato de cobre (CuSO₄.5H₂O); Sulfato de manganês (MnSO₄.H₂O); e Cloreto de zinco (ZnCl₂).

Para a quebra de dormência, as sementes foram imersas em água fervente por aproximadamente 4 minutos, e permaneceram na mesma água, fora do aquecimento, por 48 horas (EMBRAPA, 2005).

As mudas foram obtidas em substrato Rosa do Deserto, compostas por cascas de pinus processadas e decompostas, esterco de aves e arenito moído, marca Terra Nova, e copos de polipropelino (Figura 02) Quando as plântulas apresentaram um par de cotilédones as mesmas foram retiradas do substrato, limpas com água destilada e então transplantadas para colunas de recipientes plásticos contendo o solo contaminado com doses crescentes de metais pesados: Cu: 0, 100, 200, 300 e 400 mg/ dm⁻³; Cr 0, 75,

150, 225 e 300 mg/ dm⁻³; Mn: 0, 150, 300, 450 e 600 mg/L⁻¹ e Zn: 0, 225, 450, 675 e 900 mg/ dm⁻³. Após a contaminação, utilizou-se um protetor de feltro sobre o solo, que serviu para distribuir melhor a água da irrigação, e não ter espalhamento de partículas. (Figura 03).

Figura 02: Mudanças de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* em copos de polipropileno cultivadas em substrato Rosa do Deserto.



Figura 03: Mudanças de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* cultivadas em colunas de recipientes plásticos contendo 1,1 dm³ de solo argiloso contaminadas com doses crescentes de Cu, Cr, Mn e Zn.



O experimento foi conduzido por 60 dias após o transplante, mantendo o solo sempre úmido com irrigações diárias. O lixiviado acumulado nas colunas foi coletado e armazenado em garrafas pets, recebendo HNO₃ para acidificação até pH 3,0.

Para manter o solo sempre úmido, durante o experimento, foi utilizada irrigação regular, com água sendo fornecida diariamente às plantas. A umidade do solo foi mantida próxima à capacidade de campo, que é o teor de água retido pelo solo após a drenagem por gravidade, mas antes de o solo começar a secar.

A capacidade de campo pode ser corrigida durante o experimento, se necessário, monitorando regularmente o teor de umidade do solo e ajustando a quantidade de água fornecida para garantir que ele permaneça próximo ao nível

desejado. Isso pode ser feito utilizando-se equipamentos de medição de umidade do solo, como sondas de umidade ou tensiômetros.

Além disso, é possível que outras variáveis ambientais tenham sido controladas durante o experimento, como temperatura e luminosidade, para garantir condições adequadas de crescimento das plantas e minimizar a influência de fatores externos nos resultados. Isso poderia ser feito através do uso de estufas ou casa de vegetação, onde as condições ambientais podem ser controladas de forma mais precisa. No entanto, sem informações adicionais específicas sobre o experimento em questão, é difícil fornecer detalhes precisos sobre como essas variáveis foram controladas.

3.3 Crescimento vegetal

Após 60 dias foi coletado o solo, parte aérea e raiz da planta. A altura da parte aérea e o comprimento radicular (cm) foram medidos com régua graduada do colo da planta até o meristema apical. Para quantificação da matéria seca, o sistema radicular foi separado da parte aérea e feito a secagem em estufa de circulação forçada a 60°C, até atingir peso constante, logo depois, pesadas em balança analítica (EMBRAPA, 2005).

3.4 Análise química do solo

Após a coleta do solo, amostras foram retiradas e submetidas ao processo de secagem ao ar. Posteriormente, alíquotas desse material foram maceradas em almofariz de ágata, passando por um processo de homogeneização, e em seguida foram peneiradas através de uma malha de aço inoxidável, resultando em um material pronto para ser utilizado, conforme necessário (EMBRAPA, 2005).

A abertura da malha pode variar dependendo das necessidades do experimento e do tipo de solo sendo processado. Geralmente, para solos com textura argilosa como o Latossolo Vermelho mencionado anteriormente, as aberturas da malha costumam ser relativamente pequenas, em torno de 2 mm, para garantir a remoção de pedras, detritos e agregados maiores, mantendo apenas o solo fino para análise. Em seguida, essas amostras foram submetidas a análises de caracterização química e física. Foi determinado pH em água, P, K, Al^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , H+Al, soma de bases (SB) capacidade de troca de cátions efetiva (t), capacidade de troca de cátions a pH 7,0 (T), porcentagem de saturação por alumínio (m), porcentagem de saturação por bases na CTC (V%) (Tabela 04).

Foi determinado as concentrações dos macronutrientes (K, Ca, Mg e P) e dos micronutrientes (Cu, Mn e Zn) utilizando o método de extração Mehlich-1. A determinação do pH em H₂O, foi feita por meio de eletrodo combinado imerso em suspensão solo líquido. A extração da acidez potencial do solo com acetato de cálcio tamponado a pH 7,0 e determinação volumétrica com solução de NaOH em presença de fenolftaleína como indicador. E para determinação da acidez trocável (Al³⁺) realizou-se a extração com KCl a 1 mol L⁻¹ e determinação por titulação com NaOH a 0,01 mol L⁻¹. (CAMARGO et al. 2009, EMBRAPA, 2005).

3.5 Metais pesados nos tecidos vegetais, solo e lixiviado

As concentrações dos teores de Cu, Mn e Zn acumulados nos tecidos vegetais, solo e lixiviado foram determinadas pelo espectrofotômetro por absorção atômica em chamas, e os teores de Cr foram determinados pelo espectrofotômetro DR 2800. Esse tipo de equipamento é comumente encontrado em laboratórios de análises químicas e ambientais.

O preparo das amostras de solo para análise dos metais envolve um processo cuidadoso. Inicialmente, as amostras são coletadas seguindo um protocolo para garantir representatividade. Após a coleta, as amostras são secas para remover a umidade e, em seguida, moídas para obter uma granulometria uniforme. Posteriormente, as amostras são homogeneizadas para assegurar que qualquer porção retirada seja representativa do solo como um todo. Para a análise dos metais, as amostras são submetidas a uma digestão ácida, onde uma solução ácida é adicionada para extrair os metais da matriz do solo.

Após a digestão, a solução é filtrada para remover quaisquer impurezas sólidas. Em seguida, a amostra é preparada para análise, diluindo-se a solução para assegurar que as concentrações dos metais estejam dentro da faixa de detecção do equipamento analítico. A análise propriamente dita é realizada por espectrofotometria por absorção atômica (AAS), que mede a absorção de luz por átomos vaporizados dos metais em uma chama. Após a análise, os resíduos gerados são descartados de acordo com regulamentações ambientais e o equipamento é limpo e preparado para o próximo uso. Este processo garante resultados precisos e confiáveis para determinar as concentrações dos metais no solo.

Para determinar esses teores de Cu, Cr, Mn e Zn; foi realizada a extração desses metais na parte aérea e na raiz das plantas pelo método de digestão úmida em sistema aberto através da mistura de ácido nítrico (HNO₃) e de HClO₄ (Ácido perclórico) (EMBRAPA, 2005). Essas amostras de tecido vegetal (0,5 g) seco e macerado foram transferidas para tubos digestores de capacidade de 80 mL onde foram adicionados 6 mL da solução nitro-perclórica, deixados para reagir durante 2 horas em repouso. Essa mistura 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 extratora reduzisse para 1 mL. Após o resfriamento dos tubos, foi adicionado 50 mL de água destilada aquecida a 60 °C, as amostras foram agitadas em agitador de tubo e reservadas para decantação das partículas suspensas.

