

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PAMPA

ANA LUÍZA VIEIRA

**CAPACIDADE FITORREMEDIADORA PARA Fe DA ESPÉCIE *Cordia superba* EM REJEITO
PROVENIENTE DA MINERAÇÃO DE FERRO**

**Caçapava do Sul
2024**

ANA LUÍZA VIEIRA

**CAPACIDADE FITORREMEIADORA PARA Fe DA ESPÉCIE *Cordia superba* EM REJEITO
PROVENIENTE DA MINERAÇÃO DE FERRO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal do Pampa, como requisito parcial para obtenção do Título de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Orientadora: Prof^a Dr^a Caroline Wagner

Coorientadora: Prof^a Dr^a Jéssica Weiler

**Caçapava do Sul
2024**

Ficha catalográfica elaborada automaticamente com os dados fornecidos
pelo(a) autor(a) através do Módulo de Biblioteca do
Sistema GURI (Gestão Unificada de Recursos Institucionais) .

V657c Vieira, Ana Luíza

CAPACIDADE FITORREMEIADORA PARA Fe DA ESPÉCIE Cordia superba EM
REJEITO PROVENIENTE DA MINERAÇÃO DE FERRO / Ana

Luíza Vieira.

68 p.

Trabalho de Conclusão de Curso(Graduação)-- Universidade Federal do Pampa,
ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA, 2024.

"Orientação: Caroline Wagner".

1. Cordia superba. 2. Ferro. 3. Fitoestabilização. 4. Recuperação ambiental. 5. Rejeito de
minério de ferro. I. Título.

ANA LUÍZA VIEIRA

**CAPACIDADE FITORREMEIADORA PARA Fe DA ESPÉCIE *Cordia superba* EM REJEITO
PROVENIENTE DA MINERAÇÃO DE FERRO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal do Pampa, como requisito parcial para obtenção do Título de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Banca examinadora:

Prof.^a Dr.^a Caroline Wagner
Orientadora
UNIPAMPA

Prof. Dr. Thiago Henrique Lugokenski
UNIPAMPA

Prof.^a Dr.^a Mayara Bitencourt Leão
UNIPAMPA



Assinado eletronicamente por **MAYARA BITENCOURT LEO, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 17/12/2024, às 18:44, conforme horário oficial de Brasília, de acordo com as normativas legais aplicáveis.



Assinado eletronicamente por **CAROLINE WAGNER, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 18/12/2024, às 08:20, conforme horário oficial de Brasília, de acordo com as normativas legais aplicáveis.



Assinado eletronicamente por **THIAGO HENRIQUE LUGOKENSKI, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 18/12/2024, às 12:47, conforme horário oficial de Brasília, de acordo com as normativas legais aplicáveis.



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.unipampa.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1631963** e o código CRC **1CB03A40**.

Dedico este trabalho à minha família, pelo amor, apoio, confiança e incentivo em todas as fases da minha vida. Vocês são a essência de todas as minhas conquistas.

AGRADECIMENTOS

Começo agradecendo a Universidade Federal do Pampa, que além de um espaço de aprendizado acadêmico, foi um lar para o meu crescimento pessoal e profissional. Sou imensamente grata aos professores, técnicos e servidores da faculdade, que me ensinaram sobre o vasto mundo das geociências ambientais. Aos professores que nunca desistiram de mim, da minha capacidade e do meu potencial de me tornar engenheira, até mesmo quando eu duvidei. Vocês foram fundamentais para que eu chegasse até aqui. A vocês Mariana, Mayara, Jéssica, Paulo, Guilherme, Thiago e principalmente, a você Carol, que ficarão sempre guardados no meu coração por sempre acreditarem e me apoiarem nos momentos mais difíceis. Vocês sempre serão inspiração de pesquisadores, professores e seres humanos.

Agradeço aos meus amigos de Ilhota, Gaspar, Blumenau, Pomerode e de Caçapava, por em todos os momentos se mostrarem acolhedores, amorosos, engraçados, irritantes e acima de tudo família. Ao Samuel que esteve ao meu lado em todos os momentos, sejam eles de dúvidas, fraqueza ou conquista. Sempre me apoiando com paciência e carinho, mesmo nos dias mais difíceis e, nunca me deixando desistir quando os desafios pareciam maiores que eu. Obrigada por me ensinar, apoiar e persistir ao meu lado, tu és exemplo de força, determinação e amor.

E por fim e não menos importante, na verdade, e mais importante, agradeço a minha família, tios e tias, primas e primos, madrinhas e padrinhos, muito obrigada. Agradeço a minha bisavó Zica, que agora descansa, mesmo distante nunca esqueceu de mim, do meu aniversário, das datas especiais e que ligava dizendo ter uma chamada perdida minha, mesmo nós duas sabendo que não tinha. Você me ensinou tanta coisa, cada jogatina, caça palavras, pudim, cafezinho, dias na praia eram motivo de alegria e risadas, eu jamais vou esquecer de você meu amor. Ao Vô Lau, que sempre me mimou com muito amor e brinquedos, que me levava na praia (até escondido), você vai ser o meu vôzinho lindo e amoroso. A você Vó Ana, que sempre foi minha mãe além de vó, que sempre apoiou as minhas escolhas, que sempre fez dar certo, mesmo difícil, que nunca deixou faltar nada para nossa família e que sempre foi amorosa e carinhosa. Tu me ensinaste a bondade, o amor, a fé, a força e a honestidade. Ao Bob, que sempre foi meu parceiro, amigo, pai, tio, padrinho. Eu tenho uma paixão e gratidão imensa por você. As minhas meninas, Fafá e Duda, que sempre foram e sempre serão os bebês da Tata. Vocês são minha âncora para realidade e terão sempre meu mais puro amor e carinho.

Agradeço pela vida, pelo amor, dedicação, puxões de orelha, apoio que vocês pai e mãe me deram. Pai eu venci essa etapa que mesmo longa, foi gratificante e sem você e tudo o que passamos não seria possível, você sempre foi meu ídolo e meu maior torcedor do Mengão.

Obrigada por me ensinar a ser responsável, honesta, a amar os animais e por se orgulhar de mim, te amo. Mãe, isso tudo é para ti, que sempre lutou pela nossa família, para que nunca nos faltasse nada, seja amor, carinho, dinheiro, força, fé, que aprendesse com a tua mãe e que ensinasse tão bem as tuas filhas. Sem você eu não estaria aqui, em pé, forte, focada neste trabalho e na minha vida daqui em diante. Eu amo você e a nossa família de maneira imensurável. Gratidão.

“A vitalidade é demonstrada não apenas pela persistência, mas pela capacidade de começar de novo”.

F. Scott Fitzgerald

RESUMO

Com o avanço da atividade mineral, cresce a necessidade de técnicas eficazes para a recuperação ambiental de áreas degradadas, garantido a restauração ecológica e preservação dos recursos naturais. A fitorremediação, então, é uma técnica economicamente viável para recuperação de áreas degradadas utilizando espécies vegetais como ferramenta. Este estudo teve como objetivo avaliar o potencial fitorremediador da espécie *Cordia superba* (babosa branca) em solos contaminados por rejeito de mineração de ferro, oriundos do Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais - BR. A pesquisa se deu em quatro grupos experimentais, com diferentes proporções de material proveniente do rejeito de mineração de Fe, sendo: 0% (controle), 25%, 50% e 100%, nos quais mudas da espécie *Cordia superba* foram mantidas em condições controladas por setenta dias. As análises realizadas no solo determinaram o pH, condutividade, umidade, NPK e teor de ferro e, na babosa branca determinaram a biomassa, teor de ferro nos tecidos vegetais e os parâmetros fisiomorfológicos (altura e diâmetro do caule, tamanho da raiz principal, número de folhas vivas e número de raízes secundárias). Além disso, foram determinados os fatores de bioconcentração (FBC) e fator de translocação (FT) para Fe pela babosa branca, a partir do teor de ferro nos tecidos. Os resultados indicam aumento nas concentrações de Fe conforme o aumento proporcional de rejeito no solo. A *Cordia superba* apresentou bom desenvolvimentos nos grupos A (controle) e B (25%) com leve sinais de estresse por Fe, demonstrando tolerância ao contaminante. Nos grupos C (50%) e D (100%), a babosa branca apresentou redução da biomassa total, alterações morfológicas como manchas e deformações foliares, típicos de toxicidade por Fe. Contudo, a espécie manteve a funcionalidade fisiológica básica, sugerindo resistência adaptativa. O FBC mostrou maior acúmulo de Fe nas raízes, com índice superior a 1, dos grupos A, B e C, enquanto o FT apresentou índices acima de 1, nos grupos B e D, mostrando que o grupo B não só acumulou o metal na raiz como também translocou-o para a parte aérea, no entanto o grupo D apenas hiperacumulou o Fe nas folhas. Neste contexto, os resultados obtidos destacam o potencial promissor da *Cordia superba* como uma espécie eficiente para fitorremediação de solos degradados por rejeito de mineração de ferro, visto que na proporção 25% rejeito ela é considerada fitoextratora de Fe, com 50% rejeito a babosa branca é classificada como fitoestabilizadora e pra 100% de rejeito é boa hiperacumuladora de Fe nas folhas, evidenciando a versatilidade de, em diferentes concentrações de Fe, possuir diferentes tipos de fitorremediação. A babosa branca então, oferece uma alternativa viável, sustentável e de baixo custo para a recuperação ambiental.

Palavras-Chave: *Cordia superba*; Ferro; Fitoestabilização; Recuperação ambiental; Rejeito minério de ferro.

ABSTRACT

With the advancement of mining activities, the need for effective techniques for environmental recovery of degraded areas grows, ensuring ecological restoration and preservation of natural resources. Phytoremediation, therefore, is an economically viable technique for recovering degraded areas using plant species as a tool for remediation. This study aimed to evaluate the phytoremediation potential of the species *Cordia superba* (babosa branca) in soils contaminated with iron mining waste from the Quadrilátero Ferrífero in Minas Gerais, Brazil. The research involved four experimental groups with different proportions of material from iron mining waste: 0% (control), 25%, 50%, and 100%. Seedlings of the *Cordia superba* species were maintained under controlled conditions for seventy days. Soil analyses determined pH, conductivity, moisture, NPK, and iron content, while plant analyses assessed biomass, iron content in plant tissues, and physiomorphological parameters (height and stem diameter, main root length, number of living leaves, and number of secondary roots). Additionally, bioconcentration factors (BCF) and translocation factors (TF) for iron were calculated based on the iron content in plant tissues. The results indicated an increase in iron concentrations proportional to the amount of waste in the soil. *Cordia superba* showed good development in Groups A (control) and B (25%) with mild signs of iron-induced stress, demonstrating tolerance to the contaminant. In Groups C (50%) and D (100%), the species exhibited a reduction in total biomass and morphological changes, such as spots and leaf deformations, typical of iron toxicity. However, the species maintained basic physiological functionality, suggesting adaptive resistance. The BCF indicated greater accumulation of iron in the roots, with an index above 1 in Groups A, B, and C, while the TF showed values above 1 in Groups B and D. This suggests that Group B not only accumulated iron in the roots but also translocated it to the aerial parts, while Group D hyperaccumulated iron only in the leaves. In this context, the results highlight the promising potential of *Cordia superba* as an efficient species for phytoremediation of soils degraded by iron mining waste. At 25% waste, it is considered a Fe phytoextractor; at 50% waste, it is classified as a Fe phytostabilizer; and at 100% waste, it serves as a good Fe hyperaccumulator in leaves. This versatility, adapting to different Fe concentrations with distinct phytoremediation mechanisms, is noteworthy. *Cordia superba*, therefore, offers a viable, sustainable, and low-cost alternative for environmental recovery.

Keywords: *Cordia superba*, Iron, Phytostabilization, Environmental recovery, Iron mining waste.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mecanismos vegetais para fitorremediação do solo.	30
Figura 2 - (a) Espécie <i>Cordia superba</i> adulta; (b) Fissuras apresentadas no tronco; (c) Folhas da babosa branca; (d) Formato das sementes; (e) Coloração branca da flor e frutos em fase de crescimento.	37
Figura 3 - Distribuição da espécie <i>Cordia superba</i> no território brasileiro.	38
Figura 4 - Concentração de ferro no solo (ppm) nos diferentes grupos experimentais.	46
Figura 5 - Taxa de crescimento em centímetros dos parâmetros morfológicos da <i>Cordia superba</i> em cada grupo experimental.	48
Figura 6 - Comprimento das amostras de <i>Cordia superba</i> em cada grupo experimental.	49
Figura 7 - Número de folhas e raízes da <i>Cordia superba</i> em cada grupo experimental.	50
Figura 8 - Imagem das folhas e anomalias presentes na <i>Cordia superba</i> de cada grupo experimental.	51
Figura 9 - Imagem das raízes da <i>Cordia superba</i> de cada grupo experimental.	51
Figura 10 - Concentração de ferro no órgão vegetal da <i>Cordia superba</i> para os quatro grupos experimentais.	53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Técnicas utilizadas na remediação de solos e águas e os custos associados.	34
Tabela 2 – Protocolo experimental de pesquisa.	39
Tabela 3 – Valores de umidade, pH e condutividade elétrica do solo em cada grupo experimental.	45
Tabela 4 – Dados de NPK dos quatro grupos experimentais.	47
Tabela 5 - Biomassa por órgão e total da <i>Cordia superba</i> nos diferentes grupos experimentais	52
Tabela 6 - Fatores de Bioconcentração e Translocação para os quatro grupos experimentais	54

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiental

DAP – Diâmetro à Altura do Peito

DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral

FEAM – Fundação Estadual do Meio Ambiente

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

MME – Ministério de Minas e Energia

NBR – Norma Brasileira Regulamentadora

PIB – Produto Interno Bruto

PRAD – Plano de Recuperação de Áreas Degradadas

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	17
2 OBJETIVOS.....	20
2.1 Objetivo geral.....	20
2.2 Objetivos específicos.....	20
3 JUSTIFICATIVA.....	21
4 REFERENCIAL TEÓRICO.....	23
4.1 Atividade mineradora: contexto histórico e atual.....	23
4.2 Impactos ambientais causados pela indústria minerária.....	24
4.3 Resíduos da mineração e recuperação de áreas degradadas.....	26
4.4 Ferro como micronutriente e sua toxicidade.....	28
4.5 Fitorremediação.....	29
4.5.1 Fitoextração.....	30
4.5.2 Fitodegradação.....	31
4.5.3 Fitovolatilização.....	31
4.5.4 Fitoestimulação.....	32
4.5.5 Fitoestabilização.....	32
4.5.6 Vantagens e desvantagens da fitorremediação.....	33
4.5.7 Fitorremediação de Ferro por espécies vegetais.....	34
4.6 <i>Cordia superba</i>	36
5 METODOLOGIA.....	39
5.1 Análise de solo.....	39
5.1.1 Umidade atual.....	40
5.1.2 pH e Condutividade.....	40
5.1.3 Ferro.....	41
5.1.4 NPK.....	41
5.2 Análises vegetais.....	42
5.2.1 Análise fisio morfológica da <i>Cordia superba</i>	42
5.2.2 Biomassa.....	42
5.2.3 Teores de ferro nos tecidos vegetais.....	43
5.2.4 Fatores de fitorremediação.....	43
6 RESULTADOS.....	45
6.1 Análise de solo: umidade, pH, condutividade elétrica, NPK e teor de ferro.....	45
6.2 Análise vegetal: fisiomorfológica, biomassa, teor de ferro, FBC e FT.....	47

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	56
REFERÊNCIAS	57

1 INTRODUÇÃO

A indústria mineral vem ganhando espaço e força desde o final do século XX que, de acordo com Fernandes e Araújo (2016), é resultado da expansão mundial e da necessidade do uso de metais, acarretando na abertura de novas minas e no aumento do volume de extração de minério. Apesar dos impactos causados, a mineração é tratada pelo governo brasileiro como uma atividade com alto retorno econômico (Fernandes; Araujo, 2016). Dados do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (Ipea) e Ministério de Minas e Energia (MME) mostram que no ano de 2021, a indústria de mineração foi responsável por até 4% do PIB brasileiro, com valores variando entre R\$150 bilhões e R\$340 bilhões de reais (Leão; Rabelo, 2023). O Brasil é o sexto maior país produtor de minério do mundo, totalizando em torno de 70 bens minerais extraídos, sendo o minério de ferro o mais explorado e comercializado (DNPM, 2014).

A mineração de ferro ocorrida no Brasil, em especial no estado de Minas Gerais, é fundamental para a economia (Milanez; Santos, 2013), no entanto, esta atividade impacta o meio ambiente e a sociedade (Rezende, 2016). Entre os principais impactos causados pela mineração de ferro estão: alterações ambientais no solo (Bitar, 1997), impactos a fauna local e socioambientais causados por ruídos e tráfego de veículos (Silva, 2007), poluição de águas superficiais e problemas com a contenção de barragens já desativadas (Farias, 2002). Exemplos de problemas associados as barragens são o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, em 2015 e o rompimento da barragem 1 da mina Córrego do Feijão em Brumadinho em 2019 (Freitas *et al.*, 2019). O estudo realizado por Freitas *et al.* (2019), mostra que com o rompimento da barragem em Brumadinho, foram lançados ao meio ambiente cerca de 13 milhões de m³ lama com rejeito da mineração de ferro causando impactos ambientais, sobretudo sobre o Rio Paraopeba, e principalmente danos humanos já que houveram 179 óbitos confirmados e 129 pessoas desaparecidas. Em Mariana, no ano de 2015, a barragem de rejeito de Fundão, liberou aproximadamente 50 milhões m³ de rejeito composto por óxido de ferro, água, lama e químicos residuais dos processos de beneficiamento e tratamento (Ibrahin; Bógus; Junqueira, 2024). Os rejeitos provenientes de Fundão, destruíram aproximadamente 1.469 hectares de terras (inclusive APPs), atingiram o rio Gualacho do Norte, desaguando no Rio Doce e percorrendo sua margem até chegar ao mar onde penetraram 80 km² de rejeito, havendo destruição de 663 km de extensão por onde passou (Ibrahin; Bógus; Junqueira, 2024).

Conforme afirma Araújo (2016), a atividade mineradora causa sérios danos ambientais e socioeconômicos interferindo no ecossistema e bioma como por exemplo, perda da flora e fauna local, infiltração e percolação de metais em águas superficiais e subterrâneas, degradação

do solo entre outros danos. A mineração, principalmente a céu aberto, ocasiona grandes impactos ambientais, durante a remoção do solo e da vegetação, reduzindo as comunidades de organismos ali presentes (Zeppelini *et al.*, 2009). Como afirma Albuquerque *et al.* (2011), os processos minerários inclinam-se a alterar drasticamente os solos e o ambiente em torno de onde ocorrem. Analisar os atributos biológicos como indicadores da qualidade do solo é essencial para entender os processos ecológicos nesses ambientes, com o objetivo de promover sua recuperação ou restauração. A fauna do solo tem um papel central nos serviços ecossistêmicos, podendo ser determinante para o sucesso das iniciativas de recuperação ou restauração (Schon; Mackay; Minor, 2012). Esses serviços englobam a disponibilidade de nutrientes, a melhora na qualidade do solo, o aumento da produtividade das plantas, o estímulo para o desenvolvimento da biomassa microbiana, a dispersão de sementes e esporos, o controle de pragas e o estabelecimento de teias alimentares mais complexas (Nichols; Nichols, 2003; Frouz *et al.*, 2006; Cardoso *et al.*, 2011).

