



UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO
DEPARTAMENTO DE BIODIVERSIDADE, EVOLUÇÃO E MEIO AMBIENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE BIOMAS TROPICAIS
LABORATÓRIO DE ECOFISIOLOGIA VEGETAL



ACUMULAÇÃO DE METAIS EM PLANTAS ALIMENTÍCIAS CULTIVADAS EM SOLOS E TECNOSSOLOS METALÍFEROS NO QUADRILÁTERO FERRÍFERO

DISCENTE: Francieli Pianzola Pereira De Aguiar
ORIENTADORA: Profa. Dra. Alessandra Rodrigues Kozovits
CO-ORIENTADORA: Profa. Dra. Maria Cristina Teixeira Braga Messias

OURO PRETO - MG

2022

ACUMULAÇÃO DE METAIS EM PLANTAS ALIMENTÍCIAS CULTIVADAS EM SOLOS E TECNOSSOLOS METALÍFEROS NO QUADRILÁTERO FERRÍFERO

Francieli Pianzola Pereira De Aguiar

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia de Biomas Tropicais da Universidade Federal de Ouro Preto como requisito parcial para obtenção de título de Mestre em Ecologia.

ORIENTADORA: Profa. Dra. Alessandra Rodrigues Kozovits

CO-ORIENTADORA: Profa. Dra. Maria Cristina Teixeira Braga Messias

OURO PRETO – MG

2022

SISBIN - SISTEMA DE BIBLIOTECAS E INFORMAÇÃO

A282a Aguiar, Francieli Pianzola Pereira de.
Acumulação de metais em plantas alimentícias cultivadas em solos e tecnossolos metalíferos no quadrilátero ferrífero. [manuscrito] / Francieli Pianzola Pereira de Aguiar. - 2022.
60 f.: il.: color., gráf., tab., mapa.

Orientadora: Profa. Dra. Alessandra Rodrigues Kozovits.
Dissertação (Mestrado Acadêmico). Universidade Federal de Ouro Preto. Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais.
Área de Concentração: Evolução e Funcionamento de Ecossistemas.

1. Canga. 2. Tecnossolos. 3. Segurança Alimentar. 4. Relação Solo-Planta. 5. Coeficiente de Absorção Biológica. I. Kozovits, Alessandra Rodrigues. II. Universidade Federal de Ouro Preto. III. Título.

CDU 574

Bibliotecário(a) Responsável: Luciana De Oliveira - SIAPE: 1.937.800



FOLHA DE APROVAÇÃO

Francieli Pianzola Pereira de Aguiar

Acumulação de metais em plantas alimentícias cultivadas em solos e tecnossolos metalíferos no Quadrilátero Ferrífero

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia de Biomas Tropicais da Universidade Federal de Ouro Preto como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia de Biomas Tropicais

Aprovada em 28 de fevereiro de 2022

Membros da banca

Dra. Alessandra Rodrigues Kozovits - Orientadora - Universidade Federal de Ouro Preto
Dra. Daniela Boaneres de Souza - Instituto Tecnológico Vale
Dr. Hildeberto Caldas de Sousa - Universidade Federal de Ouro Preto

Profa. Dra. Alessandra Rodrigues Kozovits, orientadora do trabalho, aprovou a versão final e autorizou seu depósito no Repositório Institucional da UFOP em 30/08/2022



Documento assinado eletronicamente por **Alessandra Rodrigues Kozovits, PROFESSOR DE MAGISTERIO SUPERIOR**, em 30/08/2022, às 14:53, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.ufop.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0390412** e o código CRC **01FA50DD**.

“Cada pessoa que passa em nossa vida, passa sozinha, é porque cada pessoa é única e nenhuma substitui a outra. Cada pessoa que passa em nossa vida passa sozinha, e não nos deixa só, porque deixa um pouco de si e leva um pouquinho de nós. Essa é a mais bela responsabilidade da vida e a prova de que as pessoas não se encontram por acaso.”
(Charles Chaplin)

AGRADECIMENTOS

À Deus, por estar comigo em todos os momentos e pela força nessa jornada.