O lixiviado coletado durante a condução do experimento foi acumulado em garrafas pets (Figura 04) e preservado em adição de ácido nítrico (HNO₃) em pH<2,0. O volume total foi medido com provetas graduadas, e então, 30 mL desse material foi filtrado com o auxílio de seringas descartáveis e de filtros para seringas PES 0,22 um 26mm estéril, e transferidos para tubos falcon. Após foi realizada a leitura das concentrações dos metais.

Para determinação das concentrações de Cr, foram utilizados reagentes químicos Cat. 1271099-BR ChromaVer® 3 Chromium Reagente, fabricado pela Hach Company, onde alíquotas de 10mL das amostras foram coletadas na cubeta para espectrofotômetro, adicionado o conteúdo do sachê de um ChromaVer® 3 Chromium Reagente. Após, agitar e aguardar 5 minutos para reação, a leitura foi determinada pelo espectrofotômetro DR 2800.

3.6 Fator de bioconcentração (FBC) e Fator de Translocação (FT)

Para a determinação do FBC na parte aérea e raiz foi utilizada a fórmula proposta por Yoon *et al.* (2006): [Metal]_{planta} é a concentração do metal na planta, somando as concentrações de parte aérea e de raiz, e [Metal]_{solo} é a concentração do elemento no solo.

Para determinar o FT foi utilizada a equação proposta por Abichequer e Bohnen (1998), que consiste em: $[\text{Metal}]_{\text{parte aérea}}$ é a concentração do metal na parte aérea; $[\text{Metal}]_{\text{raiz}}$ é a concentração do metal na raiz.

3.7 Análises Estatísticas

Para a análise estatística dos dados, foi utilizado o software Action Stat (ESTATCAMP TEAM, 2015). Todas as análises estatísticas foram realizadas considerando a significância de referência de 5% ($p\text{-valor}=0,05$). Primeiramente, foi realizada a 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) aditividade do modelo por meio da análise gráfica do histograma dos resíduos; iv) independência dos resíduos por meio de gráficos de resíduos. Logo após, 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 foi aplicado o teste de Tukey. Nos casos em que não foram atendidos os pressupostos foi utilizada a análise não paramétrica de Kruskal-Wallis.

4. RESULTADOS

4.1 Crescimento vegetal

Comprimento das Raízes: Nos primeiros dias após o transplântio das mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* para as colunas de recipientes plásticos contendo o solo contaminado com doses crescentes de metais pesados, foi observado um processo gradativo de clorose, queda foliar, declínio de crescimento e morte de mudas transplantadas para as colunas com aplicação de 300 mg de Cu, 225 mg de Cr, 450 mg de Mn e 675 mg de Zn por dm^3 de solo (tratamento 4); e dosagem de 400 mg de Cu, 300 mg de Cr, 600 mg de Mn e 900 mg de Zn por dm^3 de solo (tratamento 5). As dosagens utilizadas no tratamento 4 e tratamento 5 foram, respectivamente, 1,5 e 2,0

vezes maiores que os valores de intervenção de área agrícolas indicados pela Resolução CONAMA 420/2009.

Altura das plantas: As mudas transplantadas para as colunas com dosagem de 100 mg de Cu, 75 mg de Cr, 150 mg de Mn e 225 mg de Zn (tratamento 2); e para as colunas com dosagem de 200 mg de Cu, 150 mg de Cr, 300 mg de Mn e 450 mg de Zn (tratamento 3) mostraram-se resistentes aos níveis de contaminação do solo, sobrevivendo aos 60 dias de condução do ensaio.

Massa seca e parte radicular: O percentual médio da altura plântulas e o percentual médio do comprimento das raízes foi estatisticamente similar entre os tratamentos estudados (tratamento 1, tratamento 2 e tratamento 3). Já o percentual médio de massa seca da parte aérea e massa seca da parte radicular foi diferente entre os tratamentos 1 e 2 e entre os tratamentos 1 e 3, e similares entre os tratamentos 2 e 3. A massa seca medida na parte aérea e parte radicular foi maior nas plântulas do tratamento 1 do que nas plântulas dos tratamentos 2 e 3 (Tabela 03).

Tabela 03: Características morfológicas das mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* submetidas às doses de contaminação de Cu, Cr, Mn e Zn no solo.

TRATAMENTOS (mg/L ⁻¹)*	H ------(Cm)-----	CR	MSPA ------(g)-----	MSPR
Tratamento 1 Dose 1 (0 Cu; 0 Cr; 0 Mn; 0 Zn)	26,7 a	22,2 a	4,3 a	1,9 a
Tratamento 2 Dose 2 (100 Cu; 75 Cr; 150 Mn; 225 Zn)	24,2 a	19,5 a	1,5 b	0,5 b
Tratamento 3 Dose 3 (200 Cu; 150 Cr; 300 Mn; 450 Zn)	26,5 a	23 a	1,3 b	0,6 b

* Quantidade de metais aplicadas em mg por L⁻¹ de solo. Média dos tratamentos (n = 4). Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença estatística (p < 0,05, teste Tukey). H, altura; CR, comprimento da raiz; MSPA, massa seca da parte aérea; MSPR, massa seca da parte radicular.

4.2 Química do solo

As concentrações de C-org, Al, Mg e porcentagem de saturação por alumínio (m) foram estatisticamente similares entre os tratamentos. O pH foi maior no tratamento

1. A concentração de K no solo foi menor no tratamento controle se diferenciando dos demais, devido à adição de Dicromato de K nos tratamentos com metais. Já as concentrações de P, H+Al, SB, t, T e V foram estatisticamente diferentes entre os tratamentos. Sendo os maiores valores encontrados no tratamento 1 para SB, t, T e V (Tabela 04).

Tabela 04: Características químicas do solo argiloso utilizado como substrato na produção das mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* submetidas às doses de contaminação de Cu, Cr, Mn e Zn.