Um método de grande reconhecimento na área ambiental para recuperação de solos degradados é a fitorremediação, que segundo Accioly e Siqueira (2000) compreende a utilização de plantas, os microrganismos associados a elas, melhoradores de solo (fertilizantes, matéria orgânica ou corretivos) e práticas agrícolas adequadas, que quando utilizadas de forma correta em conjunto, podem remover, imobilizar ou degradar poluentes nos ecossistemas. Além disso, o método é considerado por Perkovich *et al.* (1996) e por Cunningham; Anderson e Schwab (1996), um método vantajoso para a recuperação do solo por ter um baixo custo e uma alta eficiência, além de devolver os aspectos paisagísticos e ambientais para a área, com recuperação de fauna e flora.

No caso do uso de plantas, diversas espécies podem ser utilizadas, dependendo de características específicas do local a ser recuperado, do objetivo a ser alcançado e da capacidade da espécie em tolerar ou acumular determinado poluente. No presente estudo, a escolha da espécie vegetal *Cordia superba* (conhecida popularmente como babosa branca) se deu através de pesquisas bibliográficas onde se procurou por espécies vegetais de médio a grande porte, nativas da mata atlântica, que gerassem frutos (para recuperação de fauna), com distribuição geográfica igual onde há mineração de ferro. Carvalho (2010) escreveu para a Embrapa Florestas as características da babosa branca, em que esta espécie é encontrada em sua maioria no bioma mata atlântica e em alguns estados que contemplam o bioma caatinga. Quanto a descrição botânica Carvalho (2010) relata como uma angiosperma, podendo chegar à 11 metros de altura com DAP (diâmetro à altura do peito) de 30 centímetros, possui ramificação dicotômica, casca medindo até 5 milímetros de espessura, marrom escura, levemente fissurada,

as folhas são simples apresentando tato áspero, medindo entre 18 e 24 centímetros, podendo ser de formato obovadas. As flores são brancas e grandes e o fruto é de drupa simples com as sementes protegidas por endocarpo esclerosado que são globosas e de lateral comprimida (Carvalho, 2010).

A escassez de estudos sobre biorremediação de solos contaminados por metais pesados utilizando a espécie vegetal *Cordia superba* justifica a pesquisa desenvolvida neste trabalho. Na região sudeste do Brasil, onde a mineração é uma atividade economicamente relevante, há uma alta incidência desta espécie vegetal. A falta de pesquisas sobre a tolerância da babosa branca a metais pesados oferece uma oportunidade para este estudo. Esta pesquisa propõe o uso de um método de fitorremediação e introduz a utilização de uma espécie vegetal ainda não estudada para esse propósito, oferecendo uma abordagem inovadora e promissora para a fitorremediação de solos contaminados por minério de ferro.

O trabalho está dividido em tópicos, sendo eles: 1: introdução, trazendo uma contextualização breve do tema abordado e a pesquisa; 2: justificativa, enfatizando o porquê do estudo; 3: objetivos gerais e específicos, afirmando a escolha do tema; 4: revisão da literatura, trazendo os principais estudo e autores a respeito de todo o tema para posterior embasamento nas explicações; 5: metodologia, apresentando o protocolo e as análises feitas; 6: resultados e discussão, revelando os resultados encontrados e as discussões manifestadas; e 7: conclusões, com um resumo do estudo e considerações a respeito deste e futuros estudos com o mesmo tema.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O presente trabalho tem como objetivo avaliar a capacidade fitorremediadora de ferro da espécie vegetal *Cordia superba* (babosa branca) em pilhas de rejeitos de mineração.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar o rejeito de minério de ferro proveniente de uma mineradora de ferro do Quadrilátero Ferrífero – MG;
- Avaliar a taxa de crescimento e desenvolvimento da espécie vegetal *Cordia superba* exposta a rejeito de minério de ferro;
- Analisar a capacidade de bioconcentração de Fe em diferentes órgãos da babosa branca;
- Estabelecer o coeficiente de bioconcentração e translocação para Fe pela *Cordia superba*.

3 JUSTIFICATIVA

As barragens de rejeitos de mineração são associadas a significativos impactos ambientais, os quais incluem a perda de biodiversidade, resultante do desmatamento necessário para sua instalação e operação, bem como da redução da fauna devido à escassez de flora resultante dessa atividade (Araujo, 2016). De acordo com Santos *et al.* (2020), a infiltração de metais em águas superficiais e subterrâneas decorrente dessas estruturas pode acarretar em sérios problemas à saúde pública. Segundo os mesmos autores, a presença elevada de compostos tóxicos nessas águas pode desencadear uma série de enfermidades, tais como distúrbios respiratórios, neurológicos, e até mesmo câncer.

Além disso, é importante destacar o risco de ruptura das barragens, em grande parte devido à infiltração dos resíduos, especialmente líquidos, o que pode resultar em inundações repentinas, devastação da vegetação, risco de perdas humanas e danos substanciais ao meio ambiente (Pereira, 2016). O rompimento de barragens de rejeito de mineração provoca sérios impactos socioambientais (Oliveira *et al.*, 2021), como os desastres ocorridos em Minas Gerais em 2015 e 2019, com o rompimento das barragens de Fundão em Mariana e do Córrego do Feijão em Brumadinho, respectivamente. Ambos os rompimentos causaram destruição de ecossistemas aquáticos e terrestres, assoreamento de rios, contaminação com metais pesados de corpo hídricos e perda de biodiversidade (Fernandes *et al.*, 2016). A remediação de áreas degradadas pela mineração apresenta desafios significativos, que envolvem desde a extensão da área afetada, o tempo necessário para a restauração e os custos substancialmente altos associados à recuperação (Sánchez, 2018).

A fitorremediação vem se mostrando ser uma técnica de remediação de solos contaminados por metais, visto que a técnica é considerada eficaz e de baixo custo, podendo ser utilizada em larga escala. Além disto, utiliza espécies vegetais para estabilização ou degradação do contaminante promovendo a recuperação do solo e restaurando a funcionalidade ecológica das áreas afetadas (Tavares; Oliveira; Salgado, 2013). Contudo, as propriedades químicas e físicas do solo, da água, do contaminante e do clima são fundamentais para a escolha da espécie, visto que os vegetais se adequam a um determinado clima e solo e selecionam qual contaminante irão remediar de acordo com suas propriedades (Pires *et al.*, 2003). Há um déficit em estudos utilizando a espécie *Cordia superba*, como remediadora de rejeitos de mineração de ferro, mesmo que esta seja uma espécie nativa da mata atlântica (Carvalho, 2010) e que as principais mineradoras de ferro estão situadas em Minas Gerais (Brasil, 2023), neste bioma. A babosa branca é distribuída em todos os estados do sudeste além do Paraná, Alagoas, Bahia,

Maranhão, Pernambuco e Rio Grande do Norte, classificada como angiosperma com sucessão secundária inicial, formando parte do estrato intermediário da floresta, porém, de comum aparição na vegetação secundária (Carvalho, 2010). A espécie vegetal é muito atrativa de polinizadores como as abelhas e dispersores como pássaros e morcegos que se alimentam do seu fruto arredondado macio e gelatinoso (Carvalho, 2010). A relevância desta espécie para o bioma e a falta de pesquisas sobre a tolerância da babosa branca a metais pesado oferece uma oportunidade para este estudo.

4 REFERENCIAL TEÓRICO

4.1 Atividade mineradora: contexto histórico e atual

A produção de bens minerais no Brasil, sucede desde o período colonial, com extração de ouro, prata, cobre, esmeraldas e diamantes que aconteciam também, no interior de São Paulo (Higa, 2023). Este período ficou conhecido como ciclo do ouro, marcado por uma profunda atividade mineral impulsionando a economia da época (Machado; Figuerôa, 2021), levando a fundação de cidades como Ouro Preto, antiga Vila Rica, Sabará e Mariana (Fernandes e Araujo, 2016). Durante o século XIX, no Brasil Império, houve um declínio na exploração de ouro e ferro causada pela escassez de tecnologia e segurança no trabalho (Lins; Loureiro; Albuquerque, 2000), mesmo com o investimento na extração mineral feita pela iniciativa privada de países como Inglaterra, Bélgica e França (Fernandes; Araujo, 2016). Foi durante a República que o Brasil retomou as atividades minerárias, com a exploração de ferro e manganês no Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais, com a Companhia Siderúrgica Belgo-Mineira sendo pioneira na produção de aço a partir do ferro obtido (ABM *apud* Fernandes; Araujo, 2016). Durante a Segunda Guerra Mundial o crescimento na lavra de ferro, carvão e manganês aumentou consideravelmente, além de minerais como tantalita, berilo e tungstênio destinado a produção bélica dos Estados Unidos (Villas Bôas, 1995). A partir do acordo com os Estados Unidos o Brasil fundou duas estatais: a Companhia Siderúrgica Nacional no ano de 1941 e em 1942 a Companhia Vale do Rio Doce (Bongiovanni, 1994). Fernandes e Araujo (2016), destacam que foi durante a ditadura que o Brasil deu início na exportação de minério, tornando a atividade mineradora umas das principais atividades econômicas do país sendo assim até os dias atuais.

A mineração é classificada como uma atividade industrial e econômica que envolve a prospecção, exploração, extração e beneficiamento dos minerais encontrados nas camadas subterrâneas da Terra (Brasil, 2023). A atividade mineradora é fundamental para a economia global, colaborando no desenvolvimento socioeconômico de inúmeros países. Segundo o Banco Mundial (2020), o setor de mineração é essencial para a economia de diversas nações, fornecendo matérias primas fundamentais para as indústrias civil, tecnológica e energética. Os maiores produtores de minério do mundo, como Austrália, China, Rússia e Canadá, são responsáveis pela extração de minerais primordiais, incluindo ferro, carvão, ouro e cobre, que são muito utilizados em produtos tecnológicos e na infraestrutura (USGS, 2023). A produção e o comércio desses minerais geram bilhões de dólares em receitas anuais, sustentando economias e proporcionando empregos a milhões de pessoas (ICMM, 2021). No Brasil, há abundância e

diversidade nas reservas minerais metálicas e não metálicas acarretando no país ser um dos principais países produtores e exportadores de minérios (Fernandes; Araujo, 2016). Conforme Vieira (2023) apresenta, a mineração contribui com aproximadamente 4% do PIB brasileiro de 2022, gerando cerca de um milhão de empregos diretos e indiretos, além de produzir mais de um bilhão de toneladas de minério, faturando R\$250 bilhões. Os principais minérios explorados no Brasil em 2021 foram: alumínio, cobre, cromo, estanho, ferro, manganês, nióbio, níquel, ouro, vanádio e zinco; correspondendo a 89% da produção brasileira de minério, sendo o ferro o mineral mais explorado, principalmente em Minas Gerais e Pará (Brasil, 2023).

O Brasil é o segundo maior produtor de ferro do mundo, produzindo em 2019, aproximadamente 430 milhões de toneladas de minério (Santos et al., 2023), sendo que o ferro, segundo Brasil (2023), em 2021, teve participação de 80,1% no valor da produção mineral comercializada. A extração mineral de ferro ocorre principalmente nos estados de São Paulo, Amapá, Bahia, Mato Grosso do Sul, Espírito Santo e com maior quantidade em ROM no Pará e Minas Gerais tendo uma produção de 192.330.020 e 363.345.759 toneladas por ano, com teor de ferro entre 64,93% e 61,92% após o beneficiamento, gerando um valor total de comercialização em torno de R\$ 250.698.910.257 em 2021 (Brasil, 2023).

4.2 Impactos ambientais causados pela indústria minerária

Segundo o artigo 1º da Resolução Nº 001 de 23 de janeiro de 1986 do CONAMA a definição de impacto ambiental é toda e qualquer alteração nas propriedades químicas, físicas e biológicas do meio ambiente, resultante da atividade humana que, direta ou indiretamente, afete a: saúde, segurança e bem estar populacional; atividade social e econômica; biota; condições estéticas e sanitárias ambientais, e; qualidade dos recursos ambientais. A partir disso, Vieira (2011), em seu estudo, expõe que a atividade minerária pode causar impactos econômicos, sociais e ambientais, levando a possível perda de fauna, flora e até vidas humanas. A mineração, então, causa impactos ambientais em todos os seus processos como a poluição sonora e do ar devido o transporte de minério, utilização, desperdício e contaminação das águas para a etapa do beneficiamento, supressão da vegetação, alterações paisagísticas, perda de fauna, contaminação de metais pesados no solo recursos hídricos, afetando não só o meio ambiente como também a sociedade que vive no entorno da mina (Araújo; Oliveira; Fernandes, 2014). Para Brandi (1994), exploração mineral a céu aberto impacta significativamente:

- os recursos hídricos: causando alterações no fluxo da água subterrânea devido ao rebaixamento do lençol freático e à percolação de contaminantes como óleos, graxas e produtos químicos usados na concentração do minério;

- o solo: a partir da remoção da vegetação, escavações e abertura de vias de acesso, resultando em erosão, problemas estruturais e redução da permeabilidade;
- a vegetação nativa: removida causando introdução de espécies mais adaptáveis alterando a sucessão natural;
- a fauna: perturbada por detonações, perfurações e ruídos, que levam ao deslocamento, mudança de hábitos, perda de indivíduos e modificação de nichos ecológicos;
- o clima e a qualidade do ar também são afetados, com alterações no microclima, como mudanças na radiação solar, temperatura, umidade, precipitação e ventos devido à modificação do relevo.

Outros impactos ambientais e sociais associados à mineração são as barragens de rejeito que, devido ao seu grande porte, essas estruturas podem causar danos significativos em caso de rompimento, vazamento, infiltração no solo ou falhas operacionais (Andrade, 2014). Os rompimentos das barragens de Fundão - Samarco S/A na cidade de Mariana - MG em 2015 e da Mina Córrego do Feijão - VALE, em Brumadinho - MG em 2019, são dois exemplos de grandes desastres ambientais, ambas contendo rejeitos de minério de ferro.

Dados do Relatório Temático nº 1 do Painel do Rio Doce, mostram que a barragem de Fundão em Mariana, ao romper, despejou aproximadamente 52 milhões de metros cúbicos de rejeito de minério de ferro causando impactos no sistema fluvial e na zona costeira entre o rio Doce e o oceano Atlântico (670 km a jusante), afetando o canal e as margens do rio, comprometendo a qualidade da água tanto doce quanto salgada afetando também a biota e ecossistemas envolvidos (Sánchez, 2018). Outro impacto causado pela barragem de Fundão, segundo Sánchez (2018), foi o socioeconômico e cultural, visto que houveram interrupções na distribuição de água e energia elétrica em várias cidades, perda de patrimônio cultural, deslocamento de 220 famílias, destruição de cidades e empregos tanto na mineradora como a pesca artesanal de ribeirinhos. Já a Barragem 1 do Córrego do Feijão que rompeu em janeiro de 2019 na cidade de Brumadinho - MG, continha 11,7 milhões de m³ de rejeito de ferro, causou danos ambientais por 11,5 km de extensão atingindo o rio Paraopeba e rio São Francisco, com perda de flora, fauna e ecossistemas específicos da região (Porsani; Jesus; Sragari, 2019).

O Brasil, além de outros países mineradores, lida com o constante desafio de segurança, disposição e gestão dos rejeitos de minério, necessitando de mecanismos e tecnologias eficazes para a disposição correta e segura e possível recuperação ambiental (Carvalho et al., 2018)

4.3 Resíduos da mineração e recuperação de áreas degradadas

A atividade mineradora é essencial para manutenção dos atuais padrões de consumo, contudo, junto a esta atividade estão associados impactos socioeconômicos e ambientais como a poluição sonora, do ar, solo, vegetação e água (Farias, 2002) muitas vezes associadas ao resíduo gerado. Em razão do aumento da necessidade do uso de minério de ferro, as mineradoras estão optando pela lavra de minérios com menor teor de Fe expandido assim, o volume de rejeito gerado, aumentando o tamanho das barragens e das áreas degradadas (VALE, 2012). Associadas a estas atividades, estão os resíduos característicos da mineração que são as pilhas de rejeitos e estéreis (Silva, 2007). Segundo Gomes (2017), os estéreis são os materiais retirados da camada superficial de uma jazida, sem valor econômico e que são dispostos em uma pilha específica para possível reutilização, já o rejeito é todo material que resulta do beneficiamento do minério que podem ou não conter substâncias tóxicas tal qual partículas dissolvidas, reagentes químicos e metais com alto nível de toxicidade. Para Prates (2022), o rejeito da mineração de ferro possui um expressivo valor agregado, uma vez que é possível a reutilização destes para extração de outros materiais que geram receita a partir de algo considerado de baixo valor econômico, como por exemplo, a sílica presente nos rejeitos da produção de silicato de sódio. Os rejeitos oriundos da mineração de ferro são destinados a lugares previamente determinados conhecido como barragem de rejeitos (Lopes, 2016). O estudo de Silva et al. (2006), de caracterização física e química do o rejeito e estéril da barragem da mina de ferro em Mariana - MG, mostra que os estéreis são formados essencialmente por quartzo, enquanto o rejeito possui característica que dependem das condições do local originário, variando de acordo com o intemperismo ocorrido no local assim como a quantidade de nutrientes ali disponíveis.

De acordo com a FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente (2018b), no ano de 2017 em Minas Gerais foram inventariadas 562.402.296,758 toneladas de resíduos, dos quais 0,04% são resíduos indiretos da mineração, 48,41% são estéreis e 51,55% são rejeitos. O estado possui 698 barragens cadastradas e dentre estas 205 tem elevado potencial de causar danos ambientais (FEAM, 2018a). O autor Bjelkevik (2011), destaca que um bom plano de fechamento de mina contemplando a estabilidade física, química e ecológica da barragem que comporta o rejeito, deve ser feito desde o início da mineração, prevenindo assim possíveis desastres. No Brasil existem leis que regulamentam a segurança e os impactos ambientais em uma mineradora, entre elas estão a Lei Federal n. 6938/81 - que estabelece a Política Nacional do Meio Ambiente contendo no artigo 18 a Avaliação de Impactos Ambientais (AIA), a Resolução CONAMA n. 01/86 estabelecendo critérios e diretrizes para o AIA, a Lei Federal n.