À UFOP, sou extremamente grata por todas as oportunidades, é um privilégio gigantesco ser ex-aluna dessa instituição pública. Ao PPG Biomas, pelas disciplinas e seus campos. À minha orientadora Alessandra e minha coorientadora Maria Cristina pela oportunidade de realizar esse trabalho. À CAPES e à FAPEMIG e aos outros parceiros de projeto de pesquisa que ajudaram a realizar os levantamentos de dados originais. À Lina Urriago-Ospina e Daniela Ferreira pela disponibilidade dos dados e pelo apoio no projeto.

Ao Nupedes, pela oportunidade de fazer parte de um projeto que me possibilitou valiosas experiências. Em especial à Marisa Singulano, muito obrigada pelo companheirismo, pelos conselhos acadêmicos e pessoais e por dividir tanto conhecimento. Às mulheres cientistas, que abriram tantas portas para que pudéssemos caminhar e realizar tantos projetos. Em especial aquelas com quem pude trabalhar diretamente e me ensinaram tantas coisas, Cristiane Martins, Grazielle Franca, Laura Braga, Marina Beirão e Thaise Bahia. Ao pessoal do Manual do Cientista, obrigada pela ajuda com a estatística e também pela amizade.

Aos meus professores, por serem tão resilientes, pelos exemplos de vida e de ética, obrigada pelas oportunidades e conhecimentos transmitidos. Em especial ao Cristiano Azevedo, meu professor de graduação e amigo de vida. Você é maravilhoso!

À minha família, em especial à minha mãe, por ser tanto na minha vida, por sempre me apoiar, por possibilitar mais essa conquista e por ser esse exemplo de pessoa. Às minhas avós Ana (*in memoriam*) e Elza (*in memoriam*), por tanto amor emanado. Eu amo vocês.

Aos amigos de Ouro Preto, por terem tornado o caminho mais leve, lindo, louco e imensamente divertido todos esses anos. Em especial à Belle, Flávia, Lorrana e Maju, vocês são excepcionais e foram meu porto seguro inúmeras vezes. Obrigada por cada momento único e pela linda jornada. Às Repúblicas que se tornaram um lar para mim, Alambique, DNA, Diretoria e Poucas & Boas, imensa gratidão pelos momentos. Em especial à minha gloriosa República Sintonia, essa irmandade incrível que eu sou extremamente grata por ter, pelas histórias compartilhadas e também pelo amparo em momentos difíceis. Obrigada por tanto suas kamofas!

Por fim, gratidão por cada oportunidade vivenciada, por cada experiência única e por cada momento extraordinário. Já dizia nosso brilhante Carl Sagan, ‘diante da vastidão do tempo e da imensidão do universo, é um imenso prazer para mim dividir um planeta e uma época com vocês’.

SUMÁRIO

RESUMO	II
ABSTRACT	III
LISTA DE FIGURAS	IV
LISTA DE TABELAS.....	V
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	VI
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REFERENCIAL TEÓRICO	4
2.1 Quadrilátero Ferrífero.....	4
2.2 Elementos químicos dos solos	5
2.3 Rejeitos de Mineração	6
2.4 Plantas acumuladoras	7
2.5 Plantas de uso medicinal e agroecológico	8
3 MÉTODOS.....	11
3.1 Caracterização das áreas de estudos	11
3.1.1 Área 1 – Solo de Canga.....	11
3.1.2 Área 2 – Tecnosolo metalífero.....	13
3.2 Coletas de amostras de solo e análises laboratoriais	15
3.3 Coletas de amostras de plantas e análises laboratoriais.....	16
3.4 Análises estatísticas	16
4 RESULTADOS.....	19
4.1 Parâmetros químicos e físicos do solo.....	19
4.2 Interação solo-planta e a capacidade de bioacumulação	23
5 DISCUSSÃO.....	27
5.1 Parâmetros químicos e físicos do solo.....	27
5.2 Interação solo-planta e a capacidade de bioacumulação	30
6 CONCLUSÃO	34
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	36