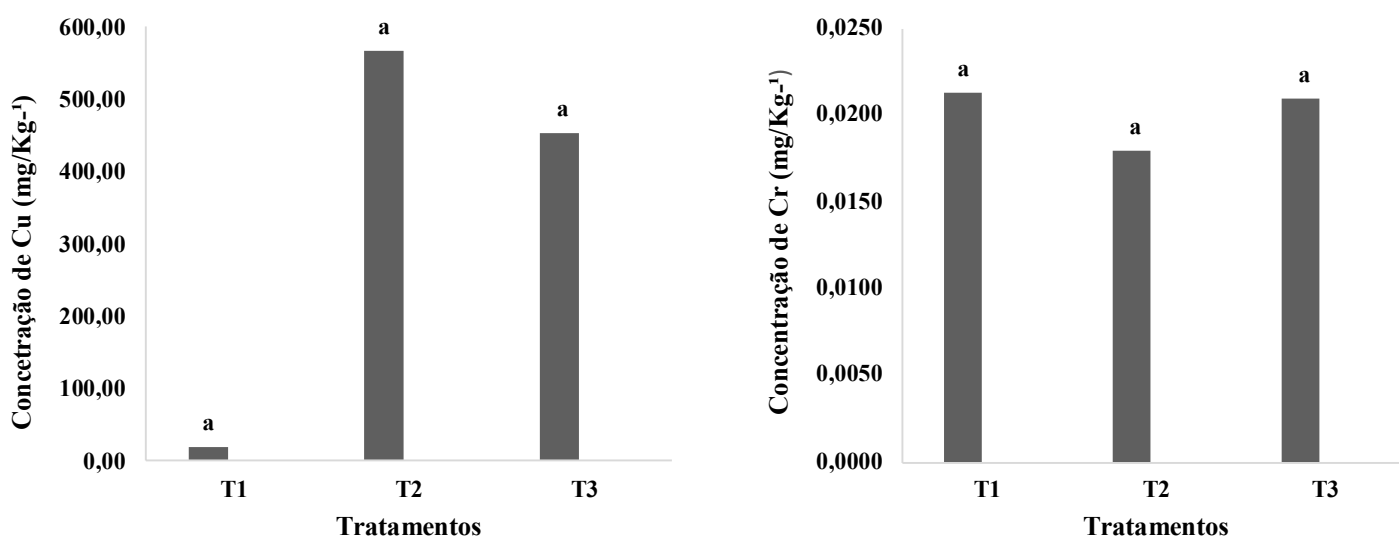
Tratamentos (mg L ⁻¹)*	pH	c-org	P	K	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al	SB	t	T	m	V
	H ₂ O	(dag/kg)	(mg L ⁻¹)	----- (cmolc L ⁻¹) -----									
Dose 1 (0 Cu; 0 Cr; 0 Mn; 0 Zn)	6,48a	11,81a	5,91 ab	11,81b	0,11a	5,37a	1,58a	1,42c	6,97a	7,09a	8,40b	1,66a	83,00a
Dose 2 (100 Cu. 75 Cr; 150 Mn; 225 Zn)	5,53b	3,44a	3,44 b	24,73a	0,10a	5,37b	1,63a	2,23b	6,37b	6,48b	8,61ab	1,52a	74,07b
Dose 3 (200 Cu; 150 Cr; 300 Mn; 450 Zn)	5,50b	26,64a	6,06 a	26,64a	0,10a	5,37a	1,25a	2,79a	6,59ab	6,70ab	9,18a	1,52a	70,41c

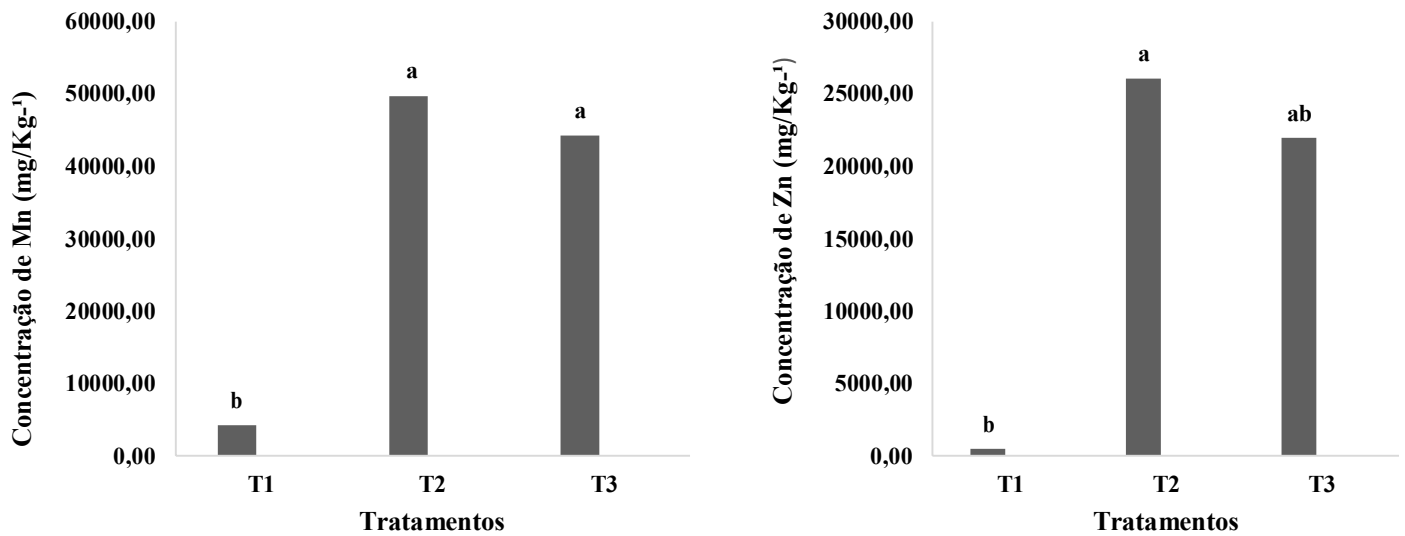
* Quantidade de metais aplicadas em mg por L⁻¹ de solo. Média dos tratamentos (n = 6). Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença estatística (p < 0,05, teste Tukey). pH, potencial hidrogeniônico; c-org, concentração de carbono orgânico; P, fósforo; K, potássio; Al³⁺, alumínio; Ca²⁺, cálcio; Mg²⁺, 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.

4.3 Metais pesados nos tecidos vegetais, solo e lixiviado

Houve hiperacumulação com 566,35 e 452,56 mg kg⁻¹ de Cu, 49702,77 e 44244,76 mg kg⁻¹ de Mn e 26066,98 e 21974,97 mg kg⁻¹ de Zn na parte aérea das mudas cultivadas nos tratamentos 2 e 3 respectivamente (Figura 4a, c, d). A menor concentração de Cu, Mn e Zn foi encontrada no tratamento 1, diferindo estatisticamente dos demais (Figura 04). A concentração de Cr da parte aérea das mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* não apresentou diferenças estatísticas entre os tratamentos (Figura 4 b).

Figura 04: Concentrações de metais na parte aérea das mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* submetidas às doses de contaminação do solo com Cu, Cr, Mn e Zn.