12334/10 que estabelece a Política Nacional de Segurança de Barragens além do Decreto 97.632/1989 definindo o Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) (Andrade, 2014). Esse decreto indica que todos os empreendimentos que se destinam à exploração de recursos minerais devem apresentar PRAD, junto ao Estudo de Impacto Ambiental e do Relatório do Impacto Ambiental, já na etapa de licenciamento ambiental.

O PRAD no Brasil, visa a recuperação ambiental de áreas impactadas por atividades econômicas, especialmente pela mineração. Ele determina que as empresas que realizam atividades que causem degradação ambiental ou são altamente modificadoras do meio ambiente, são obrigadas a elaborar e implementar um PRAD, que deve ser aprovado pelo órgão ambiental competente. O plano deve incluir medidas de recuperação do solo, revegetação, controle da erosão e outras ações para restaurar a área afetada às suas condições originais ou a um estado ambientalmente equilibrado (Decreto n. 97.632, 1989). O IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, no seu Manual de Recuperação de Áreas Degradadas pela Mineração, contempla diretrizes e orientações para a recuperação das áreas afetadas pela mineração. Este manual destaca a importância de um diagnóstico ambiental completo para identificar os impactos da mineração, como a degradação do solo e perda de vegetação, seguido de um planejamento detalhado que inclui a seleção de espécies vegetais adequadas e técnicas de controle de erosão. O manual também fornece orientações para a revegetação com espécies nativas, além de enfatizar o monitoramento contínuo e a manutenção das áreas recuperadas para garantir a eficácia das medidas adotadas. Por fim, aborda os aspectos legais e normativos, ressaltando as responsabilidades das empresas mineradoras e as exigências dos órgãos ambientais (Brasil, 1990).

Além disso, as normas técnicas da ABNT possuem uma norma para a elaboração de projetos de reabilitação de áreas degradadas pela mineração, a NBR 13.030, que define os principais elementos para a recuperação eficaz de superfícies mineradas. Essas normas incluem: Adequação paisagística, que visa harmonizar a paisagem e reduzir o impacto visual; Áreas degradadas, que se referem a locais com alterações significativas causadas pela mineração; Compensação, que oferece formas alternativas de ressarcimento; Manejo sustentável, que busca manter os parâmetros ambientais estabelecidos e evitar futuras ações antrópicas; Recuperação/reabilitação, que envolve procedimentos para minimizar impactos e restaurar o ambiente conforme o planejamento; Sucessão natural, que permite o reaparecimento da vegetação nativa sem intervenção humana; e Uso futuro, que considera a utilização planejada para a área, levando em conta suas características e finalidades (Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1991).

Fazer a recuperação e reabilitação dos solos degradados pelos rejeitos, utilizando espécies nativas da região minerada, possibilita o acúmulo de matéria orgânica, a melhoria das condições físico-químicas e biológicas do solo, a restauração da fauna e da biota, bem como a recuperação das funções ecossistêmicas (Viana; Costa, 2016). Portanto, para recuperar áreas degradadas pela mineração e/ou atingidas pelo rejeito, em casos de rompimento como os de Mariana e Brumadinho, é fundamental direcionar esforços para escolher as espécies mais resistentes e adaptadas às condições de degradação, além de realizar estudos que simulam os processos de sucessão vegetal na área (Schaefer *et al.*, 2016).

4.4 Ferro como micronutriente e sua toxicidade

O ferro é um micronutriente essencial para a manutenção da vida (Marschner; Crowlet; Rengel, 2011), em plantas, ele está relacionado a diversas atividades metabólicas, participando da formação de algumas enzimas (catalase, peroxidase, citocromo oxidase e xantina oxidase), além de ser indispensável nos processos de respiração, fotossíntese, fixação de N_2 e transferência de elétrons através do ciclo entre o Fe^{2+} e Fe^{3+} (Guerinot; Yi, 1994; Marengo; Lopes, 2009). De acordo com Alexandre *et al.* (2012), para driblar a deficiência de ferro em alguns tipos de solos, as plantas desenvolveram duas estratégias para a sua absorção, a estratégia I, presente principalmente nas dicotiledôneas e nas monocotiledôneas não gramináceas, que consiste na redução do Fe^{3+} em Fe^{2+} através da acidificação da rizosfera, causada pela extrusão de prótons pelas H^+ -ATPases de membrana plasmática. Esta redução do Fe^{3+} no Fe^{2+} é promovida por uma proteína específica, a Ferro Quelato Redutase (FRO). Após a redução, o Fe^{2+} é transportado por transportadores específicos de membrana (IRT) para o interior das células (Hell; Stephan, 2003). Já na estratégia II, segundo Alexandre (2012) os fitosideróforos (compostos que possuem alta afinidade por ferro) são secretados para a rizosfera, onde se unem ao Fe^{3+} formando um complexo quelato (Fe^{3+} -FS). Este complexo é transportado por transportadores específicos conhecidos como Yellow Stripe (YS) para dentro das células (Briat; Curie. Gaymard, 2007; Guerinot; Yi, 1994). Porém, a homeostase deste elemento pode ser interferida por diversas condições ambientais, causando toxidez nos organismos (Carli, 2008), como nos solos ácidos, onde o baixo pH propicia um aumento da disponibilidade de Fe^{2+} (forma absorvível pelas plantas), já que a velocidade do processo de redução do ferro depende do pH (Camargo, 1985; Souza *et al.*, 2010). Em altas concentrações, este elemento pode também danificar diversas estruturas, como o DNA, as proteínas e lipídeos através da geração de radicais hidroxilas pela reação de Fenton (Connolly; Guerrinot, 2002).

A toxidez por Fe aumenta a produção de espécies reativas ao oxigênio, como peróxido de hidrogênio, ânion superóxido e radical hidroxil. Os sintomas típicos de toxicidade de Fe, geralmente, se manifestam como manchas marrons minúsculas a partir das pontas que se espalham para as bases das folhas inferiores, além disso, as raízes tornam-se escassas, grosseiras, curtas e de coloração marrom escuro (Sahrawat, 2004; Silveira *et al.*, 2007). Associada a tais respostas têm-se uma redução na aquisição de nutrientes como potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e fósforo (P) (Sosbai, 2014). De acordo com Becker e Asch (2005) para aliviar os efeitos negativos da toxidez por Fe, as plantas desenvolveram mecanismo de compartimentalização celular, exclusão de Fe nas raízes e detoxificação, no entanto, dependendo o tipo de solo, época de cultivo e duração da ocorrência da toxidez, as plantas diferem nos seus padrões de resposta.

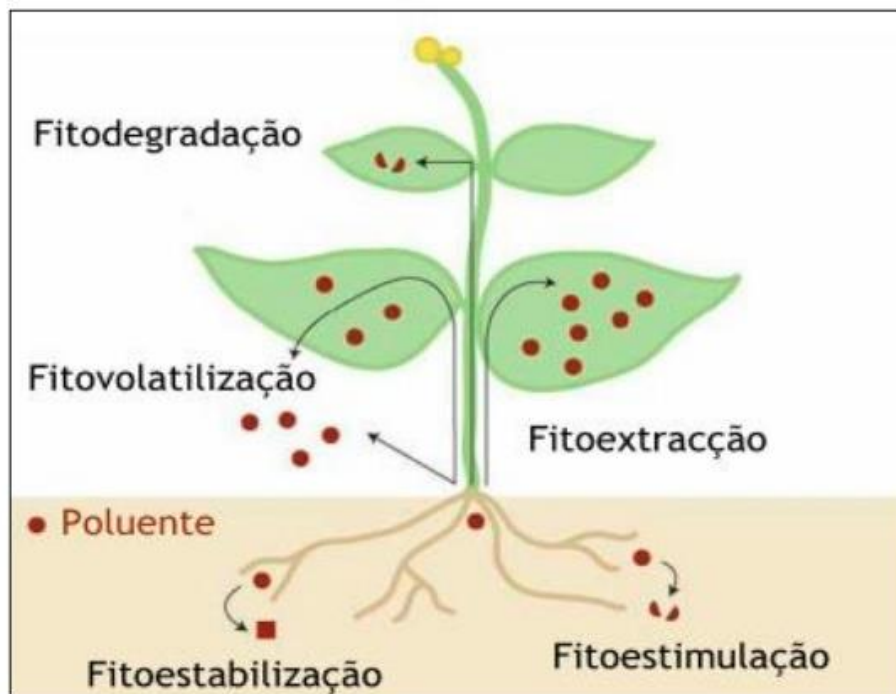
Solos como os encontrados na região do Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais, são compostos por altas concentrações de itabirito e hematita (minerais com alto teor de ferro se tornando economicamente viáveis para a exploração) (Costa, 2003). Gondim *et al.* (2016), relata que perante a estas características de solo, as concentrações de Ca e Mg são baixas causando deficiência nas plantas. O baixo valor de Ca causa encurtamento das raízes por impedir o seu crescimento e aspecto gelatinoso nas folhas e tecidos novos do vegetal. Quanto à carência de Mg, há a aparição de manchas de coloração laranja-avermelhada nas folhas mais velhas.

4.5 Fitorremediação

O Brasil, além de outros países mineradores, lida com o constante desafio de segurança, disposição e gestão dos rejeitos de minério, necessitando de mecanismos e tecnologias eficazes para a disposição correta e segura e possível recuperação ambiental (Carvalho *et al.*, 2018). Há tecnologias no mercado para a recuperação ambiental, dentre elas a biorremediação que consiste na purificação do ar, água e solo utilizando variados organismos vivos para a remoção ou neutralização dos poluentes das áreas afetadas (Verma; Jaiswal, 2016). A biorremediação é definida por Medsen (1997), como um mecanismo intencional de utilização de organismos vivos para a degradação e eliminação dos poluentes em áreas contaminadas, este método permite a aplicação no solo e superfície - *in situ* - ou em manipulações das superfícies contaminadas - *ex situ*. Encontram-se, atualmente, cinco tecnologias biorremediadoras: biorremediação microbiana; fitorremediação; micorremediação; Wetlands construídos; e, bioissorção (Nandha, 2024).

Segundo Pires *et al.* (2003) a fitorremediação utiliza plantas como removedores, imobilizadores ou transformadores de contaminantes em agentes inofensivos ao meio ambiente. De acordo com Nandha (2024), a fitorremediação consiste no uso das plantas para restauração do equilíbrio, fazendo com que o contaminante acumule ou se transforme a partir dos tecidos vegetais. A fitorremediação possui categorias de acordo com a técnica utilizada, a natureza química ou as características do poluente. Nesse contexto, destacam-se os processos de fitoextração, fitodegradação, fitovolatilização, fitoestimulação e fitoestabilização, que podem ou não ocorrer de forma simultânea ou em sequência na planta (Oliveira *et al.*, 2006). A figura 1 representa os cinco mecanismos de fitorremediação em uma espécie vegetal.

Figura 1 - Mecanismos vegetais para fitorremediação do solo.



Fonte: Dietz (2001), *apud* Lima (2018).

4.5.1 Fitoextração

A técnica de fitoextração resume-se na absorção pelas raízes, de contaminantes, que são transportados para as folhas onde se armazenam e se acumulam nas partes aéreas. Esta é aplicada principalmente para metais, compostos orgânicos e inorgânicos (McGrath, 1998). A fitoextração tem como objetivo a limpeza *in situ* de ambientes contaminados, removendo o poluente e, se viável, reutilizando elementos que possam ser aproveitados em processos produtivos atuais. O destino do material vegetal gerado dependerá da possibilidade de seu aproveitamento, sendo essa decisão baseada na espécie cultivada, sua capacidade de

acumulação de substâncias e o risco ambiental que representa (Terry; Banuelos, 2020). Desse modo, o tecido vegetal pode ser incinerado, descartado em aterros, co-processado na produção de cimento ou, alternativamente, utilizado na fabricação de fibras, móveis e outros produtos (Andrade; Tavares; Mahler, 2007).

Segundo McGrath (1998), algumas plantas são conhecidas como hiperacumuladoras, pois são eficientes na absorção e armazenamento de metais, por meio de suas raízes, chegando a concentrações de 0,1% até 1% do peso seco total a depender do metal remediado. Contudo, a absorção de tais metais depende da característica do solo em que se encontram, sendo fatores importantes o pH, salinidade, textura, clima e a quantidade de contaminante presente (Glass, 1998). Cunningham, Berti e Huang (1995), concluem que a utilização desta técnica deve ser bem planejada de modo a oferecer vantagens econômicas em comparação com técnicas tradicionais de remediação, sendo crucial a colheita das folhas antes de sua queda ou decomposição para evitar a dispersão dos contaminantes no solo. A técnica pode reduzir a concentração de poluentes a níveis aceitáveis em um período de 3 a 20 anos.

4.5.2 Fitodegradação

Refere-se a técnica utilizada para remediação de compostos orgânicos (podendo ser utilizado para inorgânicos) por serem móveis nas plantas (Lamego; Vidal, 2007), visto que de acordo com Oliveira *et al.* (2006), a fitodegradação envolve a absorção dos poluentes pelas plantas, seguida de sua bioconversão em compostos menos tóxicos, que se combinam ou se fixam nos tecidos. Uma observação feita por Andrade, Tavares e Mahler (2007) mostrou que a absorção de contaminantes pelas plantas depende da hidrofobicidade, solubilidade e polaridade. Contaminantes orgânicos pouco hidrofóbicos são absorvidos e transportados prontamente, enquanto que as raízes não absorvem os compostos altamente solúveis. As moléculas apolares são absorvidas pela superfície da raiz, enquanto as polares entram e são transportadas internamente. Em consonância, Cunningham, Berti e Huang (1995), destaca que a fitodegradação só acontece se houver contaminantes disponíveis no solo para a absorção e metabolização, visto que os contaminantes que são resistentes aos processos biológicos de degradação podem limitar a eficácia das plantas ou das suas associações com os sistemas microbiológicos.

4.5.3 Fitovolatilização

Fitovolatilização é o mecanismo utilizado pelas plantas para remoção do poluente do meio a partir da volatilização deles, segundo Andrade, Tavares e Mahler (2007), esta

volatilização ocorre tanto pela biodegradação na rizosfera quanto posterior a passagem pelo vegetal, que neste caso libera os poluentes a partir da superfície foliar. Os autores destacam ainda que, há contaminantes com alta periculosidade se volatilizados e que dependendo da porcentagem que se encontram, podem acumular em frutos, folhas e até na madeira fazendo com que aumente o passivo ambiental. A técnica de fitovolatilização pode ser utilizada para a remoção de tricloroetileno, um solvente industrial orgânico, e para poucos compostos inorgânicos como selênio e mercúrio (Lamego; Vidal, 2007). Um estudo de fitovolatilização com mercúrio e selênio foi realizado por Rugh *et al.* (1996), que notou que o mercúrio, de maneira catiônica (Hg^{+1} e/ou Hg^{+2}), é transportado para as partes aéreas, e é encontrado na forma elementar quando reduzido nos tecidos vegetais. No entanto, as plantas passaram por manipulação genética para testes com mercúrio, não havendo esta mesma necessidade para o selênio já que, o autor conclui que o elemento volatiliza de maneira natural nas plantas.

4.5.4 Fitoestimulação

Os autores Oliveira *et al.*, (2006) esclarecem que as raízes das plantas, em constante crescimento, modificam o ambiente do solo ao seu redor, aumentando a circulação de ar, controlando a umidade e liberando substâncias nutritivas para os microrganismos. Essas substâncias, como açúcares, ácidos orgânicos e aminoácidos, estimulam a vida microbiana na área próxima às raízes, chamada de rizosfera. Essa atividade intensa dos microrganismos na rizosfera contribui para a decomposição de substâncias tóxicas presentes no solo, como metais pesados, pesticidas e compostos orgânicos. Em outras palavras, as raízes, com a ajuda dos microrganismos, contribuem para a "limpeza" do solo, transformando os contaminantes em substâncias menos nocivas. A respiração das raízes, que envolve o consumo de oxigênio (O_2) e a liberação de dióxido de carbono (CO_2), altera o ambiente ao redor delas. Essa atividade influencia a absorção de nutrientes, a concentração de sais no solo, o consumo de água e a umidade, fatores, que em conjunto, contribuem para a modificação da estrutura do solo (Alvey; Crowley, 1996).

Para que a fitoestimulação seja eficaz, é essencial a escolha de plantas que promovam a atividade microbiana na rizosfera. Essas plantas estimulam o crescimento dos microrganismos, que, por sua vez, aceleram a degradação de substâncias tóxicas presentes no solo. Essa técnica é particularmente útil para solos contaminados com compostos que se degradam lentamente (Bovey; Meyer; Hein, 1982).

4.5.5 Fitoestabilização

De acordo com Andrade, Tavares e Mahler (2007), a fitoestabilização promove a imobilização de poluentes a partir da absorção e acumulação de contaminantes nas raízes ou pela precipitação na rizosfera vegetal, impedindo a mobilidade de toxinas migrarem para águas subterrâneas ou volatilização para a atmosfera. Os autores, destacam em seu estudo que, as espécies vegetais fitoestabilizadoras devem ser tolerantes ao meio contaminado, controlando os processos de erosão e lixiviação dos contaminantes, impedindo a translocação para a parte aérea da espécie. A imobilização de contaminantes no solo é um processo que envolve a ação de enzimas de plantas e microrganismos, que ligam esses elementos nocivos ao húmus, promovendo sua humificação e a formação de ligações covalentes irreversíveis. Outro mecanismo importante é a lignificação, onde o contaminante é imobilizado nas ligninas das paredes celulares, criando uma barreira física que impede sua liberação no ambiente (Accioly; Siqueira, 2000).

O mecanismo de fitorremediação mais indicado para remediação de contaminantes inorgânicos é a fitoestabilização, sendo utilizada e aprovada para áreas de atividade mineradora contudo, não há indicações de uso em áreas industriais e urbanas (Cunningham, Berti e Huang, 1995; Terry; Banuelos, 2000).

4.5.6 Vantagens e desvantagens da fitorremediação

A fitorremediação é uma técnica em ascensão que se destaca pelo baixo custo e pelos diversos mecanismos. Embora não resolva todos os problemas relacionados a resíduos perigosos, ela apresenta um grande potencial para o tratamento de metais e compostos orgânicos e inorgânicos, especialmente em áreas de contaminação supérfluas (Schnoor; Dee, 1997). As principais vantagens do uso desta técnica, conforme destacado por Pires *et al.* (2003), são:

- baixo custo quando comparado a outras técnicas *ex situ*;
- não há a necessidade de troca ou retirada da planta utilizada para a fitorremediação de solos contaminados por compostos orgânicos (não sendo possível quando a contaminação é por metais pesados), incorporando assim a matéria orgânica no solo;
- além da praticidade de monitoramento e controle, as plantas mantêm e até melhoram as propriedades físicas e biológicas do solo, ajudando no controle da erosão e infiltração de contaminantes nas reservas hídricas;
- com a utilização de plantas para fitorremediação de áreas contaminadas por metais pesados, há a possibilidade de reciclagem do vegetal;
- reposição de fauna e flora;
- promove a fixação de nitrogênio;

- alta aceitação pública.