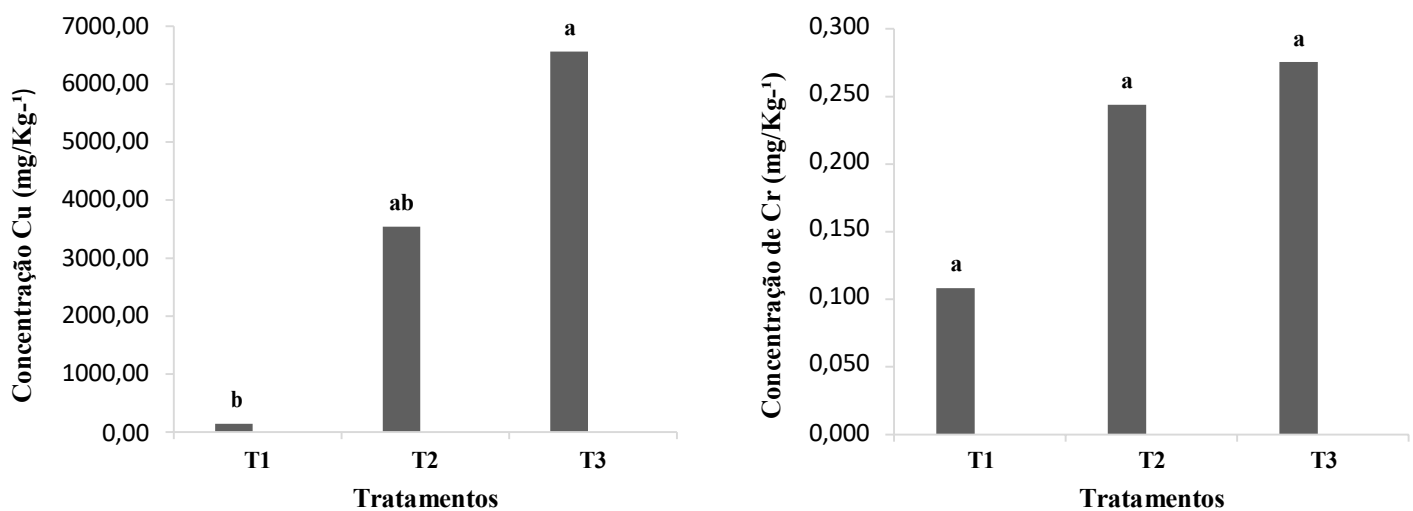


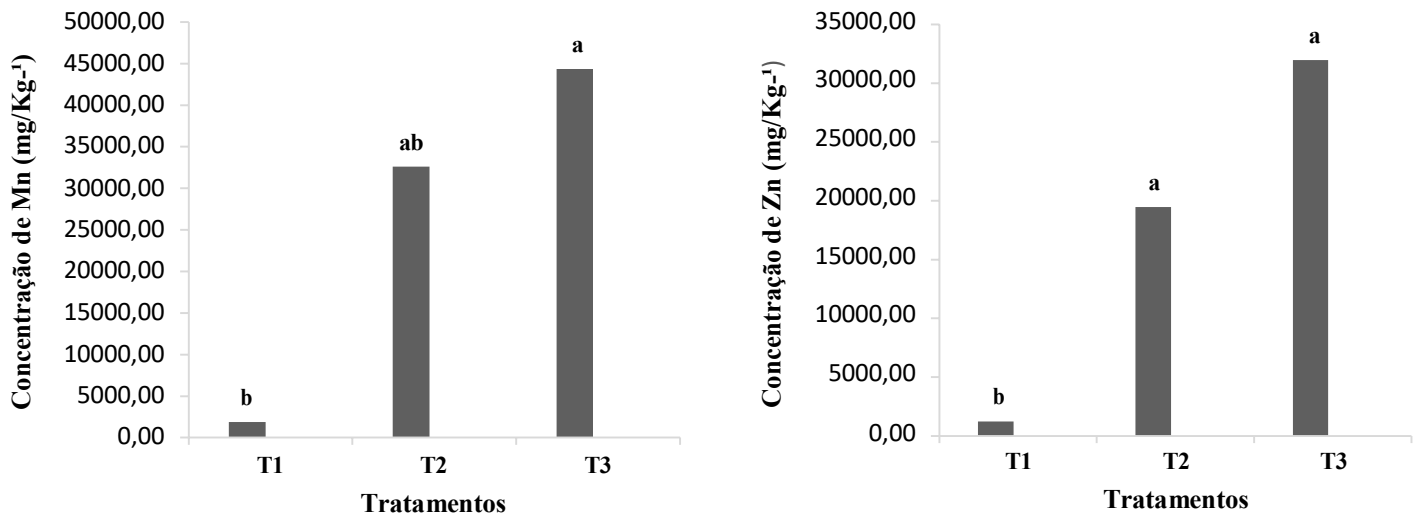


Média dos tratamentos (n = 4). Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença estatística ($p < 0,05$, teste Tukey). T1, tratamento 1; T2, tratamento 2 e T3, tratamento 3. Doses de contaminação - Cu: 0, 100 e 200 mg/L¹; Cr 0, 75 e 150 mg/L⁻¹; Mn: 0, 150 e 300 mg/L⁻¹ e Zn: 0, 225 e 450 mg/L⁻¹.

Assim como na parte aérea, as menores concentrações de Cu, Mn e Zn, na parte radicular, foram encontradas no tratamento 1 (controle) se diferenciando dos demais tratamentos, onde as maiores concentrações desses metais se encontram nos tratamentos 2 e 3. Não houve diferença estatística nas concentrações de Cr entre os tratamentos (Figura 05).

Figura 05: Concentrações de metais nas raízes de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* submetidas às doses de contaminação do solo com Cu, Cr, Mn e Zn.

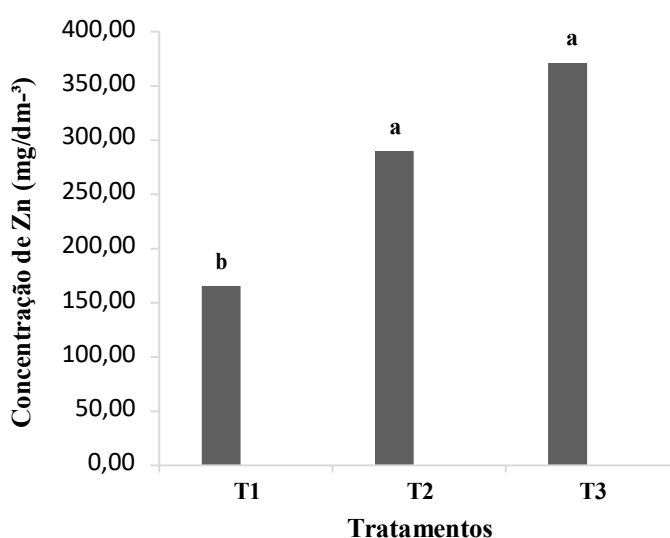
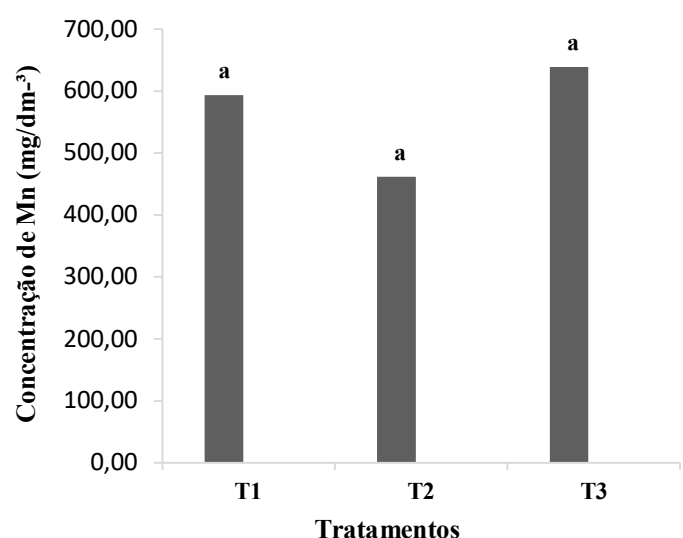
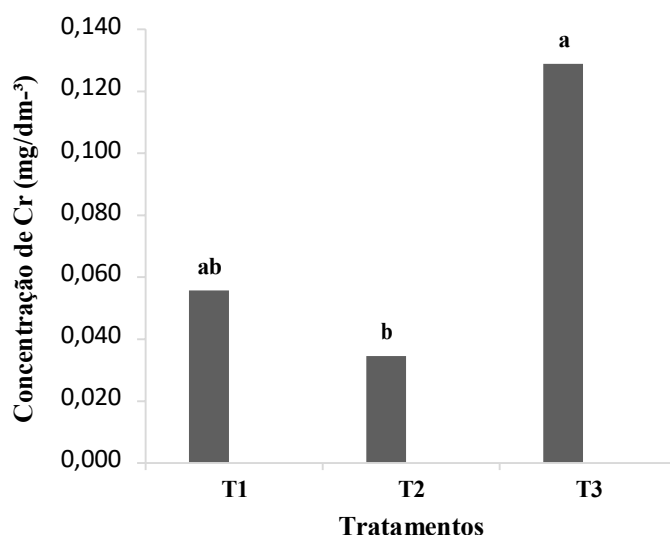
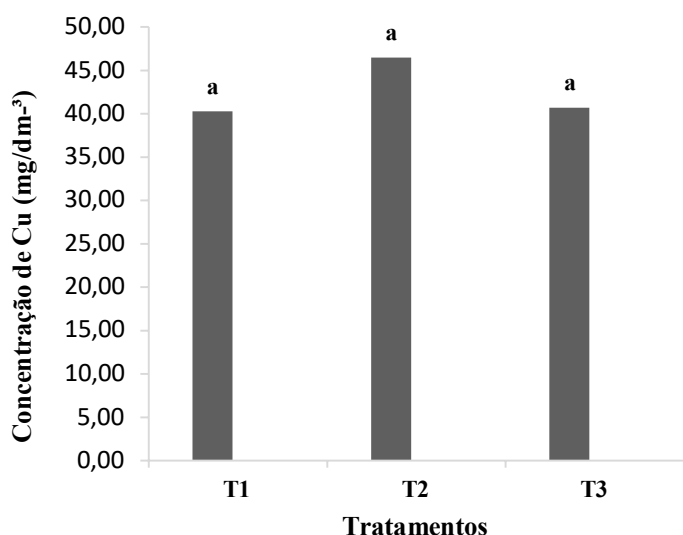




Média dos tratamentos (n = 4). Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença estatística ($p < 0,05$, teste Tukey). T1, tratamento 1; T2, tratamento 2 e T3, tratamento 3. Doses de contaminação - Cu: 0, 100 e 200 mg/L¹; Cr 0, 75 e 150 mg/L¹; Mn: 0, 150 e 300 mg/L¹ e Zn: 0, 225 e 450 mg/L¹.

As concentrações de Cu e Mn encontradas no solo utilizado como substrato no cultivo das mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* não se diferem estatisticamente entre os tratamentos. O que não acontece nas concentrações de Cr, onde a menor concentração é encontrada no tratamento 2 que se difere dos demais tratamentos. Porém a diferença média entre os tratamentos 2 e 1 foi pequena em relação a diferença média entre os tratamentos 2 e 3. É provável que as mudas sofreram mais com o Zn do que Cu e Mn, uma vez que os teores ficaram similares entre os tratamentos para Cu e Mn. A menor concentração de Zn foi encontrada no tratamento 1 (controle) que se difere estatisticamente dos demais tratamentos (Figura 06).

Figura 06: Concentrações de metais em solo argiloso utilizado como substrato no cultivo das mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* submetidas às doses de contaminação de Cu, Cr, Mn e Zn.

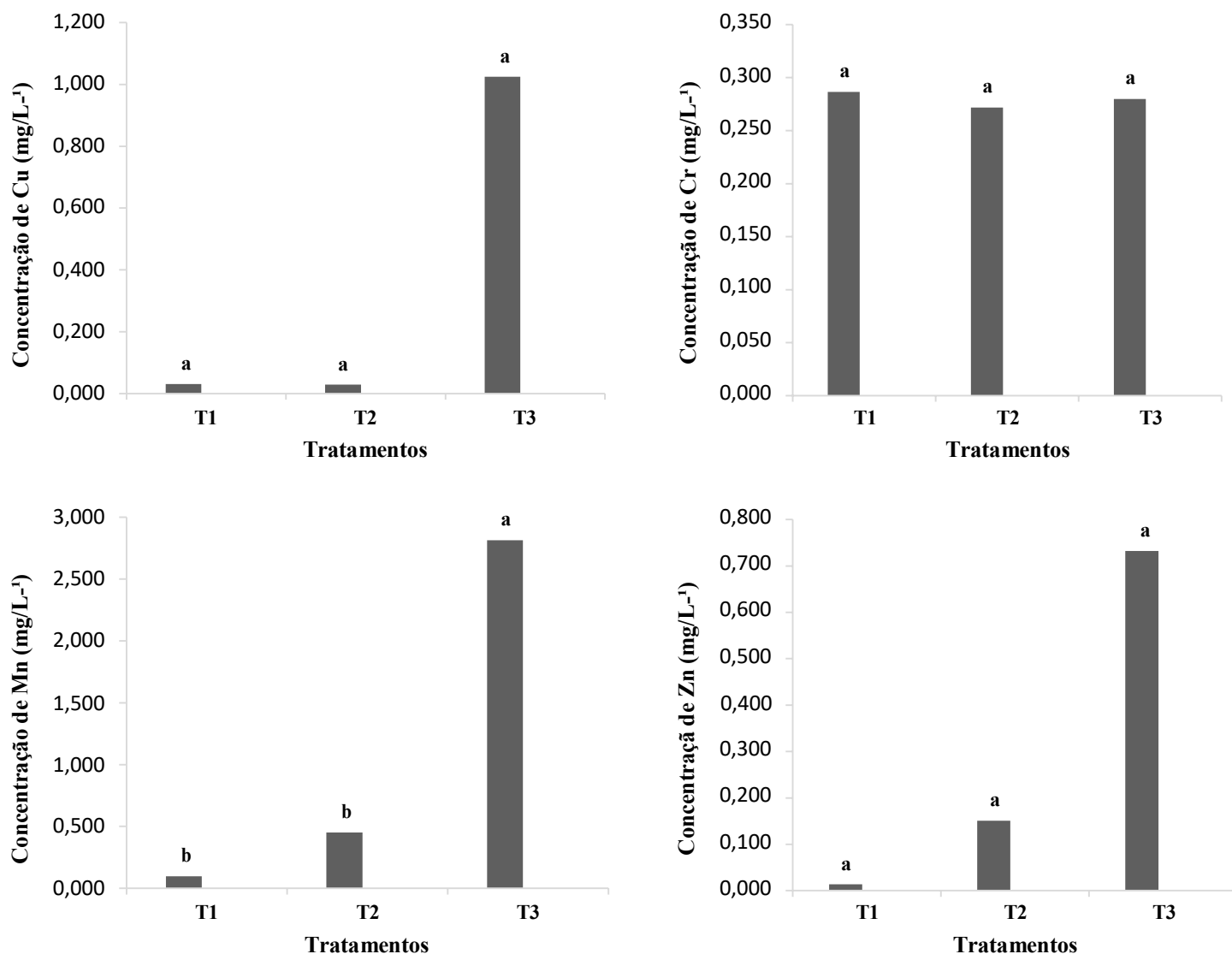


Média dos tratamentos (n = 6). Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença estatística ($p < 0,05$, teste Tukey). T1, tratamento 1; T2, tratamento 2 e T3, tratamento 3. Doses de contaminação Cu: 0, 100 e 200 mg/L⁻¹; Cr 0, 75 e 150 mg/L⁻¹; Mn: 0, 150 e 300 mg/L⁻¹ e Zn: 0, 225 e 450 mg/L⁻¹.