Outra vantagem, agora citada por Tavares (2013), é o baixo custo de utilização quando comparada a outros tipos de tratamento para contaminação de solo e água subterrânea, além de ser uma solução natural e eficaz. A tabela 1 mostra os custos de acordo com o tratamento empregado.

Tabela 1 - Técnicas utilizadas na remediação de solos e águas e os custos associados.

Tipo de tratamento	Custo variável/ton (US\$)
Fitorremediação	10-35
Biorremediação in situ	50-150
Aeração do solo	20-200
Lavagem do solo	80-200
Solidificação	240-340
Incineração	200-1500

Fonte: Schnoor (1997), *apud* Lima (2018).

Contudo, a fitorremediação possui desvantagens, que segundo Pires *et al.* (2003), são:

- o tempo para que o processo de fitorremediação aconteça, é longo;
- a pluma de contaminação deve estar ao alcance das raízes vegetais, geralmente menores que 5 metros de profundidade;
- o clima e as condições básicas do solo devem ser minimamente favoráveis para a espécie vegetal escolhida;
- as elevadas concentrações de contaminantes no solo e/ou água, pode impedir a inserção da espécie vegetal no local, ou ainda, torná-la uma planta daninha;
- a espécie vegetal remedia um contaminante só, podendo em poucos casos, remediar mais de um, de acordo com suas características;
- é uma tecnologia nova e que necessita de mais estudos.

4.5.7 Fitorremediação de Ferro por espécies vegetais

A fitorremediação é uma técnica que utiliza espécies vegetais para recuperação de áreas contaminadas. Diversos estudos, abordando este tema, têm sido realizados avaliando o potencial fitorremediador de diferentes espécies vegetais na remoção e/ou estabilização de ferro no solo.

Um estudo sobre o crescimento, tolerância e potencial fitorremediador de *Leucaena leucocephala* em solo contaminado por cobre e ferro, foi realizado por Bomfim (2020), utilizando contaminação do solo nas concentrações de 0, 100, 200, 300, 400 e 500 mg.dm⁻³ de ferro, semeadura de sementes diretamente no solo e cultivo por 120 dias. Os resultados indicaram que a *Leucaena leucocephala* apresentou tolerância às concentrações de ferro testadas e capacidade de crescimento adequado mesmo em solo contaminado. Observou-se que os metais extraídos do solo ficaram acumulados nas raízes, sugerindo tolerância limitadora de translocação de metais para as folhas, logo a espécie apresenta potencial para uso em recuperação de áreas degradadas por ferro, atuando como fitoestabilizadora, imobilizando os metais no sistema radicular e reduzindo sua disponibilidade no solo.

Albuquerque, Guedes e Drumond (2018), em sua pesquisa sobre fitorremediação de áreas contaminadas por rejeito de mineração avaliando as concentrações de ferro e zinco – estudo de caso de Bento Rodrigues, Mariana, MG – investigaram a capacidade de remediação das espécies *Lactuca sativa* (alface), *Zea mays* (milho), *Phaseolus vulgaris* L. (feijão) e *Cynodon dactylon* (grama bermuda), plantando-as 10 dias após a assimilação da matéria orgânica (esterco de curral) na amostra de solo retirada da área onde houve derramamento de rejeitos da barragem de Mariana – MG. A espécie *Lactuca sativa* apresentou potencial limitado para fitorremediação de ferro, visto que houve baixo índice de retenção radicular, assim como o feijão e a grama bermuda que não diminuíram a concentração de ferro do solo, não sendo indicadas como espécies fitorremediadora de ferro. Em contrapartida, o milho demonstrou potencial de fitoestabilização de ferro, uma vez que houve pouca translocação para as folhas ficando, o metal, acumulado nas raízes.

O artigo de Bhat, Mauris e Khanam (2016), explora a capacidade da *Centella asiática* em fitorremediar solos de uma região tropical contaminados com concentrações de 0, 50, 100, 150 e 200 mgFe.kg⁻¹. Os resultados apresentados mostram que a *Centella asiática* possui tolerância para concentrações de até 150 mgFe.kg⁻¹ tendo um crescimento saudável, porém na concentração de 200 mgFe.kg⁻¹ a espécie apresentou leve estresse, mas sem comprometer a capacidade de remediação. A espécie possui fatores de bioconcentração > 1 para todas as concentrações, variando de 1,81 para 200 mgFe.kg⁻¹ até 2,33 em 50 mgFe.kg⁻¹, mostrando a eficiência da espécie em fitoestabilizar o metal. Resultado este, confirmado pelos valores de fator de translocação, que foram, menores que 1 em todas as concentrações.

Wagner *et al.* (2022), avaliaram o potencial fitorremediador da espécie *Ricinus communis* L. (Mamona) para solo contaminado por rejeito de minério, com altos teores de Fe₂O₃ (óxido de ferro). O rejeito utilizado apresentava valores máximos de 7,9% de Fe e não

causou danos no crescimento da planta. Além disso, os resultados mostraram um $FT < 1$ e $FBC > 1$ considerando a Mamona uma espécie fitoestabilizadora.

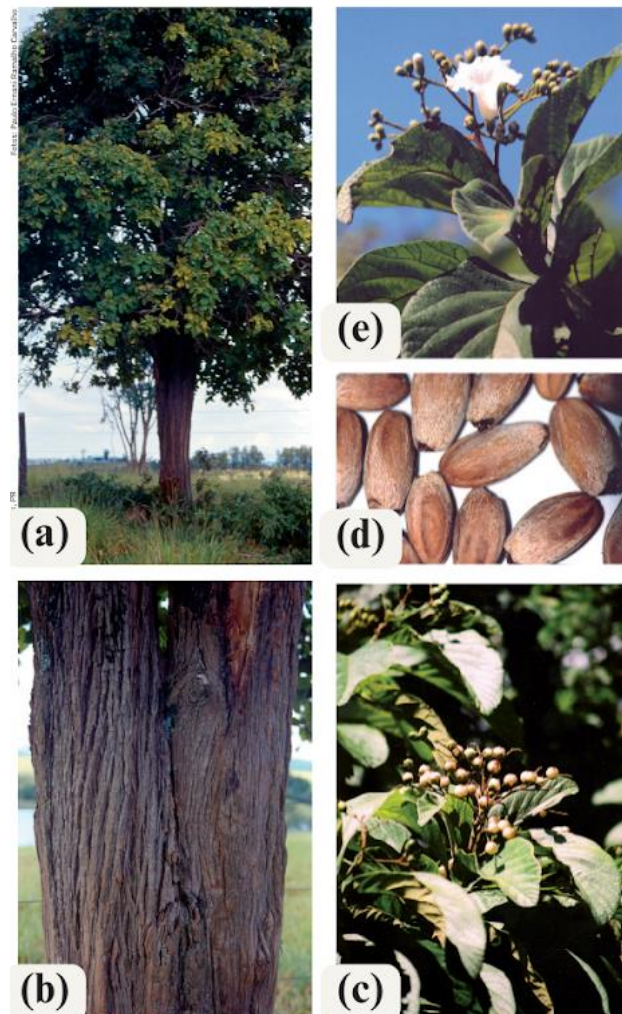
Por fim, os autores Khan *et al.* (2022), estudaram a fitorremediação de metais em solo e água no distrito de Dargai Malakand Khyber Pakhtunkhwa no Paquistão utilizando nove plantas nativas: *Pteris vittata*, *Populus nigra*, *Eucalyptus camaldulensis*, *Persicaria maculosa*, *Arundo donax*, *Xanthium strumarium*, *Verbascum thapsus*, *Ricinus communis* e *Parthenium hysterophorus*. Os resultados mostram que a espécie *Pteris vittata* apresentou maior FBC para o ferro com 1,618 para as raízes, indicando sua alta eficiência na concentração de ferro no tecido radicular. O menor FBC foi observado nas folhas de *Ricinus communis* que apresentou valor igual a 0,023, demonstrando baixa capacidade de absorção desse metal. A espécie *Pteris vittata* apresentou o maior FT com valor próximo a 1 (0,988), recomendando-se esta espécie para fitorremediação da área estudada.

4.6 *Cordia superba*

A *Cordia superba* é uma espécie arbórea brasileira pertencente à família *Boraginaceae* de gênero *Cordia*, comumente conhecida como babosa branca (Fig. 2a). Esta espécie é considerada esciófila, que prefere a sombra crescendo em florestas densas com luz solar indireta, e seletiva higrófila, ou seja, prefere ambientes úmidos mesmo se adaptando a umidade local (Lorenzi, 2002). Segundo Carvalho (2010), as árvores atingem a altura de 11 metros e DAP (diâmetro à altura do peito) de 30 centímetros quando adultas, o tronco é reto medindo até 5 metros do chão até a copa (fuste). É uma espécie dicotômica, ou seja, suas ramificações são sempre simétricas em duas partes, a casca é marrom escura com pequenas fissuras (Fig. 2b) medindo até 5 milímetros de espessura, as folhas possuem três formatos a depender dos nutrientes, podem ser obovadas, oblongo-lanceoladas ou elípticas, sempre ásperas e medem entre 18 e 24 centímetros (Fig. 2c), as sementes são globosas e de lateral comprida (Fig. 2d) e as flores são brancas (Fig. 2e). Os frutos maduros possuem formato arredondado com tamanho variando entre 1,5 e 2,5 milímetros, o sabor da polpa é doce e de aspecto gelatinoso apreciado pela fauna silvestre (Carvalho, 2010).

A espécie *Cordia superba* compõe o estrato intermediário da floresta, sendo comum também em vegetações secundárias. É encontrada desde o leste do Paraná até o Maranhão, nos biomas Mata Atlântica e Caatinga (Fig. 3), com climas variando de 13,3 °C a 27,3°C e condições pluviométricas entre 750 milímetros e 2100 milímetros (Carvalho, 2010).

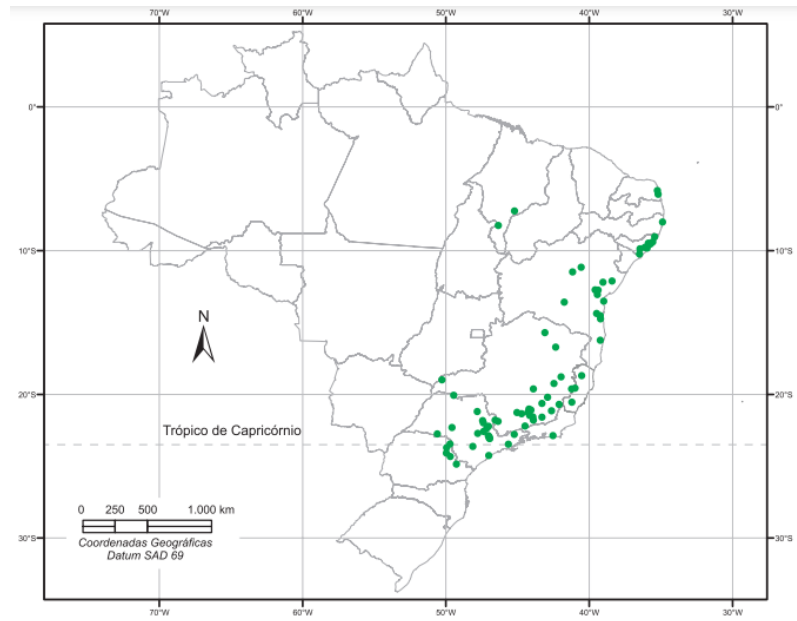
Figura 2 - (a) Espécie *Cordia superba* adulta; (b) Fissuras apresentadas no tronco; (c) Folhas da babosa branca; (d) Formato das sementes; (e) Coloração branca da flor e frutos em fase de crescimento.



Fonte: Carvalho, 2010.

Um estudo sobre povoamento da espécie *Mimosa scabrella* Benthham em uma área de mineração de alumínio em Poços de Caldas - Minas Gerais, os autores Nappo, Oliveira Filho e Martins (2000), destacam que a espécie vegetal *Cordia superba* apresenta significativa atividade de revegetação na área minerada, e que seu crescimento e floração ocorrem em distintas características de solo como pH, matéria orgânica, areia, argila, silte, cálcio e potássio, indicando uma boa espécie para plantio de solos mistos compostos por solos naturais e minerados. Nappo (1999), ao estudar a regeneração natural de Poços de Caldas, enfatiza que a espécie *Cordia superba* é também, indicada como espécie vegetal de sucessão ecológica secundária, sendo possível a retomada da diversidade florística do local.

Figura 3 - Distribuição da espécie *Cordia superba* no território brasileiro.



Fonte: Carvalho, 2010.

5 METODOLOGIA

Para o desenvolvimento do estudo foi utilizado solo controle constituído de substrato orgânico para plantações (marca Mecplant de origem comercial), mudas de *Cordia superba* (adquiridas comercialmente da empresa Viveiro Nativar) e rejeito de minério e ferro, provenientes da pilha de rejeito a seco, de uma mineradora atuante no Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais. Por razão de acordo prévio com a empresa que disponibilizou o material, não foi possível fazer uma caracterização maior dos processos que levam a disponibilização do rejeito, porém de forma geral a empresa utiliza o método de empilhamento a seco: empilhamento do rejeito, geralmente espessado e/ou filtrado, adquirindo baixo teor de umidade, resultando em um material de comportamento, para manuseio e trabalhabilidade, similar a um material sólido, podendo ter outros resíduos do processo de secagem como amido entre outros.

O protocolo experimental se deu, conforme a tabela 2, em quatro grupos experimentais, A, B, C e D, sendo A o controle, integrando apenas substrato orgânico, B contendo 25% de rejeito de minério de ferro e 75% substrato, C com proporções de 50% substrato e 50% rejeito e, D integrando 100% de rejeito. Cada grupo dispunha de quatro amostras de *Cordia superba*, e a composição de substrato e rejeito devidamente homogeneizada. O período de plantio durou 70 dias, com os grupos experimentais mantidos em estufa com temperatura média de 17 °C e umidade média de 87%. Ao final do experimento o grupo C apresentou a morte de uma muda, chegando ao fim do experimento com n = 3. O objetivo inicial era a experimentação ser realizada em quintuplicatas, contudo como não haviam mudas o suficiente utilizou então n=4 para os grupos B, C e D e n=7 para o grupo A.

Tabela 2 – Protocolo experimental de pesquisa.

Grupo experimental	Quantidade substrato orgânico (g)	Quantidade rejeito (g)	Quantidade mudas/grupo (n)
A	4000	0	7
B	3000	1000	4
C	2000	2000	4
D	0	4000	4

Fonte: Autora, 2024.

5.1 Análise de solo

As análises descritas neste tópico foram realizadas para cada um dos quatro grupos experimentais e suas respectivas proporções, no Centro de Ciências e Tecnologia Ambiental – CCTA – Unipampa Caçapava do Sul.

5.1.1 Umidade atual

O entendimento dos níveis de umidade no solo é de extrema relevância, uma vez que revela o estado hídrico do solo, podendo contribuir para a economia de recursos hídricos e elétricos. Isso se deve ao fato de que o acompanhamento da umidade do solo possibilita a aplicação precisa de água, determinando quanto e quando irrigar de acordo com as demandas hídricas das plantações (Buske, 2013).

O procedimento que seguiu o Manual de Métodos de Análise de Solo da Embrapa de 2017 consistiu em pesar previamente as amostras de solo, transferidos para um recipiente de peso conhecido e armazenados em estufa a 105°C por 24 horas. Após o período de secagem, os recipientes com o solo e foram pesados novamente e o cálculo de umidade seguiu a equação 1.

$$Umidade = \frac{(a-b)}{b} \quad (1)$$

Onde:

a: massa da amostra úmida (g);

b: massa da amostra seca (g).

5.1.2 pH e Condutividade

A avaliação do pH do solo pode fornecer *insights* sobre diversos aspectos, como a disponibilidade de nutrientes, a permeabilidade do solo e quais tipos de plantas podem prosperar em determinada área. O pH do solo é influenciado por múltiplos fatores ambientais como sais, carbonatos solúveis, chuva ácida, fertilizantes, decomposição de matéria orgânica e geologia do local (Instruments, 2020). Valores entre 0,0 e 6,9 caracterizam um solo ácido, entre 7,0 e 7,9 determinam solo neutro e entre 8,0 e 14,0 o tornam básico.

A condutividade elétrica do solo é a capacidade que ele tem de conduzir corrente elétrica, e essa característica está diretamente ligada às suas propriedades físicas e químicas, como textura, teor de umidade, salinidade e matéria orgânica. Essa ferramenta é muito útil na agricultura de precisão, pois ajuda a identificar variações nas características do solo de forma prática e eficiente. Além disso, sua medição pode ser feita por métodos como indução eletromagnética ou contato direto, e os resultados permitem avaliar aspectos importantes, como a drenagem do solo e sua capacidade de reter água (Molin; Rabello, 2011).

A medição do potencial hidrogeniônico e da condutividade foi realizada a partir do Manual de Métodos de Análise de Solo da Embrapa de 2017 onde são pesados 10 gramas de solo e transferidos para um béquer de 50 mL, adicionados 25 mL de água destilada, agitada a

solução com bastão de vidro por 1 minuto e então deixados de repouso por 1 hora. Passado o período de descanso, a solução é ligeiramente agitada com o bastão de vidro, e feita a leitura de pH e condutividade.

5.1.3 Ferro

Em condições de temperaturas elevadas o Fe (II) sofre oxidação para Fe (III) e forma tiocianato de guanidina, enquanto o Fe (III) reage diretamente com o tiocianato de amônio, também gerando tiocianato de guanidina. As reações diferem nos mecanismos: o Fe (II) envolve uma reação de oxidação-redução, enquanto o Fe (III) interage com os grupos funcionais C=N e C=S. Essas diferenças indicam papéis distintos dos estados de oxidação do ferro na química probiótica e na formação de compostos relevantes para a origem da vida (Zaia *et al.*, 2010).

O procedimento foi realizado de acordo com Zaia *et al.* (2010), com adaptações. O procedimento consistiu em pesar 2 g de solo em um béquer e nele adicionados 10 mL de ácido nítrico e 10 mL de ácido clorídrico e deixado em repouso por 96 horas para completa degradação do solo. Após 96 horas a solução é filtrada e transferida para um balão volumétrico de 50 mL e completado com água destilada. Desta é retirada uma alíquota de 0,1 mL transferida para um tubo de ensaio e adicionados 0,5 mL de HNO₃ 3M e 1 mL de tiocianato de amônio 2M. A solução é lida no espectrofotômetro UV-VIS em comprimento de onda de 380 nm e as concentrações de ferro nas amostras de solo foram estimadas a partir de uma curva de calibração feita com NH₄Fe(SO₄)₂.12H₂O (sulfato de ferro III amoniacal – PM: 482,19)

5.1.4 NPK

O teste de NPK foi realizado utilizando o NPK Teste Solo, adquirido comercialmente. O procedimento foi realizado conforme as indicações do fabricante, que consiste em adicionar uma alíquota de solo em um tubo extrator, adicionou-se cinco gotas da solução extratora e água destilada até atingir o limite indicado no tubo. O tubo foi agitado vigorosamente durante 1 minuto e então deixado repousar por 5 minutos. Após passado o período de repouso, uma alíquota da solução foi retirada e adicionada nos tubos de nitrogênio, potássio e fósforo.