As maiores concentrações de Cu, Mn e Zn encontradas no lixiviado, acumulado e coletado das colunas em que foi cultivado mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*, foram encontradas no tratamento 3 de ambas. T3 ultrapassou a capacidade de adsorção e retenção de Cu, Mn e Zn, indicando risco de contaminação do lençol freático quando doses como T3 e maiores forem adicionados.

Esses 3 metais competem por sítios de ligação no solo, e que a contaminação múltipla por esses 3 metais pode prejudicar esse efeito de contaminação das águas. Porém podemos observar diferença estatística apenas nas concentrações de Mn onde o tratamento 3 se difere do tratamento 1 e tratamento 2. Não houve diferenças estatísticas nas concentrações de Cr entre os tratamentos (Figura 07).

Figura 07: Concentrações de metais 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). T1, tratamento 1; T2, tratamento 2 e T3, tratamento 3. Doses de contaminação - Cu: 0, 100 e 200 mg/L⁻¹; Cr 0, 75 e 150 mg/L⁻¹; Mn: 0, 150 e 300 mg/L⁻¹ e Zn: 0, 225 e 450 mg/L⁻¹.

4.4 Fator de bioconcentração (FBC) e Fator de Translocação (FT)

O fator de bioconcentração (FB) das mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* cultivadas em solo argiloso contaminado por Cr, em média, é similar entre os tratamentos. Já o fator de bioconcentração das mudas cultivadas em solo

contaminado por Cu, Mn e Zn são diferentes estatisticamente, onde o tratamento 1 se difere dos tratamentos 2 e 3 (Tabela 05).

Tabela 05: Fator de bioconcentração (FB) das mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* cultivadas em solo contaminado por Cu, Cr, Mn e Zn

FATOR DE BIOCONCENTRAÇÃO (FB)			
Doses (mg/L⁻¹)*	Dose 1 Tratamento 1	Dose 2 Tratamento 2	Dose 3 Tratamento 3
Cu (0; 100; 200)	22,00 ab	661,22 a	726,74 a
Cr (0; 75; 150)	5,26 a	39,13 a	1,80 a
Mn (0; 150; 300)	4507,09 b	49816,89 a	44364,57 a
Zn (0; 225; 450)	458,45 b	26154,99 a	22074,73 ab

* Quantidade de metais aplicadas em mg por L⁻¹ de solo. Média dos tratamentos (n = 6). Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença estatística (p < 0,05, teste Tukey). Doses de contaminação - Cu: 0, 100 e 200 mg/L⁻¹; Cr 0, 75 e 150 mg/L⁻¹; Mn: 0, 150 e 300 mg/L⁻¹ e Zn: 0, 225 e 450 mg/L⁻¹.

O fator de translocação (FT) das mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* cultivadas em solo argiloso contaminado por Cu, Cr, Mn e Zn, em média, são estatisticamente similares entre si (Tabela 06).

Tabela 06: Fator de translocação (FT) das mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* cultivadas em solo argiloso contaminado por Cu, Cr, Mn e Zn

FATOR DE TRANSLOCAÇÃO (FT)			
Doses (mg/L⁻¹)*	Dose 1 Tratamento 1	Dose 2 Tratamento 2	Dose 3 Tratamento 3
Cu (0; 100; 200)	0,141 a	0,740 a	0,106 a
Cr (0; 75; 150)	0,248 a	0,200 a	0,100 a
Mn (0; 150; 300)	0,400 a	4,620 a	1,413 a
Zn (0; 225; 450)	0,496 a	1,948 a	0,885 a

* Quantidade de metais aplicadas em mg por L⁻¹ de solo. Média dos tratamentos (n = 6). Letras minúsculas diferentes nas linhas indicam diferença estatística (p < 0,05, teste Tukey). Doses de contaminação - Cu: 0, 100 e 200 mg/L⁻¹; Cr 0, 75 e 150 mg/L⁻¹; Mn: 0, 150 e 300 mg/L⁻¹ e Zn: 0, 225 e 450 mg/L⁻¹.

5. DISCUSSÃO

As mudas de *guapuruvu* exibiram resistência e capacidade de sobrevivência em doses moderadas de contaminação do solo, destacando seu potencial como uma espécie capaz de acumular e remover esses contaminantes do ambiente.

Os valores de Fator de Translocação (FT) mais altos indicam uma maior transferência de metais das raízes para as partes aéreas das plantas. Para o cobre (Cu) e o manganês (Mn), os valores mais altos de FT (0,740 e 4,620, respectivamente) foram encontrados nas doses intermediárias (Dose 2), sugerindo potencial toxicidade letal nessas concentrações. Para o cromo (Cr) e o zinco (Zn), os valores de FT também foram relativamente altos nas doses intermediárias, indicando potencial toxicidade nessas concentrações (CAMARGO et al. 2009).

O aumento significativo na absorção de Cu, Cr e Zn na parte aérea e raízes no tratamento 3 (adicionados 200 mg de Cu, 150 mg de Cr, 300 mg de Mn e 450 mg de Zn) indica o potencial de absorção de metais com o aumento de concentração no solo. No entanto, esse foi o tratamento limite de concentração para crescimento vegetal, visto que doses maiores mataram as plântulas. Assim, *S. parahyba* apresenta potencial fitorremediador de metais pesados.

No aspecto do crescimento vegetal, as mudas transplantadas para colunas com doses mais baixas de contaminação mostraram resistência e sobreviveram ao período do ensaio, enquanto doses mais altas causaram efeitos adversos, como clorose, queda foliar e mortalidade das mudas. As características morfológicas foram, em sua maioria, similares entre os tratamentos, mas a massa seca na parte aérea foi maior nas mudas não contaminadas, indicando uma possível resposta positiva mesmo em condições não contaminadas. Esses resultados destacam que se conseguiu atingir um limite de concentração para tratamento de fitorremediação por *S. Parahyba* para os metais testados. Isso garante futuros projetos de estudo e aplicação de fitorremediação com essa espécie, permitindo a recuperação do solo sem causar danos excessivos às plantas.

Os metais em doses altas, mesmo em plantas tolerantes, tem efeitos danosos nos processos fisiológicos e bioquímicos, incluindo reduções de trocas gasosas (AMARI et al., 2014), diminuições nos níveis de clorofila (SIRHINDI et al., 2019) e interferência na absorção de água (XUE et al., 2014). Esse aumento excessivo pode ter ultrapassado o limiar aceitável para o potencial de fitorremediação, sugerindo que a

Dose 4 não apenas foi tóxica para as plantas, mas também excedeu a capacidade das plantas em lidar com a quantidade de elementos contaminantes presentes no solo.

Há plantas que toleram concentrações excessivas de metais no solo por absorção, translocação e estocagem de metais de um modo não tóxico. Muitas dessas plantas evoluíram em solos ricos em metais. Estudos recentes mostram que certas plantas especializadas têm a capacidade de acumular mais de 3% (em peso seco) de metais pesados e mais de 25% (peso seco) em seiva/látex com nenhum dano aparente para a planta (BAKER e BROOKS, 2009; BAKER et al., 2010; HUANG e CUNNINGHAM, 1996). Geobotânicos localizaram tipos similares de plantas em vários países pelo mundo, como Reino Unido, Alemanha, Suíça, Espanha, França, Itália, Bulgária, Grécia, Checoslováquia, Zaire, Filipinas, Nova Caledônia, Nova Zelândia, Japão e EUA. Estes autores documentam que a acumulação destes elementos é dependente da planta, metal e condições ambientais. Os mecanismos que governam esta tolerância e a absorção de concentrações excessivas de metais nas folhas foram alvo de pesquisas ativas e variam de acordo com o elemento (ALLOWAY, 1995; CUNNINGHAM & LEE, 2023; HUANG & CUNNINGHAM, 1996).

As plantas na maioria dos ambientes são agredidas por uma grande variedade de toxinas orgânicas ou metálicas e desenvolvem mecanismos para se adaptar, sobreviver e até prosperar sob estas condições (ALLOWAY, 1995). Sendo assim, algumas plantas podem estabelecer estratégias intra ou extracelulares para inibirem os efeitos prejudiciais dos metais pesados em seus tecidos, como: mecanismos de imobilização de metais, por fungos micorrízicos; mecanismos de exclusão, onde a absorção dos metais pesados é restringida devido a retenção pelas raízes; mecanismo de reparação de danos em que proteínas de choque térmico atuam na conservação e proteção das membranas plasmáticas contra os efeitos da contaminação; mecanismos de quelação, nesse caso, os metais são envolvidos por ligantes de alta afinidade como aminoácidos, ácidos orgânicos e peptídeos; mecanismo de compartimentalização, em que os metais são acumulados no vacúolo (RODRIGUES et al, 2016).

Quanto à química do solo, algumas características foram estatisticamente similares entre os tratamentos, enquanto outras apresentaram diferenças significativas, indicando influência da contaminação nos parâmetros avaliados. A absorção de qualquer metal pelas plantas é dependente da biodisponibilidade relativa do metal na

matriz contaminada (ALLOWAY, 1995). Mudanças na química do solo, como a diminuição de pH ou a limitação do ímpute de ânions no sistema, podem aumentar a disponibilidade de muitos metais para a absorção pelas raízes. Muitas plantas podem absorver consideráveis níveis de metais sob algumas condições no solo.

A hiperacumulação ocorre quando a planta têm a capacidade de hiperacumular e suportar grandes concentrações de metais pesados do solo. Esta capacidade está associada a um mecanismo bioquímico como: produção intercelular de compostos ligantes tais como aminoácidos e seus derivados, ácidos orgânicos e fitoquelatinas, alterações nas formas de compartimentalização, alterações no metabolismo celular e alterações na estrutura da membrana (ALMEIDA, 2012). Sendo assim, ocorreu hiperacumulação de Cu, Mn e Zn na parte aérea das mudas nos tratamentos mais contaminados. As concentrações de Cr não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos. Os fatores de bioconcentração (FB) e de translocação (FT) variaram entre os tratamentos e metais, sendo maiores nos tratamentos mais contaminados. No estudo de Cunningham e Lee (2023), este fenômeno é explorado em muitos esquemas de remediação de águas residuais, envolvendo terras alagadas naturais ou construídas, assim como em camas de junco para tratamento. Em muitos esquemas de remediação, as plantas podem absorver também contaminantes biodisponíveis nas raízes e a escolha de plantas com translocação restrita nas folhas auxilia a estratégia de contenção.

Assim, sugere-se que o Guapuruvu possui potencial fitorremediador, especialmente em doses mais baixas, mas é crucial realizar comparações com estudos anteriores sobre a espécie e outros relacionados à fitorremediação. Embora as doses utilizadas no estudo possam ser mais elevadas do que em intervenções agrícolas padrão, a resistência e a capacidade de sobrevivência em doses moderadas indicam um potencial promissor para a aplicação dessa espécie em programas de remediação ambiental.

6. CONCLUSÕES

Mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*, popularmente conhecido como guapuruvu, demonstraram potencial significativo como planta fitorremediadora em condições de contaminação por metais pesados por apresentarem hiperacumulação de Cu, Mn e Zn, conforme demonstrado a aplicação de 100 mg de Cu, 75 mg de Cr, 150

mg de Mn e 225 mg de Zn (tratamento 2); e para as colunas com dosagem de 200 mg de Cu, 150 mg de Cr, 300 mg de Mn e 450 mg de Zn (tratamento 3).

A aplicação de doses mais elevadas dos metais: 300 mg de Cu, 225 mg de Cr, 450 mg de Mn e 675 mg de Zn por dm^3 de solo (tratamento 4); e 400 mg de Cu, 300 mg de Cr, 600 mg de Mn e 900 mg de Zn por dm^3 de solo (tratamento 5), resultaram em efeitos negativos, como clorose, queda foliar e mortalidade, o que ressalta a importância da dose adequada para otimizar o potencial fitorremediador da planta.

Os fatores de bioconcentração (FB) e de translocação (FT) variaram indicando potencial fitorremediador.

A contaminação na primeira e segunda dose de metais (tratamentos 2 e 3) não afetou a altura das plântulas e o comprimento das raízes. No entanto, as doses aplicadas nos tratamentos 4 e 5 foram letais para as plântulas.

O aumento da concentração dos metais encontradas no lixiviado acumulado seguiu a ordem de metais adicionados.

Apesar das altas concentrações totais de metais usadas, a capacidade de resistência observada em doses moderadas sugere que o guapuruvu pode ser valioso para programas de remediação ambiental, especialmente em locais previamente contaminados por metais pesados. Esses resultados contribuem para a compreensão do potencial fitorremediador do guapuruvu e fornecem subsídios para futuras pesquisas que possam explorar seu uso prático em programas de recuperação de áreas contaminadas.

7. REFERÊNCIAS

ABICHEQUER, A. D; BOHNEN, H. Eficiência de absorção, translocação e utilização de fósforo por variedades de trigo. Revista Brasileira Ciências do Solo. 2008; 22:21-26. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831998000100003>

ACCIOLY, A. M. A., SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: Tópicos em Ciência do Solo. (Novaes, R. F., Alvarez, V. H. V., Schaefer, C. E. G. R., Eds.). Soc. Bras. Ci.Solo, Viçosa. pp.299-352. 2020.

AHMAD, M.; LEE, S. S.; LEE, S. E.; AL-WABEL, M. I.; TSANG, D. C. W.; OK, Y. S. Biochar-induced changes in soil properties affected immobilization/mobilization of metals/metalloids in contaminated soils. *Journal of Soils and Sediments*, v. 17, p. 717-730, 2019.

<https://doi.org/10.1007/s11368-015-1339-4>

ALMEIDA, R. F. de. Plantas hiperacumuladoras de metais pesados dos solos. *Revista de Biotecnologia & Ciência*, v. 2, n. 1, p.28-46, 2012.

ALLOWAY, B.J., *Heavy Metals in Soils*. 3ª Edição. Blackie Academic & Professional London. 1995.

AMARI, T.; GHNAYA, T.; DEBEZ, A.; TAAMALI, M.; BEN YOUSSEF, N.; LUCCHINI, G.; SACCHI, G. A.; ABDELLY, C. Comparative Ni tolerance and accumulation potentials between *Mesembryanthemum crystallinum* (halophyte) and *Brassica juncea*: metal accumulation, nutriente status and photosynthetic activity. *Journal of Plant Physiology*, v. 171, p. 1634-1644, 2014.

<https://doi.org/10.1016/j.jplph.2014.06.020>

BAKER, A. J. M. & BROOKS, R. R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metal elements – A review of their distribution, ecology, and phytochemistry. *Biorecovery*, v.1, p.81-126, 2009.