Para o nitrogênio, após adição da alíquota adicionada até o limite indicado no tubo de ensaio, adicionou-se o pó da cápsula de nitrogênio, fornecida pelo fornecedor, e água destilada até o limite indicado. O tubo de ensaio de nitrogênio foi deixado em repouso por 5 minutos. Os valores são classificados como: muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto. Para o fósforo, após adição da alíquota adicionada até o limite indicado no tubo de ensaio, adicionou-se o pó da cápsula de fósforo, fornecida pelo fornecedor, e água destilada até o limite indicado. O tubo

de ensaio de fósforo foi deixado em repouso por 5 minutos. Os valores são classificados como: muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto. Para o potássio, após adição da alíquota adicionada até o limite indicado no tubo de ensaio, adicionou-se 5 gotas de extrator de potássio, fornecida pelo fornecedor, e água destilada até o limite indicado. O tubo de ensaio de potássio foi deixado em repouso por 5 minutos. Os valores são classificados como: baixo, médio e alto.

5.2 Análises vegetais

5.2.1 Análise fisio morfológica da *Cordia superba*.

As análises fisio morfológicas completas foram feitas nas mudas de babosa branca ao fim do período experimental. No entanto, as análises de altura do caule (ALT.C), diâmetro do caule (D.C) e número de folhas vivas (NF) foram conduzidas a cada 14 dias. Os ensaios seguem Kotz *apud* Wagner (2022) e consistiram em medir:

- Altura da planta (ALT.C): com auxílio de régua graduada, mediu-se o caule da espécie vegetal a partir do solo;
- Diâmetro do caule (D.C): com paquímetro digital, mediu-se o caule 1 cm acima do solo;
- Tamanho da raiz principal (TRP): com régua graduada, mediu-se a maior raiz;
- Quantificar as raízes secundárias (NRS);
- Quantificar o número de folhas vivas (NF).

Além das análises já citadas, foram feitas análises quanto as anomalias desenvolvidas pela babosa branca durante o crescimento como inibição de crescimento, mudança no formato, aparição de manchas de cores diferentes dos habituais, no caule como atrofia do órgão e mudança de cor, e no fim dos experimentos foram avaliadas possíveis alterações nas raízes como escurecimento, encurtamento e falta de raízes secundárias.

5.2.2 Biomassa

A biomassa foi medida por órgão e total. O procedimento seguiu a técnica de preparo de amostras vegetais para análise de metais em tecido do Manual de Análise de Tecido Vegetal da Embrapa (1997).

Inicialmente as amostras foram limpas em água corrente para retirar resquícios de solo e posteriormente com água ultra pura. A limpeza foi realizada com detergente neutro e água ultra pura. Após limpas, as amostras foram separadas em sacos de papel e dispostas em estufa a 65°C até atingirem peso constante. Retiradas da estufa, as amostras foram deixadas em dessecador, para atingirem temperatura ambiente sem que absorvam umidade do meio, e então

maceradas em gral com pistilo de porcelana. Após maceradas, as amostras foram pesadas em balança analítica de precisão e armazenadas em eppendorfes para análise de ferro nos tecidos.

5.2.3 Teores de ferro nos tecidos vegetais

Foram realizadas análises de teores de ferro nos tecidos vegetais da *Cordia superba* após o período de estudo, totalizando 70 dias de experimentação. O método de análise seguirá o Manual de Análise de Tecido Vegetal da Embrapa (1997) com algumas adaptações, sendo feito para as folhas, caule e para as raízes separadamente.

Segundo o método, para 200 mg da espécie vegetal seca, foram adicionados 4 mL de ácido nítrico concentrado, para as partes que não atingiram 200 mg de matéria seca, foram feitas as devidas proporções de ácido nítrico. As amostras foram deixadas em repouso em béqueres por 48 horas para a completa degradação vegetal.

Após o período de repouso, os béqueres foram levados ao ultrassom em banho-maria para a quebra total das partículas de tecido vegetal remanescentes. Em seguida, as amostras foram filtradas em balão volumétrico de 50 mL e completado com água destilada. Desta é retirada uma alíquota de 0,1 mL transferida para um tubo de ensaio e adicionados 0,5 mL de HNO₃ 3M e 1 mL de tiocianato de amônio 2M. A solução é lida no espectrofotômetro UV-VIS, em comprimento de onda de 380 nm e as concentrações de ferro nos tecidos vegetais foram estimadas a partir de uma curva de calibração feita com NH₄Fe(SO₄)₂.12H₂O (sulfato de ferro III amoniacal – PM: 482,19)

5.2.4 Fatores de fitorremediação

A avaliação do acúmulo de metais nas diferentes partes das plantas foi conduzida utilizando dois indicadores distintos. O primeiro deles é o Fator de Bioconcentração (FB), que estabelece uma relação entre a concentração do metal presente nas raízes e a concentração total acumulada nas diferentes partes da planta, incluindo raízes, caule e folhas (conforme expresso na equação 2). As plantas podem ser classificadas como acumuladoras quando FBC > 1, indicadoras quando FBC = 1 e exclusoras quando FBC < 1 (Tiwari *et al.*, 2011).

$$FBC = \frac{[\text{Metal total na planta}]}{[\text{Metal no solo}]} \quad (2)$$

O segundo indicador, conhecido como Fator de Translocação (FT), mede a capacidade da planta em transferir o elemento do sistema radicular para a parte aérea da planta (conforme definido na equação 3), classificadas como eficientes quando FT > 1 e ineficientes quando FT < 1 (Tiwari *et al.*, 2011).

$$FT = \frac{[\text{Metal nas folhas}]}{[\text{Metal na raiz}]} \quad (3)$$

6 RESULTADOS

6.1 Análise de solo: umidade, pH, condutividade elétrica, NPK e teor de ferro.

Os valores iniciais de umidade, pH e condutividade para cada grupo experimental, apresentados na tabela 3, mostram que o grupo controle (A) apresentou o maior teor de umidade com 88%, atribuindo a este resultado alta capacidade deste solo reter água. Segundo Zorzeto *et al.* (2014) a capacidade de retenção de água está associada à porosidade e a uniformidade das frações granulométricas. O teor de umidade dos grupos B, C e D diminuíram conforme a concentração de rejeito aumento. O grupo B com 25% de rejeito no solo, apresenta baixa umidade com 38%, contudo retém água o suficiente para o uso vegetal, visto que não foi necessário a irrigação constante durante o período de estudo, diferente dos grupos com maiores teores de rejeito. Os grupos C (50% rejeito) e D (100% rejeito) possuem teores baixíssimos de umidade com, 9% e 3% respectivamente, mostrando a baixa capacidade de retenção hídrica devido à alta densidade dificultando o cultivo de espécie vegetais, como mostra Silva *et al.* (2006) em seu estudo sobre caracterização química e física de rejeito da mineração de ferro em Mariana - MG.

Tabela 3 – Valores iniciais de umidade, pH e condutividade elétrica do solo em cada grupo experimental.

Grupo experimental	Umidade (%)	pH	Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
A	88	5,67	564,0
B	38	6,50	413,0
C	9	7,68	194,7
D	3	6,84	141,3

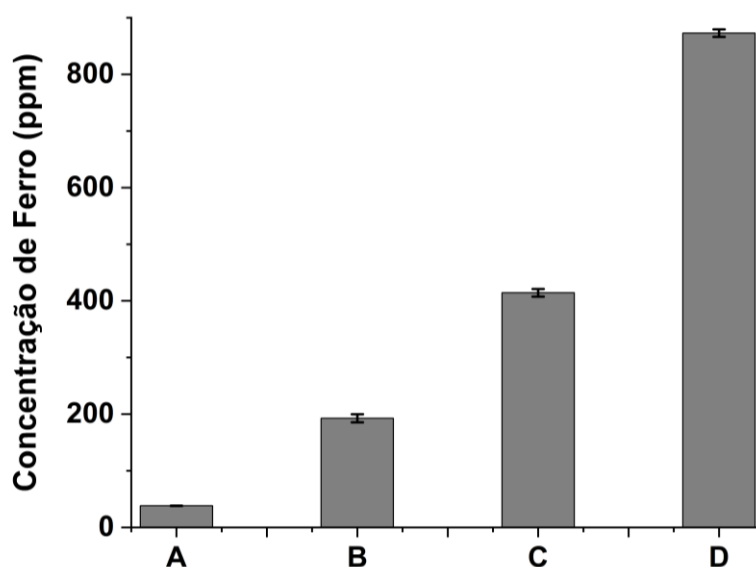
Fonte: Autora, 2024.

Quanto ao pH, os grupos B e D, estão dentro da faixa ideal de plantio ($6,0 < \text{pH} < 6,5$), facilitando a disponibilidade de nutrientes essenciais para o desenvolvimento vegetal como fósforo, cálcio, magnésio potássio e molibdênio (caso haja nas composições de solo) favorecendo o crescimento saudável da espécie vegetal como afirma Veloso *et al.* (2020). De acordo com o mesmo autor, esta medida pode ser explicada devido à adição do rejeito que se inclina a possuir minerais básicos em sua composição, diluindo a acidez natural do substrato. O pH levemente alcalino do grupo C, evidencia a presença de cálcio, magnésio e outras bases, por conta da permuta catiônica liberando o hidrogênio para reagir com íons OH^- formando água (De Moraes Neto *et al.*, 2009). O grupo A possui um pH moderadamente ácido, onde o hidrogênio permutável fica sujeito à liberação pela matéria orgânica, auxiliando na adsorção de

ferro, alumínio, nitrogênio, potássio e outros minerais fundamentais para as plantas, confirmado por De Moraes Neto *et al.* (2020), em sua pesquisa sobre os efeitos do pH em solos. O pH é um fator importante na disponibilização de Fe para as plantas, no entanto o teor de fósforo e matéria orgânica atrapalham a disponibilidade de Fe no solo (Santos *et al.*, 2021). A faixa ideal de pH, para melhor disponibilidade de Fe no solo, fica entre 4,0 e 6,0 (Souza *et al.*, 2010; De Oliveira, Do Nascimento, 2010). A alcalinidade do solo, assim como excesso de fósforo, calagem excessiva causam desequilíbrio do Fe^{2+} interferindo na relação Fe-Mo-Cu-Mn (Nunes *et al.*, 2004).

A condutividade elétrica do grupo A, medindo 564 uS/cm, sugere maior concentração de sais solúveis no substrato, possivelmente em razão da disponibilidade de nutrientes e decomposição de matéria orgânica (Conceição *et al.*, 2011). Conforme o aumento das proporções de rejeito nos grupos, menor é a condutividade elétrica, sugerindo diminuição das concentrações de sais solúveis, fator limitante na disponibilidade de nutrientes necessários para o crescimento vegetal (Velooso *et al.*, 2020).

Figura 4 – Concentração de ferro no solo (ppm) nos diferentes grupos experimentais.



Legenda: O gráfico (Fig. 4) mostra as concentrações de ferro no solo utilizado para o experimento. As concentrações foram medidas 80 dias após o início do experimento. A concentração de ferro está expressa em ppm (parte por milhão). O gráfico representa a média e o erro padrão de cada grupo experimental. O grupo A - representa o grupo controle, composto apenas por substrato orgânico (n=7), B – solo composto por 25% rejeito e 75% substrato (n=4), C – solo composto por 50% rejeito e 50% substrato (n=4) e D – 100% rejeito (n=4). Fonte: Autora, 2024.

Os resultados das análises de ferro no solo para os grupos experimentais, expressos em ppm, estão apresentados na figura 4. O grupo A, composto unicamente por substrato orgânico

o teor médio de ferro foi de $38,15 \pm 0,33$ ppm. Já o grupo B, contendo 3 kg de substrato e 1kg de rejeito, obteve-se $192,60 \pm 7,13$ ppm, aumentando significativamente o teor de ferro. O grupo C, com proporções análogas de substrato e rejeito, apresentou um teor médio de ferro de $414,24 \pm 6,62$ ppm. Por fim, o grupo D, composto inteiramente por rejeito, o teor médio de ferro foi igual a $872,82 \pm 6,62$ ppm. Esses resultados destacam a influência direta das proporções de rejeito presente no solo sobre a concentração de ferro, evidenciando a riqueza deste elemento no rejeito. De acordo com Fageria e Stone (2008), o alto teor de ferro nos solos causam impactos na interação com nutrientes como zinco e manganês, pois esses três elementos competem entre si pelos mesmos canais de transporte na planta o que causam desequilíbrios nutricionais além disso, altas concentrações de ferro danificam as membranas celulares, DNA e proteínas devido a formação de radicais livres. Os sintomas tóxicos de ferro apresentados por plantas incluem redução da síntese de clorofila amarelado as nervuras das folhas, necrose nas folhas e redução do crescimento radicular (Fageria; Stone, 2008).

Os valores de NPK (Tab. 4) indicam boas condição de macronutrientes no grupo A (controle) com teores altos de nitrogênio, fósforo e potássio. O grupo B possui um teor muito baixo de nitrogênio, alto teor de fósforo e médio teor de potássio. Teores muito baixo de nitrogênio, alto de fósforo e baixo de potássio são dados do grupo C e por fim o grupo D possui nitrogênio muito baixo, fósforo baixo e potássio baixo. Segundo a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (CFSEMG, 1999), os valores do grupo A são ideais para o plantio de espécies arbóreas visto que os dados de NPK estão equilibrados com teores altos. Contudo os teores dos grupos B, C e D não se encontram dentro do ideal por não estarem equilibrados com teores baixos e muito baixos de potássio e nitrogênio, podendo causar efeitos negativos no crescimento da babosa branca.

Tabela 4 – Dados de NPK dos quatro grupos experimentais.

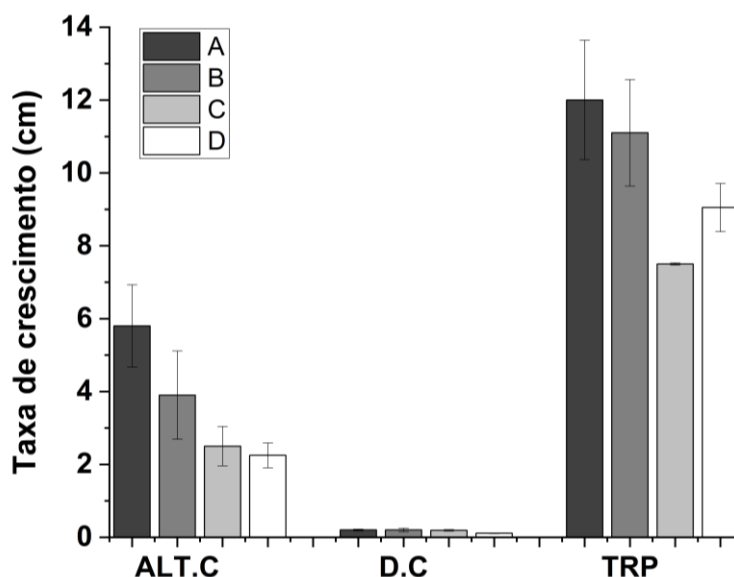
Grupo experimental	Nitrogênio	Fósforo	Potássio
A	Alto	Alto	Alto
B	Muito baixo	Alto	Médio
C	Muito baixo	Alto	Baixo
D	Muito baixo	Baixo	Baixo

Fonte: Autora, 2024.

6.2 Análise vegetal: fisiomorfológica, biomassa, teor de ferro, FBC e FT.

A figura 5 evidencia a influência do substrato, rejeito e as composições destes no crescimento da *Cordia superba*, a partir da medição da ALT.C (altura do caule), D.C (diâmetro do caule) e no TRP (tamanho da raiz principal) para os quatro grupos experimentais.

Figura 5 - Taxa de crescimento em centímetros dos parâmetros morfológicos da *Cordia superba* em cada grupo experimental



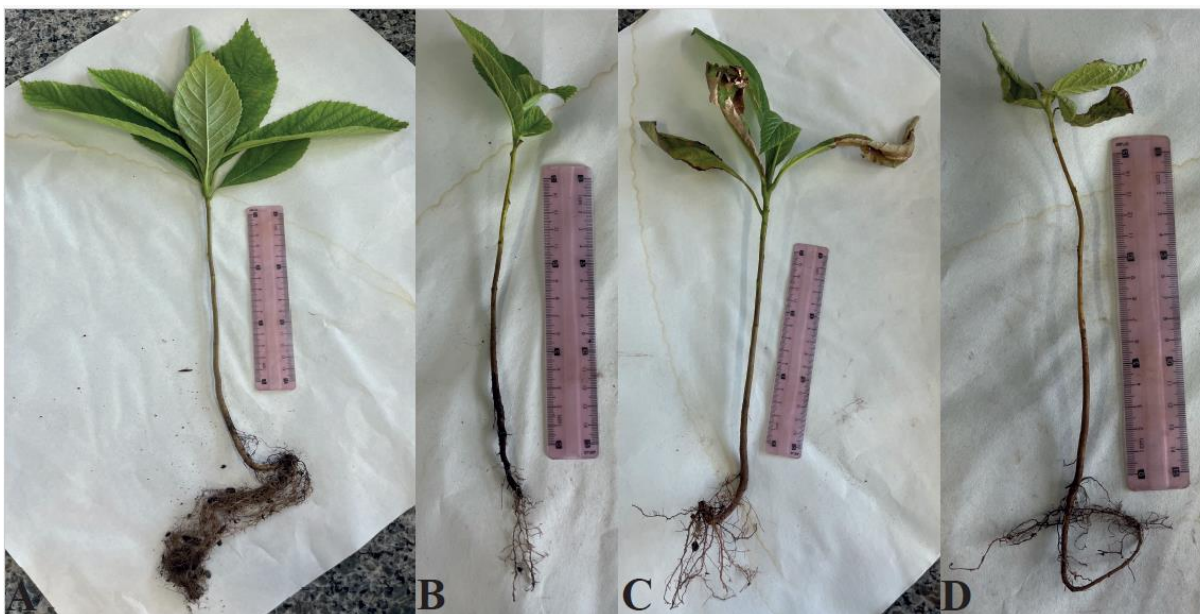
Legenda: O gráfico (Fig. 5) mostra a taxa de crescimento da *Cordia superba* para os parâmetros: altura do caule, diâmetro do caule e tamanho da raiz principal medidas antes e após o plantio. O gráfico mostra a média e o erro padrão em centímetros para o grupo A – cinza escuro (n=7), B – cinza médio, (n=4) C – cinza claro (n=4) e D – branco (n=4). Fonte: Autora, 2024.