BAKER, A. J. M., McGRATH, S. P., SIDOLI, C. M. D., REEVES, R. D. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Resources, Conservation and Recycling*, v.11, p.41-49, 2010.

[https://doi.org/10.1016/0921-3449\(94\)90077-9](https://doi.org/10.1016/0921-3449(94)90077-9)

BORTOLETTO, GERALDO; BELINI LEANDRO, UGO Produção de lâminas e manufatura de compensados a partir da madeira de guapuruvu (*schizolobium parayba blake.*) proveniente de um plantio misto de espécies nativas CERNE, vol. 9, núm. 1, 2003, pp. 16-28 Universidade Federal de Lavras Lavras, Brasil.

BRAUN, A. B. et al. Sustainable remediation through the risk management perspective and stakeholder involvement: A systematic and bibliometric view of the literature. *Environmental Pollution*, 255, 113221. 2019.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113221>

CAMARGO, F. A. O. et al. Uso de microrganismos para a remediação de metais. *Tópicos Especiais em Ciência do Solo, Viçosa*, v. 5, p. 467 – 496, 2009.

CHEKOL, Tesema.; VOUGH, Lester R. & CHANEY, Rufus. L. Phytoremediation of polychlorinated biphenylcontaminated soils: the rhizosphere effect. *Environment International*, v. 30, n. 6, p. 799- 804. 2004. Disponível em:

<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/15120198/>. Acesso em: 29 jan. 2024.

<https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.01.008>

CHU, D. Effects of heavy metals on soil microbial community. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, v. 113, p. 1-6, 2018.

<https://doi.org/10.1088/1755-1315/113/1/012009>

COGO, M. M. R., LOPES, A. M., VIELMO, P. G. Capacidade de absorção, distribuição e efeitos morfológicos causados por cádmio em plantas. *Revista Multidisciplinar de Educação e Meio Ambiente*, v. 1, p. 56, 2020.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 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. Disponível em:

<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620> Acesso em: 29 jan. 2024.

CUNNINGHAM, S. D., LEE, C. R. Phytoremediation: plant-based remediation of contaminated soils and sediments. In: SKIPPER, H. D. & TURCO, R. F. ed.

Bioremediation : science and applications. Madison: Soil Science Society of America, 2023. p.145-156 (SSSA special publication number 43).

<https://doi.org/10.2136/sssaspecpub43.c9>

DUFFUS, J. Heavy metals - a meaningless term? Pure and Applied Chemistry, v. 74, n. 5, p. 793–807, 2015.

<https://doi.org/10.1351/pac200274050793>

EMBRAPA. Circular Técnica Guapuruvu. 2005. Disponível em:

<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/314147/1/circtec104.pdf> Acesso em 29 jan de 2024.

GOMES, JAQUELINE MACEDO et al. Schizolobium parahyba var. amazonicum (Huber ex Ducke) Barneby pode ser utilizada em enriquecimento de clareiras de exploração florestal na Amazônia. Ciência Florestal [online]. 2019, v. 29, n. 1.

<https://doi.org/10.5902/198050984793>

HUANG, J., CUNNINGHAM, S. D. Lead phytoextraction : species variation in lead uptake and translocation. New Phytologisty, v.134, p.75-84, 1996.

<https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1996.tb01147.x>

JONES, C. e ANDRÉ A. Fitorremediação de Solos Contaminados – O Estado da Arte. 2005

KURAMSHINA, Z. M.; SMIRNOVA, Y. V.; KHAIRULLIN, R. M. Cadmium and nickel toxicity for Sinaps alba plants inoculated with endophytic strains of Bacillus subtilis. Russian Journal of Plant Physiology, v. 65, p. 269-277, 2018.

<https://doi.org/10.1134/S1021443718010077>

LAMEGO, FABIANE PINTO; VIDAL, RIBAS ANTONIO. Fitorremediação: plantas como agentes de despoluição?. Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente, [S.l.], v. 17, dez. 2007. ISSN 0103-7277.

<https://doi.org/10.5380/pes.v17i0.10662>

MCCUTCHEON, S.C. e SCHONOR, J.L. Phytoremediation. Published by John Wiley & Sons, New Jersey, p. 355, 2003.

ORLANDELLI, R. C. Plantas como ferramentas para remediação ambiental: uma revisão de literatura. Revista Uniciências, v. 22, p. 38-44, 2019.

<https://doi.org/10.17921/1415-5141.2018v22n1p38-44>

PRAJAPATI, R.; YADAV, S.; ATRI, N. Nickel and arsenic-induced differential oxidative stress and antioxidant responses in two *Anabaena* species. *Journal of Basic Microbiology*, v. 58, p. 1061-1070, 2019.

<https://doi.org/10.1002/jobm.201800134>

SILVA, R. F.; SAIDELLES, F. L. F.; SILVA, A. S.; BOLZAN, J. S. Influência da contaminação do solo por cobre no crescimento e qualidade de mudas de açoita-cavalo (*Luehea divaricata* Mart. & Zucc.) earoeira-vermelha (*Schinus therebinthifolius* Raddi). *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 21, n. 1, p. 111-118.

<https://doi.org/10.5902/198050982753>

SIRHINDI, G.; MIR, M. A.; ABD-ALLAH, E. F. Jasmonic acid modulates the physiobiochemical attribute, antioxidant enzyme activity, and gene expression. In *Glycine max* under nickel toxicity. *Frontiers in Plant Science*, v. 7, p. 1-12, 2016.

<https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00591>

RIZWAN, M.; MEUNIER, J. D.; DAVIDIAN, J. C.; POKROVSKY, O. S.; BOVET, N.; KELLER, C. Silicon alleviates Cd stress of wheat seedlings (*Triticum turgidum* L. cv. Claudio) grown in hydroponics. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 23, p. 1414-1427, 2019.

<https://doi.org/10.1007/s11356-015-5351-4>

RODRIGUES, A. C. D.; SANTOS, A. M.; SANTOS, F. S.; PEREIRA, A. C. C.; SOBRINHO, N. M. B. A., Mecanismos de Respostas das Plantas à Poluição por Metais Pesados: Possibilidade de Uso de Macrófitas para Remediação de Ambientes Aquáticos Contaminados. *Revista Virtual de Química*, 2016.

TAVARES, S. R. L.; OLIVEIRA, S. A.; SALGADO, C. M. Avaliação de espécies vegetais na fitorremediação de solos contaminados por metais pesados. *Holos*, vol. 5, 2013, pp. 80-97.

<https://doi.org/10.15628/holos.2013.1852>

VOLKE, T.; VELASCO, J. A.; ROSA, D. A. et al. Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, México, 2015.

XUE, L.; LIU, J.; SHI, S.; WEI, Y.; CHANG, E.; GAO, M.; CHEN, L.; JIANG, Z.
Uptake of heavy metals by native herbaceous plants in antimony mine (Human, China).
Clean – Soil, Air, Water, v. 42, p. 81-87, 2014.

<https://doi.org/10.1002/clen.201200490>

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*.
2006; 368:456-464.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.016>

ZEITTOUNI, C. F.; BERTON, R. S. & ABREU, C. A., 2007, Fitoextração de cádmio e
zinco de um latossolo vermelho-amarelo contaminado com metais pesados. *Bragantia* v.
66, n.4, pp. 649-657.

<https://doi.org/10.1590/S0006-87052007000400015>