O grupo controle, apresentou maior crescimento, mostrado pelo aumento da altura do caule ($5,8 \pm 1,13$ cm), tamanho de raiz principal ($12,00 \pm 1,64$ cm) e diâmetro do caule ($0,20 \pm 0,02$ cm). A composição de 25% de rejeito (grupo B), indica boas condições de crescimento vegetal visto que o crescimento dos parâmetros foi semelhante ao do grupo controle, com ALT.C $3,9 \pm 1,21$ cm, D.C $0,20 \pm 0,05$ cm e TRP $11,10 \pm 1,46$ cm. Por outro lado, os grupos C e D, 50% e 100% de rejeito, respectivamente, apresentam diminuição significativa no desenvolvimento da babosa branca. O grupo D, apresentou medidas muito inferiores ao do controle com ALT.C igual a $2,25 \pm 0,34$ cm, D.C $0,11 \pm 0,01$ e TRP com $9,05 \pm 0,66$ cm, evidenciando a toxicidade do rejeito, reduzindo a disponibilidade de nutrientes essenciais para o desenvolvimento da *Cordia superba* (Fig. 6). A mesma redução de crescimento foi observada por Nguyen, Hiep e Fujita (2005) quando a espécie *Eucalyptus camaldulensis* foi exposta a diferentes concentrações de ferro. Conforme aumentavam as concentrações de Fe os parâmetros de crescimento diminuía. O mesmo foi observado por Fageria, Barbosa Filho e De Carvalho

(1981) no estudo da influência do ferro no crescimento e absorção de potássio, fósforo, cálcio e magnésio no arroz. Os resultados indicaram que em concentrações superiores a 80 ppm de Fe, houve decréscimo de crescimento na espécie justificada pela baixa absorção de K, P, Ca e Mg.

Além disso, os dados corroboram com o trabalho de Jucoski *et al.* (2016), que mostram deficiência no crescimento da pitangueira (*Eugenia uniflora*) conforme aumento da concentração de ferro disponível no solo. Destaca-se ainda que assim como no trabalho de Jucoski *et al.* (2016) (observado na figura 6D) a babosa branca também apresentou o escurecimento das raízes nas plantas expostas à 100% de rejeito (altos teores de Fe – Fig. 4), sendo um dos sintomas típicos de toxicidade causado por Fe (Chatterjee; Gopal; Dube, 2006; Siqueira-Silva *et al.*, 2012). Ainda, concentrações elevadas de ferro levam a inibição do crescimento das raízes, devido a redução da divisão celular, sendo o aumento da concentração de Fe^{2+} e o tempo de exposição inibidores da viabilidade das células da ponta das raízes, causando morte das mesmas (Li *et al.*, 2015; Xing *et al.*, 2008).

Figura 6 – Comprimento das amostras de *Cordia superba* em cada grupo experimental.



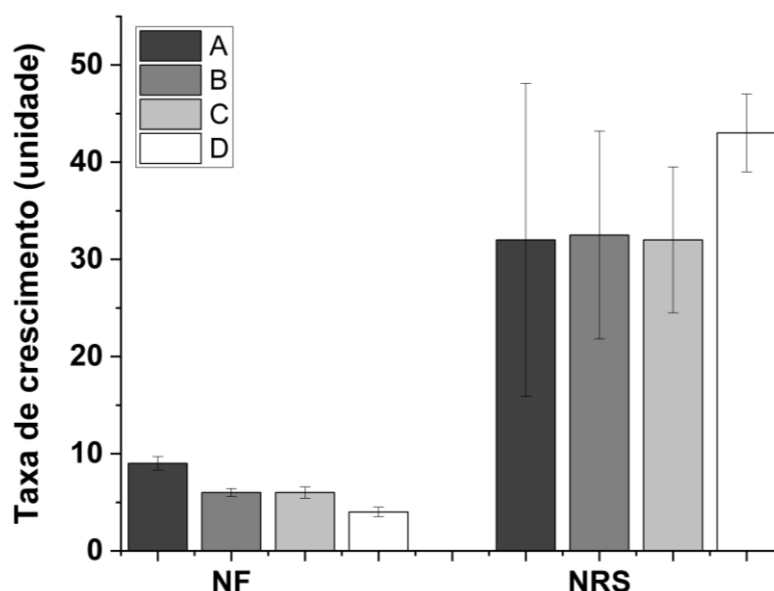
Legenda: A figura 6 apresenta fotografias do comprimento da espécie *Cordia superba* e o comprimento nos grupos A – controle, B – 25% rejeito, C – 50% rejeito e D – 100% rejeito. As amostras foram fotografadas no 71º dia de experimento. Fonte: Autora, 2024.

Acrescentando os resultados apresentados na figura 5, a figura 7 traz mais dados sobre a taxa de crescimento, o número de folhas (NF) e número de raízes secundárias (NRS) nos diferentes grupos experimentais. De modo geral, o número de folhas vivas se manteve aproximadas com baixas variações entre os grupos analisados. Esse comportamento pode estar associado à estratégia de sobrevivência da *Cordia superba*, mantendo uma quantidade básica

de folhas e raízes secundárias suficientes para suas funções fisiológicas, justificando a diminuição de massa seca foliar conforme o aumento de rejeito no solo (tabela 4) em decorrência da submissão da planta ao estresse de contaminante, assim, a planta gera novas folhas para aumentar a capacidade fotossintética, otimizando o fornecimento de energia (Menegatti *et al.*, 2017).

Uma vez dentro das células, o ferro pode ser incorporado a proteínas, estocando em plastídios e mitocôndrias ou armazenando em vacúolos para evitar citotoxicidade. Essa compartimentalização é útil para a homeostase de metais, principalmente em situações de excesso desse elemento, além de suprir a demanda das organelas que desempenham processos dependentes de Fe, como respiração e fotossíntese. Porém, o excesso de Fe nestes compartimentos celulares pode levar a um exacerbado efeito tóxico, envolvendo a formação de espécies reativas de oxigênio (ROS) com o consequente estabelecimento de estresse oxidativo (Jucoski *et al.*, 2013) causando morte celular. A redução no crescimento da parte aérea e das raízes, e o aparecimento de lesões necróticas nas folhas fazem parte da sintomatologia de toxidez do Fe observadas.

Figura 7 – Número de folhas e raízes da *Cordia superba* em cada grupo experimental.



Legenda: O gráfico (Fig. 7) mostra a taxa de crescimento da *Cordia superba* para os parâmetros: número de folhas vivas e número de raízes secundárias, medidas após o plantio. O gráfico mostra a média e o erro padrão em centímetros para o grupo A – cinza escuro (n=7), B – cinza médio, (n=4) C – cinza claro (n=4) e D – branco (n=4). Fonte: Autora, 2024.

Algumas plantas de *Cordia superba*, quando submetidas a exposição de rejeito apresentaram sintomas causados pelo excesso de Fe nos solos (Fig. 8). As plantas do grupo B apresentaram redução no tamanho e clorose nas folhas. No grupo C e D a babosa branca

apresentou além de clorose, deformações como manchas necróticas (pontos mortos), curvatura descendente e bronzeamento das folhas. O mesmo comportamento foi observado por Albano, Miller e Halbrooks (1996), nas folhas de *Tagetes erecta* L. quando expostas a concentrações superiores a 0,27 mM de Fe-DTPA, além de redução de biomassa total. Outras espécies como *Eugenia uniflora* L. (Jucoski *et al.*, (2016), *Solanum tuberosum* (Chatterjee, Gopal e Dube 2006), *Ipomoea pescaprae* e *Canavaliarosea* (Siqueira-Silva *et al.*, 2012), apresentam o mesmo efeito de toxidez ocasionada pela menor biossíntese de N proteico ocasionada pela interferência do Fe no metabolismo dos carboidratos (Chatterjee, Gopal e Dube 2006).

Figura 8 – Imagem das folhas e anomalias presentes na *Cordia superba* de cada grupo experimental.



Legenda: A figura 8 apresenta fotografias das folhas da *Cordia superba* para os grupos A – controle, B – 25% rejeito, C – 50% rejeito e D – 100% rejeito. As amostras foram fotografadas no 71º dia de experimento. Fonte: Autora, 2024.

O número de raízes secundárias é bem expressivo com valores médios de raízes secundárias nos grupos A, B, e D. O grupo A possui 32 ± 16 raízes indicando condições ideais para o crescimento da planta. Contudo, os grupos C e D por mais que apresentem valores de 32 ± 7 e 43 ± 4 respectivamente, apresentam raízes secundárias curtas (Fig. 9) e redução da biomassa no órgão em questão (Tab. 5). Assim como o observado por Carvalho *et al.*, (2024), nas raízes secundária da *Canavalia ensiformis*, o Fe em excesso causa diminuição na biomassa radicular sem diminuição da raiz principal, devido a vulnerabilidade à fitotoxicidade das raízes expostas, causando encurtamento das raízes secundárias, comprometendo sua funcionalidade e crescimento.

A análise de biomassa (Tab. 5) revela o efeito nocivo do aumento de rejeito no crescimento e desenvolvimento vegetal, corroborando com os dados de crescimento apresentados nas figuras 5 e 7. O resultado obtido para o grupo A comprova as condições ideais para crescimento vegetal, com boas condições nutricionais (NPK), com massa total de 2,28g sendo a massa foliar com maior contribuição apresentando 1,24g.

Figura 9 – Imagem das raízes da *Cordia superba* de cada grupo experimental.



Legenda: A figura 9 apresenta o comprimento das raízes da *Cordia superba* para os grupos A – controle, B – 25% rejeito, C – 50% rejeito e D – 100% rejeito. As amostras foram fotografadas no 71º dia de experimento. Fonte: Autora, 2024.

Tabela 5 - Biomassa por órgão e total da *Cordia superba* nos diferentes grupos experimentais

Grupo experimental	Órgão	Biomassa (g)	Biomassa total (g)
A	Raiz	0,17	2,28
	Caule	0,87	
	Folha	1,24	
B	Raiz	0,12	2,07
	Caule	0,99	
	Folha	0,97	
C	Raiz	0,06	1,26
	Caule	0,57	
	Folha	0,63	
D	Raiz	0,06	0,62
	Caule	0,37	
	Folha	0,19	

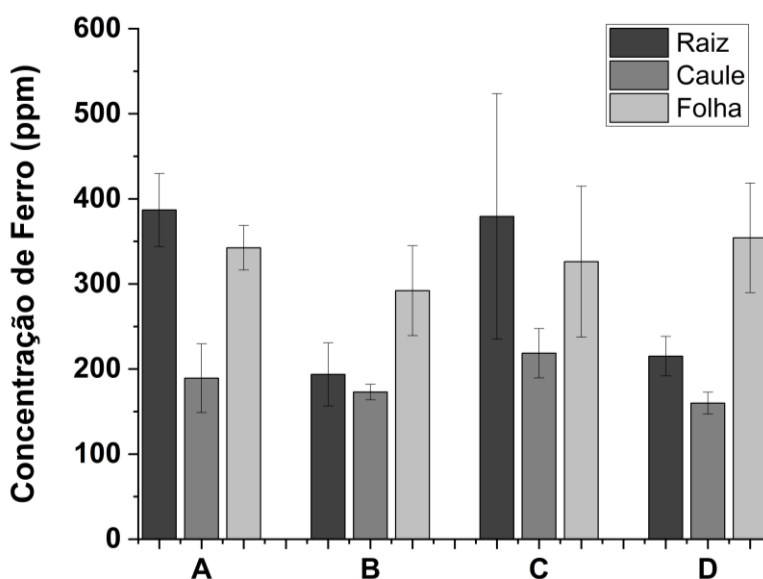
Fonte: Autora, 2024.

O grupo B apresentou pequena diminuição de biomassa em relação ao controle com 2,07 gramas total. Já os grupos C e D apresentaram redução significativa da biomassa total com 1,26 g e 0,62 g, respectivamente, podendo ser justificado a baixa disponibilidade de nutrientes no rejeito e às altas concentrações de metais. O alto teor de metais, como o ferro, pode causar alterações fisiológicas, inativação de enzimas, bloqueio de grupo funcionais, deslocamento e substituição de elementos essenciais, dificultando o crescimento e aumento de massa seca (Dalcorso *et al.*, 2014; Fernandes *et al.*, 2018, *apud* Cosmo *et al.*, 2023). O mesmo resultado

foi observado na soja devido ao efeito tóxico do Fe (Delias, 2017), no arroz cultivado no rejeito de mineração de ferro da barragem de fundão (Pierri *et al.*, 2021) e *Eugenia uniflora L.* em solo contaminado com FeEDTA (Jucoski, *et al.*, 2016). O Fe em concentrações tóxicas pode não apenas interferir na baixa biossíntese do N proteico, mas também pode envolver formação de espécies reativas ao oxigênio e estabelecimento de estresse oxidativo que prejudicam a absorção e aproveitamento de minerais essenciais para as plantas (Fageria *et al.*, 2008; Mehraban, Zadeh e Sadeghipour, 2008; Jucoski *et al.*, 2013).

A figura 10 apresenta as concentrações de ferro nos tecidos vegetais da *Cordia superba* em cada grupo experimental. No grupo A, as raízes apresentaram a maior concentração de ferro ($386,81 \pm 42,78$ ppm), seguidas pelas folhas ($342,40 \pm 26,17$ ppm) e pelo caule ($189,14 \pm 40,29$ ppm). Esse padrão é esperado em condições ideais de substrato, onde as raízes atuam como o principal órgão de absorção e acúmulo de nutrientes.

Figura 10 - Concentração de ferro no órgão vegetal da *Cordia superba* para os quatro grupos experimentais.



Legenda: O gráfico (Fig. 10) mostra as concentrações de ferro nos órgãos vegetais por grupo experimental. As concentrações foram medidas 80 dias após o início do experimento. A concentração de ferro está expressa em ppm (parte por milhão) para cada 1 grama de matéria vegetal seca. O gráfico representa a média e o erro padrão de cada órgão da *Cordia superba* em cada grupo experimental (A – n=7, B – n=4, C – n=4 e D – n=4). Os órgãos medidos são: raiz – cinza escuro, caule – cinza médio e folha – cinza claro. Fonte: Autora, 2024.

No grupo C, os valores foram similares aos do controle: $379,27 \pm 144,29$ ppm nas raízes, $326,10 \pm 88,55$ ppm nas folhas e $218,48 \pm 28,98$ ppm no caule. Já no grupo B, houve uma redução leve na concentração de ferro nas raízes ($193,59 \pm 37,01$ ppm), acompanhada de um

aumento no caule ($172,83 \pm 9,07$ ppm) e uma leve diminuição nas folhas ($291,99 \pm 291,99$ ppm). No grupo D, foi observada uma drástica redução da concentração de ferro nas raízes ($215,06 \pm 23,18$ ppm) e no caule ($159,79 \pm 12,87$ ppm), enquanto as folhas apresentaram a maior concentração de ferro ($354,20 \pm 64,39$ ppm). Esse padrão pode ser explicado pela menor capacidade das raízes de atuar como reservatório de ferro em condições de alto estresse, com o nutriente sendo redistribuído para as folhas. A maior concentração de ferro nas folhas também pode indicar um mecanismo de resposta ao estresse, onde o ferro acumulado contribui para a geração de espécies reativas de oxigênio (ROS), causando estresse oxidativo (Mehraban, Zadeh e Sadeghipour, 2008; Jucoski *et al.*, 2013).

Tabela 6 - Fatores de Bioconcentração e Translocação para os quatro grupos experimentais

Grupo experimental	Fator de Bioconcentração	Fator de Translocação
A	25,78	0,89
B	3,62	1,51
C	2,16	0,86
D	0,87	1,65

Fonte: Autora, 2024.

A tabela 6 mostra os fatores de bioconcentração (FBC) e translocação (FT) da *Cordia superba*, calculados a partir dos dados obtidos e apresentados na figura 10. Para os grupos A, B e C a babosa branca é classificada como acumuladora ($FBC > 1$), e para o grupo D (100% rejeito) a babosa branca é classificada como exclusora ($FBC < 1$). Quanto ao fator de translocação os grupos A e C apresentaram menor capacidade de translocar ferro para as plantas sendo classificado como ineficientes ($FT < 1$). Já os grupos B e D são eficientes pois $FT > 1$. Segundo Yoon *et al.* (2006), quando uma espécie vegetal apresenta FBC maior que 1 e FT menor que 1, a espécie é considerada boa estabilizadora, manifestando a capacidade de acúmulo de contaminantes nas raízes, mantendo-os nos tecidos radiculares, logo, quando expostas à 0% e 50% de rejeito (grupo A e C respectivamente) a *Cordia superba* é classificada como boa fitoestabilizadora. Para uma planta ser considerada boa fitoextratora, os fatores (FBC e FT) devem ser maiores que 1, translocando o contaminante e acumulando-o nos tecidos radiculares e foliares (Fitz; Wenzel, 2002). Desta forma a amostra de *Cordia superba* do grupo B é classificada como boa fitoextratora. Contudo, mesmo a babosa branca do grupo D apresentando FBC menor que 1, o FT é maior que 1, mostrando a capacidade da espécie em translocar Fe para as folhas mesmo não acumulando grandes concentrações de Fe nas raízes. A *Cordia superba* do grupo D pode ser considerada hiperacumuladora devido a sua capacidade de acumular maior quantidade de Fe nas folhas do que nas raízes (Brooks *et al.*, 1977), devido a

mecanismos desenvolvidos pela planta permitindo maior acúmulo do contaminante na parte aérea vegetal (Baker, Reeves e Hajar, 1994; Sarwar *et al.*, 2017).

No estudo desenvolvido por Branches (2010), avaliando a fitorremediação de aguapé em água contaminada por rejeito de minério de ferro, a espécie *Eichhornia crassipes* apresenta mecanismos de fitoestabilização. Morais (2009) ao analisar o fator de bioconcentração e translocação de ferro, proveniente de duas minas abandonadas Tinoca e Mostardeira, de quatro espécies vegetais: *Brassica juncea*, *Solanum nigrum*, *Piptatherum miliaceum* e *Spergularia purpurea*. Os fatores de bioconcentração (FB) e de translocação (TF) diferiram entre as quatro plantas analisadas (*Brassica juncea*, *Solanum nigrum*, *Piptatherum miliaceum* e *Spergularia purpurea*) na mina de Tinoca e na mina de Mostardeira. Na mina Tinoca, a *Brassica juncea* apresentou os maiores valores de FB de ferro, indicando alta capacidade de suas raízes em acumular esse metal. Entretanto, os valores de TF foram inferiores a 1, indicando que o ferro ficou retido principalmente nas raízes com pouca translocação para a parte aérea. *Solanum nigrum*, por outro lado, exibe valores moderados de FB e FT, indicando um equilíbrio entre absorção de ferro e capacidade de transporte. Na mina da Mostardeira, *Piptatherum miliaceum* destacou-se com FB elevado, mas com FT menor que 1, indicando uma maior acumulação de ferro nas raízes e baixa mobilidade para a parte aérea. Já *Spergularia purpurea* apresentou valores consistentes de FB e FT em ambas as minas, com tendência a translocar ferro para a parte aérea, demonstrando potencial para fitoextração. Matos (2020) em seu estudo apresenta resultados para o fator de bioconcentração e fator de translocação da *Cassia grandis L.* cultivada em rejeito de mineração de ferro. Os resultados sugerem que a espécie analisada atua como fitoestabilizadora de Fe, devido a imobilização de Fe nas raízes, contudo o FT é menor que 1, evidenciando a baixa capacidade de transferência de Fe para as folhas da *Cassia grandis L.*

Em análise dos resultados obtidos no estudo e comparando-os com resultados análogos da literatura é possível destacar a capacidade de fitorremediação da espécie *Cordia superba* analisada, visto que em diferentes concentrações de solo e rejeito a babosa branca apresenta capacidade fitoextratora, fitoestabilizadora e hiperacumuladora, sendo então uma espécie indicada a recuperação de áreas degradadas pela mineração de ferro.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A pesquisa realizada revelou que a *Cordia superba* possui notável potencial para fitorremediação em áreas degradadas por rejeitos de mineração de ferro, apresentando comportamentos diferenciados conforme a proporção de rejeito no substrato. Nos grupos com maior proporção de substrato orgânico (A e C), a planta se destacou como uma eficiente fitoestabilizadora, acumulando ferro majoritariamente nas raízes ($FBC > 1$ e $FT < 1$). Esse comportamento é crucial para imobilizar contaminantes e reduzir sua mobilidade no ambiente, protegendo o ecossistema local. No grupo B (25% de rejeito), a espécie exibiu capacidade de fitoextração ($FBC > 1$ e $FT > 1$), demonstrando sua eficácia em translocar ferro para os tecidos aéreos e potencial para remoção gradual do contaminante do solo. Já no grupo D (100% rejeito), a *Cordia superba* apresentou características de hiperacumuladora, com maior concentração de ferro nas folhas, indicando adaptação fisiológica ao estresse e reforçando sua aptidão para uso em condições extremas.

Esses resultados evidenciam a versatilidade da *Cordia superba* como ferramenta para recuperação ambiental. Sua capacidade de alternar entre fitoestabilização, fitoextração e hiperacumulação, dependendo das condições do solo, torna-a uma espécie promissora para programas de revegetação e fitorremediação em áreas contaminadas por rejeitos de mineração de ferro. Além disso, o estudo destaca a importância do manejo adequado do substrato para otimizar os processos fitorremediadores e contribuir para a sustentabilidade ecológica dessas áreas.

REFERÊNCIAS

- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V.; V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. Tópicos em ciência do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. v. 1. p. 299-352.
- ALBANO, Joseph P.; MILLER, William B.; HALBROOKS, Mary C. Iron toxicity stress causes bronze speckle, a specific physiological disorder of marigold (*Tagetes erecta* L.). *Journal of the American Society for Horticultural Science*, v. 121, n. 3, p. 430-437, 1996.
- ALBUQUERQUE, J. A.; ALMEIDA, J. A.; GATIBONI, L. C.; ELTZ, F. L. F. Atividades agrícolas de produção em solos frágeis no sul do Brasil. *Tópicos em Ciência do Solo*, Viçosa, v. 7, p. 367-403, 2011
- ALBUQUERQUE, Cláudia Campos de; GUEDES, Pedro Augusto Pereira; DRUMOND, Mariana Martins. Fitorremediação de áreas contaminadas por rejeito de mineração: avaliação das concentrações de ferro e zinco - estudo de caso de bento rodrigues, mariana, mg. *Blucher Engineering Proceedings*, [S.L.], p. 358-370, jul. 2017. Editora Blucher. <http://dx.doi.org/10.5151/xveneeamb-036>.
- ALEXANDRE, Juliana R. et al. Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo. *Natureza on line*, v. 10, n. 1, p. 23-28, 2012.
- ALVEY, S.; CROWLEY, D. E. Survival and activity of an atrazine-mineralizing bacterial consortium in rhizosphere soil. *Environmental science & technology*, v. 30, n. 5, p. 1596-1603, 1996.
- ANDRADE, J. C. M.; TAVARES, S. R.; MAHLER, C. F. Fitorremediação: O uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental. São Paulo: Oficina de Textos. 176 p. 2007.
- ANDRADE, Luana Caetano Rocha de. Caracterização de rejeitos de mineração de ferro, in natura e segregados, para aplicação como material de construção civil. 2014. 112 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2014
Anuário Mineral Brasileiro: principais substâncias metálicas / Agência Nacional de Mineração; coordenação técnica de Karina Andrade Medeiros. – Brasília: ANM, 2023. 23 p. ; il.
- ARAUJO, E. R.; OLIVIERI, R. D.; FERNANDES, F. R. C. Atividade mineradora gera riqueza e impactos negativos nas comunidades e no meio ambiente. In: ARAUJO, E. R.; OLIVIERI, R. D.; FERNANDES, F. R. C. Recursos minerais e sociedade: impactos humanos, socioambientais, econômicos. Rio de Janeiro: Centro de Tecnologia Mineral, 2014. p. 1-14.
- ARAUJO, Eliane Rocha. Fechamento de minas no Brasil: aspectos legais e consequências sobre o meio ambiente e populações locais. 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13.030: Reabilitação de áreas degradadas pela mineração – Procedimentos. Rio de Janeiro, 1991.
- BAKER, A. J. M.; REEVES, R. D.; HAJAR, A. S. M. Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl (Brassicaceae). *New Phytologist*, v. 127, n. 1, p. 61-68, 1994.

BANCO MUNDIAL. The Contribution of the Mining Sector to Socioeconomic and Human Development. Washington, D.C.: World Bank, 2020. Disponível em: <<https://www.worldbank.org/en/topic/mining>>.

BECKER, M.; ASCH, F. Iron toxicity in rice- Conditions and management concepts. *J Plant Nutr Soil Sci.*, v. 168, p. 558–573, 2005

BHAT, Irshad Ul Haq; MAURIS, Eddma Nathan; KHANAM, Zakia. Phytoremediation of iron from red soil of tropical region by using *Centella asiatica*. *International journal of phytoremediation*, v. 18, n. 9, p. 918-923, 2016.

BITAR, Omar Yazbek. Avaliação da recuperação de áreas degradadas por mineração na região metropolitana de São Paulo. 1997. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

BJELKEVIK, A. G. ICOLD—sustainable design and post-closure performance of tailings dams. In: *Mine Closure 2011: Proceedings of the Sixth International Conference on Mine Closure*. Australian Centre for Geomechanics, 2011. p. 353-359.

BOMFIM, Nayane Cristina Pires. Crescimento, tolerância e potencial fitorremediador de *leucaena leucocephala* em solo contaminado por cobre e ferro. 2020.

BONGIOVANNI, Luiz Antonio. Estado, burocracia e mineração no Brasil (1930-1945). 1994. Tese de Doutorado. [sn].

BOVEY, Rodney W.; MEYER, Robert E.; HEIN, Hugo. Soil persistence of tebuthiuron in the Claypan Resource Area of Texas. *Weed Science*, v. 30, n. 2, p. 140-144, 1982.

BRANCHES, André Miranda Brito. Análise da fitorremediação como método de recuperação de áreas degradadas pela mineração: estudo do aguapé (*Eichhornia crassipes*) como hiperacumuladora de metais pesados. 2010.

BRANDI, Iuri Viana. Estudo da efetividade dos Planos de Recuperação de Áreas Degradadas (PRADs) de atividades de exploração de minério de ferro na região do Quadrilátero Ferrífero-MG. 1994. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

BRASIL. Agência Nacional de Mineração. Anuário Mineral Brasileiro: principais substâncias metálicas. Brasília: ANM, 2023. 23 p. Disponível em: <http://www.anm.gov.br>. Acesso em: 08 ago. 2024.

BRASIL. Decreto n. 97.632, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre o Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD). *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*: seção 1, Brasília, DF, 11 abr. 1989. p. 5489.

BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração. Brasília, DF: IBAMA, 1990. 100 p

BRIAT, Jean-François; CURIE, Catherine; GAYMARD, Frederic. Iron utilization and metabolism in plants. *Current opinion in plant biology*, v. 10, n. 3, p. 276-282, 2007.

BROOKS, Robert R. et al. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 7, p. 49-57, 1977.

BUSKE, Taise Cristine. Comportamento da umidade do solo determinada por métodos expedidos. 2013. 68 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

CAMARGO, CEO, Freitas JG (1985) Tolerância de cultivares de trigo a diferentes níveis de ferro em solução nutritiva. *Bragantia* 44: 65-75

CANÇADO JED, BRAGA A, PEREIRA LAA, ARBEX MA, SALDIVA PHN, Santos UP (2006) Repercussões clínicas da exposição à poluição atmosférica. *Jornal Brasileiro de Pneumologia* 32: S5- S11.

CARDOSO, P.; ERWIN, T. L.; BORGES, P. A. V.; NEW, T. R. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation*, Boston, v. 144, p. 2647-2655, 2011

CARLI, VG (2008) Avaliações fisiológicas, bioquímicas e histoquímicas de *Ipomoea pes-caprae* cultivada em diferentes concentrações de ferro. Dissertação de Mestrado. Curso de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal de Viçosa, (UFV), Viçosa, MG.

CARVALHO, Isabella F. de; ALVES, Patrícia B.; FERREIRA, Tássia C.; SANTOS, Beatriz S. dos; COZIN, Bruno B.; SOUZA, Roberta P. de; CAMARGOS, Liliane S.. Effects of iron and copper on emergence and physiology of *Canavalia ensiformis* (L.) DC. *Revista Caatinga*, Mossoró, v. 38, p. 1-10, 2024. *FapUNIFESP (SciELO)*. <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252025v38i2686rc>

CARVALHO, P. E. R. Espécies arbóreas brasileiras. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2010. v. 4, p. 79-85.

CARVALHO, P. S. L. et al. Sustentabilidade socioambiental da mineração. BNDES Setorial, Rio de Janeiro, v. 47, p. 333-390, 2018.

CHATTERJEE, C.; GOPAL, Rajeev; DUBE, B. K. Impact of iron stress on biomass, yield, metabolism and quality of potato (*Solanum tuberosum* L.). *Scientia horticultrae*, v. 108, n. 1, p. 1-6, 2006.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS (CFSEMG). Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação. Editores: Antonio Carlos Ribeiro, Paulo Tácito Gontijo Guimarães, Victor Hugo Alvarez V. Viçosa, MG, 1999. 359 p.

CONCEIÇÃO, Beatriz Santos et al. Condutividade elétrica e ph da solução do solo sob fertirrigação com diferentes fontes de nitrogênio e de potássio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 33., 2011, Uberlândia. Solos nos biomas brasileiros: sustentabilidade e mudanças climáticas: anais. Uberlândia: Sbc; Ufu; Iciag, 2011. p. 1-4.

CONNOLLY EL, GUERINOT ML (2002) Iron stress in plants. *Genome Biology* 1024.1–1024.4.

COSMO, Bruno Marcos Nunes et al. Influência dos metais na fotossíntese. *Revista Agronomia Brasileira*, Jaboticabal, v. 7, n. 1, p. 1-10, dez. 2023. *Revista Agronomia Brasileira*. <http://dx.doi.org/10.29372/rab202347>..

COSTA, Samuel Ângelo Diógenes da. Caracterização química, física, mineralógica e classificação de solos ricos em ferro do Quadrilátero Ferrífero. 2003.

CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, A. P. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. *Adv. Agron.*, v. 56, p. 55-114, 1996.

CUNNINGHAM, Scott D.; BERTI, William R.; HUANG, Jianwei W. Phytoremediation of contaminated soils. *Trends in biotechnology*, v. 13, n. 9, p. 393-397, 1995.

DALCORSO, Giovanni et al. Nutrient metal elements in plants. *Metallomics*, v. 6, n. 10, p. 1770-1788, 2014.

DE MORAES NETO, Sebastião Pires et al. Acidez, alcalinidade e efeitos da calagem no solo. 2009.

DE OLIVEIRA JUCOSKI, Gládis et al. Impact of iron toxicity on oxidative metabolism in young *Eugenia uniflora* L. plants. *Acta physiologiae plantarum*, v. 35, p. 1645-1657, 2013.

DE OLIVEIRA, A. B.; DO NASCIMENTO, C. W. A. Formas de manganês e ferro em solos de referência de Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 30, n. 1, p. 99-110, 2006.

DELIAS, Dominique dos Santos. Alterações fisiológicas e bioquímicas em plantas de soja à toxidez por ferro em condições de normóxia e hipóxia. 2017.

DIÁRIO OFICIAL DA UNIÃO. Planalto.gov.br. Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. [S.l.]. Diário Oficial da União, 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/16938.htm>.

DIAS, A. C. Transformações do nitrogênio no solo. *EJ Cardoso & FD Andreote, Microbiologia do solo*, p. 99-109, 2016.

DNPM, Departamento Nacional de Produção Mineral. Sumário Mineral 2014. Brasília, 2014

EMBRAPA, Manual de métodos de análise de solo, Centro Nacional de Pesquisa de Solos. – 3. Ed. Rev. Ampliada. – Brasília, 2017.

FAGERIA, N. K. et al. Iron toxicity in lowland rice. *Journal of plant nutrition*, v. 31, n. 9, p. 1676-1697, 2008.

FAGERIA, Nand K.; STONE, Luís F.. Micronutrient Deficiency Problems in South America. *Micronutrient Deficiencies In Global Crop Production*, [S.L.], p. 245-266, 2008. Springer Netherlands. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-6860-7_10 .

FAGERIA, Nano Kumar; BARBOSA FILHO, Morel Pereira; DE CARVALHO, José Ruy Porto. Influência de ferro no crescimento e na absorção de P, K, Ca e Mg pela planta de arroz em solução nutritiva. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 16, n. 4, p. 483-488, 1981.

FARIAS, C. E. G. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. *Mineração e Meio Ambiente no Brasil*. 2002. Disponível em: <<http://www.dnpm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticaseconomia-mineral/outras-publicacoes-1/3-2-manganes>>.

FERNANDES, F. R. C.; ARAUJO, E. R. *Mineração no Brasil: crescimento econômico e conflitos ambientais*. In: GUIMARÃES, P. E.; CEBADA, J. D. P. (Ed.). *Conflitos Ambientais na Indústria Mineira e Metalúrgica: o passado e o presente*. Évora, CETEM, CICP, Rio de Janeiro, p 65–88. 2016.

FERNANDES, Geraldo Wilson; GOULART, Fernando F.; RANIERI, Bernardo D.; COELHO, Marcel S.; DALES, Kirsten; BOESCHE, Nina; BUSTAMANTE, Mercedes; CARVALHO, Felipe A.; CARVALHO, Daniel C.; DIRZO, Rodolfo. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in mariana, brazil. *Natureza & Conservação*, [S.L.], v. 14, n. 2, p. 35-45, jul. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2016.10.003> .

FERREIRA, Amanda Duim; QUEIROZ, Hermano Melo; OTERO, Xosé Luis; BARCELLOS, Diego; BERNARDINO, Ângelo Fraga; FERREIRA, Tiago Osório. Iron hazard in an impacted estuary: contrasting controls of plants and implications to phytoremediation. *Journal Of Hazardous Materials*, [S.L.], v. 428, p. 128216, abr. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128216>

FITZ, Walter J.; WENZEL, Walter W. Arsenic transformations in the soil–rhizosphere–plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation. *Journal of biotechnology*, v. 99, n. 3, p. 259-278, 2002.
Florida site. *Sci Total Environ* 368(2):456–464, 2006.

FOY CD, CHANEY RL, WHITE MC (1978) The physiology of metal toxicity in plants. *Annual Review of Plant Physiology* y 29: 511-566

FREITAS, Carlos Machado de et al. Desastres em barragens de mineração: lições do passado para reduzir riscos atuais e futuros. *Epidemiologia e serviços de saúde*, v. 28, n. 1, p. e20180120, 2019.

FROUZ, J.; ELHOTTOVÁ, D.; KURÁŽ, V.; ŠOURKOVA, M. Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: Results of a field microcosm experiment. *Applied Soil Ecology*, Amsterdam, v. 33, p. 308-320, 2006.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (Minas Gerais). *Inventário de barragens do Estado de Minas Gerais: ano 2017*. Belo Horizonte: FEAM, 2018a.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (Minas Gerais). *Inventário de resíduos sólidos da mineração: ano base 2017*. Belo Horizonte: FEAM, 2018b.

GLASS, D.J. *The 1998 United States Market for Phytoremediation*. D. Glass Associets Inc., Needham, 3 – 7, (1998).

GOMES, Ana Cláudia Franca. Estudo de aproveitamento de rejeito de mineração. 2017. 84 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Metalúrgica, Materiais e de Minas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2017.

GONÇALVES, A. D. M. DE A.; LIBARDI, P. L.. Análise da determinação da condutividade hidráulica do solo pelo método do perfil instantâneo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, n. 5, p. 1174–1184, set. 2013.

GONDIM, Ancélio Ricardo de Oliveira et al. Crescimento inicial do milho cultivar brs 1030 sob omissão de nutrientes em solução nutritiva. *Revista Ceres*, v. 63, p. 706-714, 2016.

GUERINOT, M. L.; YI, Y.. Iron: nutritious, noxious, and not readily available. *Plant Physiology*, [S.L.], v. 104, n. 3, p. 815-820, 1 mar. 1994. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1104/pp.104.3.815>

HELL, Rüdiger; STEPHAN, Udo W. Iron uptake, trafficking and homeostasis in plants. *Planta*, v. 216, p. 541-551, 2003.

HIGA, Carlos César. "Entradas e bandeiras"; Brasil Escola. Disponível em: <https://brasilecola.uol.com.br/historiab/entradas-bandeiras.htm>. Acesso em 22 de setembro de 2023.

IBRAHIN, Fabiane Regina Carvalho de Andrade; BÓGUS, Lúcia Maria Machado; JUNQUEIRA, Mário Jorge da Silveira. Desastre ambiental no Brasil: a trágica história de mariana : minas gerais. *Século XXI – Revista de Ciências Sociais*, [S.L.], v. 14, n. 1, p. 01-18, 5 ago. 2024. Universidade Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/2236672588479>.

INSTRUMENTS, Hanna. Importância do pH nos solos e em soluções nutritivas para o cultivo de plantas. 2020. Disponível em: <https://hannainst.com.br/importancia-do-ph-nos-solos-e-em-solucoes-nutritivas-para-o-cultivo-de->

INTERNATIONAL COUNCIL ON MINING AND METALS. ICMC Annual Review 2021. ICMC, 2021. Disponível em: <<https://www.icmm.com/>>.

JUCOSKI, Gládis de Oliveira et al. Excesso de ferro sobre o crescimento ea composição mineral em *Eugenia uniflora* L. *Revista Ciência Agronômica*, v. 47, n. 4, p. 720-728, 2016.

KHAN, Q. et al. Phytoremediation of toxic heavy metals in polluted soils and water of Dargai District Malakand Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. *Brazilian Journal of Biology*, v. 84, p. e265278, 2022.

KUKI KN, OLIVA MA, COSTA AC (2009) The simulated effects of iron dust and acidity during the early stages of establishment of two coastal plant Species. *Water Air Soil Pollution* 196: 287–295.

LAMEGO, Fabiane Pinto; VIDAL, Ribas Antonio. Fitorremediação: plantas como agentes de despoluição?. *Pesticidas: Revista de ecotoxicologia e meio ambiente*, v. 17, 2007.

LEÃO, Rafael; RABELO, Rodrigo. A Extensão da cadeia produtiva da economia mineral no PIB brasileiro. Rio de Janeiro : Ipea, dez. 2023. 88 p. : il. (Texto para Discussão, n. 2950). DOI: <http://dx.doi.org/10.38116/td2950-port>

LI, G.; XU, W.; KRONZUCKER, H. J.; SHI, W. Ethylene is critical to the maintenance of primary root growth and Fe homeostasis under Fe stress in Arabidopsis, *Journal of experimental botany*, v. 66, n. 7, p. 2041–2054, 2015

LIMA, Anderson Pontes Chaves de. Potencial fitorremediador de espécies vegetais em áreas de mineração do semiárido pernambucano. 2018. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.

LINS, Fernando Antonio de Freitas; LOUREIRO, Francisco Eduardo de Vries Lapido; ALBUQUERQUE, Gildo de Araújo Sá Cavalcanti (2000). *Brasil 500 anos. A construção do Brasil e da América Latina pela Mineração*. Rio de Janeiro, CETEM/MCTI.

LOPES, L. M. N. O rompimento da barragem de Mariana e seus impactos socioambientais. *Sinapse Múltipla*, v. 5, n. 1, p. 1, 14 jul. 2016.

LORENZI, H. (2002). *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. (2nd ed.). Nova Odessa: Instituto Plantarum.

MACHADO, Iran F; FIGUERÔA, Silvia. *História da mineração brasileira*. Editora CRV, Curitiba, 2021

MARENCO, RA, LOPES NF (2009). *Fisiologia Vegetal*. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa

MARSCHNER, Petra; CROWLEY, David; RENGEL, Zed. Rhizosphere interactions between microorganisms and plants govern iron and phosphorus acquisition along the root axis – model and research methods. *Soil Biology And Biochemistry*, [S.L.], v. 43, n. 5, p. 883-894, maio 2011.

MATOS, Letícia Paiva de. *Alterações morfofisiológicas em Cassia grandis L.(Fabaceae) cultivadas em rejeito de mineração de ferro*. 2020.

MCGRATH, S.P. Phytoextraction For Soil Remediation. In Brooks, R.R. Ed, *Plants That Hyperaccumulate Heavy Metals*, CAB International, Wallingford, p. 261, (1998).

MEDSEN, E. L. (1997). C.J. Hurst, G.R. Knudsen, M.J., Mcinerney, L.D., Stetzenbach, M.V. Walter (eds.), *Methods for determining biodegradability*. Manual of environmental microbiology, ASM Press, Washington DC.

MEHRABAN, Pooyan; ZADEH, A. Abdol; SADEGHIPOUR, H. Reza. Iron toxicity in rice (*Oryza sativa* L.), under different potassium nutrition. *Asian J. Plant Sci*, v. 7, n. 3, p. 251-259, 2008.

MENEGATTI, R. D.; PEREIRA, A. S.; OLIVEIRA, L.; DORNELES, A. O. S.; DUTRA, D.; DEUNER, S. Diferentes concentrações de zinco no desenvolvimento de plantas de *Phaseolus vulgaris* L. *Evidência*, [S. l.], v. 17, n. 1, p. 23–32, 2017. DOI: 10.18593/eba.v17i1.12923. Disponível em: <https://periodicos.unoesc.edu.br/evidencia/article/view/12923>. Acesso em: 28 nov. 2024.

MILANEZ, Bruno; SANTOS, RSP. A Rede Global de Produção (RPG) do minério de ferro: empresas, Estado e agentes de contestação. In: Anais do XVI Congresso Brasileiro de Sociologia. 2013.

MOLIN, José P.; RABELLO, Ladislau M. Estudos sobre a mensuração da condutividade elétrica do solo. Engenharia Agrícola, v. 31, p. 90-101, 2011.

MORAIS, Carla Alexandra Vieira. Estratégias de fitorremediação de duas minas abandonadas-Tinoca e Mostardeira. 2009. Dissertação de Mestrado. Universidade de Évora.

NAIDOO G, CHIRKOOT HD (2004) The effects of coal dust on photosynthetic performance of the mangrove, *Avicennia marina* in Richards Bay, South Africa. Environmental Pollution 127, 359-366.

NANDHA, Abhijeeta. PHYTOREMEDIATION. In: FUTURISTIC Trends in Biotechnology. 9. ed. Raipur, Chhattisgarh: Iip Series, 2024. Cap. 3. p. 17-30

NAPPO, M. E. Inventário florístico e estrutural da regeneração natural no sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Bentham, implantados em áreas mineradas, em Poços de Caldas, Minas Gerais. 1999. 87 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

NAPPO, Mauro Eloi; OLIVEIRA FILHO, Ary Teixeira de; MARTINS, Sebastião Venâncio. A estrutura do sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Bentham, em área minerada, em Poços de Caldas, MG. Ciência Florestal, Santa Maria, v. 10, n. 2, p. 17-29, 2000.

NGUYEN, Nguyen Tran; HIEP, Ngo Duc; FUJITA, Kounosuke. Iron enhances aluminum-induced leaf necrosis and plant growth inhibition in *Eucalyptus camaldulensis*. Plant and Soil, v. 277, p. 139-152, 2005.

NICHOLS, O. G.; NICHOLS, F. M. Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the Jarrah forest of southwestern Australia. Restoration Ecology, Crawley, v. 11, p. 261-272, 2003

NUNES, F. N.; NOVAIS, R. F.; SILVA, I. R.; GEBRIM, F. O.; SÃO JOSÉ, J. F. B. Fluxo difusivo de ferro em solos sob influência de doses de fósforo e de níveis de acidez e umidade. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 28, n. 3, p. 423-429, 2004

OLIVEIRA, Débora Monteiro de et al. Fitorremediação: O estado da arte. 2006.

OLIVEIRA, J. de A.; MENEZES, S. J. M. da C. de; LOPES, T. S.; ALMEIDA, F. S. de. Impactos socioambientais do rompimento de barragens de rejeitos de mineração no Estado de Minas Gerais. Revista Brasileira de Gestão Ambiental, [S. l.], v. 15, n. 2, p. 49–60, 2021. DOI: 10.18378/rbga.v15i2.8364. Disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RBGA/article/view/8364>.

PEREIRA, Oniwendel Felipe de Moraes. Análise da classificação de barragens de contenção de rejeitos no Brasil, quanto ao critério de categoria de risco. 2016. 53 f. Dissertação (Mestrado) -

Curso de Uso Sustentável de Recursos Naturais em Regiões Tropicais, Instituto Tecnológico Vale, Belém, 2016.

PERKOVICH, B. S. et al. Enhanced mineralization of [14C] atrazine in *K. scoparia* rhizospheric soil from a pesticidecontaminated site. *Pestic. Sci.*, v. 46, p. 391-396, 1996.

PIERRI, Letícia de et al.. Produção de biomassa e teores de elementos potencialmente tóxicos (epts) em plantas de arroz cultivadas no rejeito de mineração de ferro da barragem de fundão. In: Anais da VII Reunião Paranaense de Ciência do Solo: Alta produtividade aliada à conservação do solo. Anais...Guarapuava(PR) UNICENTRO, 2021. Disponível em: [https://www.even3.com.br/anais/rncs2021/429759-PRODUCAO-DE-BIOMASSA-E-TEORES-DE-ELEMENTOS-POTENCIALMENTE-TOXICOS-\(EPTS\)-EM-PLANTAS-DE-ARROZ-CULTIVADAS-NO-REJEIT](https://www.even3.com.br/anais/rncs2021/429759-PRODUCAO-DE-BIOMASSA-E-TEORES-DE-ELEMENTOS-POTENCIALMENTE-TOXICOS-(EPTS)-EM-PLANTAS-DE-ARROZ-CULTIVADAS-NO-REJEIT). Acesso em: 07/12/2024

PIRES, F. R. et al.. Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. *Planta Daninha*, v. 21, n. 2, p. 335–341, maio 2003

PORSANI, J. L.; JESUS, F. A. N.; STANGARI, M. C. GPR survey on an iron mining area after the collapse of the tailings dam I at the Córrego do Feijão Mine in Brumadinho-MG, Brazil. *Remote Sensing, Basel*, v. 11, n. 7, p. 860, 2019

PRATES, Caroline Duarte. Transformação de rejeitos da mineração de ferro e serpentinito em silicatos e outros produtos de valor agregado. 2022. 148 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutor em Ciências - Química, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2023.

REZENDE, Vanessa Leite. A mineração em Minas Gerais: uma análise de sua expansão e os impactos ambientais e sociais causados por décadas de exploração. *Sociedade & Natureza*, v. 28, n. 3, p. 375-384, 2016.

RUGH, Clayton L. et al. Mercuric ion reduction and resistance in transgenic *Arabidopsis thaliana* plants expressing a modified bacterial *merA* gene. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 93, n. 8, p. 3182-3187, 1996.

SAHRAWAT, K. L. Managing iron toxicity in lowland rice: the role of tolerant genotypes and plant nutrients. *Journal of Plant Nutrition*, v. 1, p. 452–454, 2004.

SÁNCHEZ, Luis Enrique et al. Os impactos do rompimento da Barragem de Fundão. O caminho para uma mitigação sustentável e resiliente. *Relatório Temático*, n. 1, 2018.

SANTOS, Diogo Corrêa; SOUZA-FILHO, Pedro Walfir Martins e; NASCIMENTO JUNIOR, Wilson da Rocha; CRÓSTA, Álvaro Penteado; LOPES, João Paulo Nobre. Land use changes and iron ore production in open pit mines of Brazil from 1984 to 2019: an indicator of land use intensity. Belém: Instituto Tecnológico Vale; Universidade Federal do Pará, 2023. Disponível em: <https://ssrn.com/abstract=4569411> .

SANTOS, Fernanda Dias dos; FANTINEL, Roberta Aparecida; WEILER, Elenice Broetto; CRUZ, Jussara Cabral. Fatores que afetam a disponibilidade de micronutrientes no solo. *Tecno-Lógica*, [S.L.], v. 25, n. 2, p. 272-278, 5 jul. 2021. APESC - Associação Pro-Ensino em Santa Cruz do Sul. <http://dx.doi.org/10.17058/tecnolog.v25i2.15552>.

SANTOS, Matheus Simões; BAGGIO FILHO, Hernando; ARAÚJO, Amanda Dias; FREITAS, Mariana de Oliveira; COSTA, Thiago Martins da; HORN, Adolf Heinrich. Análise da concentração e distribuição de metais pesados na água do rio das velhas entre a cidade de Várzea da Palma e o distrito de Barra do Guaiçuí—MG. *Revista Cerrados*, [S.L.], v. 16, n. 01, p. 130-158, 13 mar. 2020. Universidade Estadual de Montes Claros (UNIIMONTES). <http://dx.doi.org/10.22238/rc2448269220171601130158>.

SARWAR, Nadeem et al. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: modifications and future perspectives. *Chemosphere*, v. 171, p. 710-721, 2017.

SCHAFER, C. E. G. R. et al. Paisagens de lama: os tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da barragem ambiental, em Mariana. *Boletim Informativo da SBCS*, v. 42, n.1, p. 18-23, 2016.

SCHNOOR J. L.; DEE, P. E. Phytoremediation. *Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center*. 37 p. 1997.

SCHON, N. L.; MACKAY, A. D.; MINOR, M. A. Vulnerability of soil invertebrate communities to the influences of livestock in three grasslands. *Applied Soil Ecology*, Amsterdam, v. 53, p. 98-107, 2012.

SILVA, Gilson Pereira; FONTES, Maurício Paulo Ferreira; COSTA, Liovando Marciano da; BARROS, Nairam Félix de. Caracterização química, física e mineralógica de estéreis e rejeito da mineração de ferro da mina de alegria, mariana-mg. 2006. Disponível em: <file:///C:/Users/comer/Downloads/2171-Texto%20do%20artigo-8658-9292-10-20071027.pdf>.

SILVA, J. P. S. Impactos ambientais causados por mineração. *Revista Espaço da Sophia*, n.1, nov. 2007.

SILVEIRA, V. C.; OLIVEIRA, A. P.; SPEROTTO, R. A.; ESPINDOLA, L. S.; AMARAL, L.; DIAS, J. F.; CUNHA, J. B.; FETT, J. P. Influence of iron on mineral status of two rice (*Oryza sativa* L.) cultivars. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, v. 19, n. 2; p. 127-139, 2007

SIQUEIRA-SILVA, Advanio Inácio et al. Iron plaque formation and morphoanatomy of roots from species of restinga subjected to excess iron. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 78, p. 265-275, 2012.

SOCIEDADE SUL BRASILEIRA DE ARROZ IRRIGADO (SOSBAI). Arroz irrigado: recomendações técnicas da pesquisa para o Sul do Brasil. In: *Reunião técnica da cultura do arroz irrigado*, 30, 2014, Bento Gonçalves, RS. Anais. Bento Gonçalves: SOSBAI, 2012. 188p

SOUZA, Luiz Humberto et al. Efeito do pH do solo rizosférico e não rizosférico de plantas de soja inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum* na absorção de boro, cobre, ferro, manganês e zinco. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, p. 1641-1652, 2010.

SOUZA, R. R. D.; PAIVA, P. D. D. O.; CARVALHO, J. G. D.; ALMEIDA, E. F. A.; BARBOSA, J. C. V. Doses de boro no desenvolvimento de copo-de-leite em solução nutritiva. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 34, n. 6, p. 1396-1403, 2010

TAVARES, S. R. de L. Capítulo 2: Técnicas de remediação. *Embrapa solos*. 80 p. 2013.

TAVARES, SR de L.; OLIVEIRA, Shirlei Aparecida de; SALGADO, Carla Maciel. Avaliação de espécies vegetais na fitorremediação de solos contaminados por metais pesados. *Holos*, v. 5, p. 80-97, 2013.

TERRY, Norman; BANUELOS, Gary S. (Ed.). *Phytoremediation of contaminated soil and water*. CRC press, 2020.

TIWARI, K. K. et al. Metal contamination of soil and translocation in vegetables growing under industrial wastewater irrigated agricultural field of Vadodara, Gujarat, India. *Ecotoxicology and environmental safety*, v. 74, n. 6, p. 1670-1677, 2011.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. Minerals Information. USGS, 2023. Disponível em: <<https://www.usgs.gov/centers/national-minerals-information-center>>.

VALE. Projeto Ferro Carajás. 48 p. 2012. Disponível em: <<http://www.vale.com/PT/aboutvale/initiatives/s11d/Documents/Final-BookS11D-PORT.pdf>>.

VELOSO, Carlos Alberto Costa et al. Correção da acidez do solo. BRASIL, EC; CRAVO, MS; VIÉGAS, I. de JM, p. 121-131, 2020.

VERMA, J.P. and JAISWAL, D.K. (2016). Book review: Advances in biodegradation and bioremediation of industrial waste. *Frontiers in Microbiology*. 6: 1-2. DOI: 10.3389/fmicb.2015.01555

VIANA, J. H. M.; COSTA, A. M. A ciência do solo como instrumento para a recuperação das áreas afetadas pelo desastre de Mariana e dos solos na bacia do rio Doce. *Boletim Informativo da SBCS*, v. 42, n.1, p. 24-27, 2016.

VIEIRA, Elias Antonio. A (in) sustentabilidade da indústria da mineração no Brasil. *Estação Científica (Unifap)*, Macapá, v. 1, n. 2, p. 1-15, 12 set. 2011.

VIEIRA, Sergio. Mineração causa impactos no PIB e no meio ambiente. 2023. Publicada pela Agência Senado. Disponível em: <https://www12.senado.leg.br/noticias/infomaterias/2023/03/mineracao-causa-impactos-no-pib-e-no-meio-ambiente> .

VILLAS BÔAS, Ana Lucia. Mineração e desenvolvimento econômico: a questão nacional nas estratégias de desenvolvimento do setor mineral (1930-1964). 1995.

WAGNER, Caroline; LUGOKENSKI, Thiago Henrique; SILVA, Maria Carolina Ferreira; KARSBURG, Ana Helena; STRELOW, Ana Julia Lopes de Oliveira. Potencial fitorremediador de *Ricinus communis* L. em solo contaminado por ferro, nas minas do Camaquã-RS. *Conjecturas*, [S.L.], v. 2022, n. 18, p. 395-413, 15 dez. 2022. Uniao Atlantica de Pesquisadores. <http://dx.doi.org/10.53660/conj-2182-2z16b>.

XING, C. H.; ZHU, M. H.; CAI, M. Z.; LIU, P.; XU, G. D.; WU, S. H. Developmental characteristics and response to iron toxicity of root border cells in rice seedlings. *Journal of Zhejiang University Science*, v. 9, n. 3, p. 261–264, 2008

YOON J. Accumulation of pb,Cu, and Zn in native plants grow in gon a contaminated

ZAIA, Dimas Augusto Morozin; SANTANA, Henrique de; VIEIRA, Kelli Esteves; ZAIA, Cássia Thaís Bussamra Vieira; MOROZIN, Dimas Augusto. Estudo da reação entre tiocianato de amônio e Fe (II) ou Fe (III) utilizando a espectroscopia no infravermelho: um experimento de química prebiótica. *Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas*, Londrina, v. 31, n. 1, p. 15-21, jan./jun. 2010

ZEPPELINI, D.; BELLINI, B. C.; CREÃO-DUARTE, A. J.; HERNÁNDEZ, M. I. M. Collembola as bioindicators of restoration in mined sand dunes of Northeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation*, New York v. 18, p. 1161-1170, 2009

ZORZETO, Thais Queiroz et al. Caracterização física de substratos para plantas. *Bragantia*, v. 73, p. 300-311, 2014.