RESUMO

A contaminação do solo em todo o mundo é crescente. Elementos não essenciais presentes nos solos podem, de alguma forma, entrar na cadeia alimentar e se tornarem nocivos à saúde. Diante disso, com o objetivo de analisar as respostas de espécies vegetais alimentícias, cultivadas em diferentes naturezas de substratos metalíferos, avaliou-se a concentração e a absorção de elementos potencialmente tóxicos. A área de estudo limitou-se aos municípios de Ouro Preto – com áreas selecionadas de cultivos sobre canga (solo naturalmente metalífero), bem como em Mariana e Barra Longa, em áreas de tecnossolos oriundos da acumulação de rejeitos derivados do rompimento da Barragem de Fundão e em áreas não impactadas pelo rejeito adjacentes a estas, a fim de ser grupo controle. Foram analisadas quimicamente três espécies e os solos onde foram cultivadas. As concentrações dos elementos nas plantas e nos solos foram determinadas via ICP-MS e ICP-OES. Análises granulométricas e de fertilidade também foram realizadas nos solos. Os teores de elementos disponíveis nas partes consumidas das espécies foram comparados aos teores máximos permitidos para o consumo, visando verificar a segurança alimentar desses produtos. As análises de fertilidade demonstraram que o potássio disponível (K) e o magnésio trocável (Mg^{2+}) no solo foram diferentes entre as áreas, no qual os solos não-afetados pelo rejeito apresentam valores maiores em comparação com os solos metalíferos naturais (MN) e afetados pelo rejeito (AF). Na análise geoquímica, a concentração total dos elementos no solo (Mg, P, S, Fe, Mn e Zr) demonstrou diferenças entre as áreas e o solo metalífero natural apresentou valores mais elevados. A cebolinha (*Allium fistulosum L.*), couve (*Brassica oleracea L.*) e hortelã (*Mentha x villosa Huds*) demonstraram maior coeficiente de absorção de macronutrientes, enquanto os elementos tóxicos, quando comparados aos níveis permitidos por instituições de controle de qualidade alimentar, demonstraram valores preocupantes. Maiores concentrações de micronutrientes encontradas na cebolinha e na couve são provenientes do cultivo em áreas não-afetadas pelo rejeito da barragem, enquanto elementos como As, Ni e Pb possuem concentrações maiores nas espécies coletadas em solo metalífero natural. A hortelã cultivada no solo de canga apresentou maiores teores de elementos como o Cu, Fe, Zn, As, Cd, Cr, Ni e Pb no solo metalífero natural. Os resultados gerais indicaram riscos potenciais à saúde no consumo dessas espécies como alimento e uso medicinal.

Palavras-chave: Coeficiente de Absorção Biológica, Canga, Segurança Alimentar, Interação Solo-Planta, Tecnossolos

ABSTRACT

*Soil contamination around the world is on the rise. Non-essential elements present in soils can somehow enter the food chain and become harmful to health. Therefore, in order to analyze the responses of food plant species, grown in different kinds of metalliferous substrates, the concentration and absorption of potentially toxic elements were evaluated. The study area was limited to the municipalities of Ouro Preto, Mariana and Barra Longa, which presented physical and chemical soil variations and in crop management techniques. In Ouro Preto, crop areas were selected over canga (naturally metalliferous soil), while in Mariana and Barra Longa the areas were technosols derived from the accumulation of tailings derived from the collapse of the Fundão dam and in areas not impacted by the tailings adjacent to these, in order to be a control group. Three species and the soils where they were grown were chemically analyzed. The element concentrations in the plants and soils were determined via ICP-MS and ICP-OES. Particle size and fertility analyses were also performed on the soils. The levels of available elements in the consumed parts of the species were compared to the maximum levels allowed for consumption, in order to verify the food safety of these products. The fertility analyses showed that the available potassium (K) and exchangeable magnesium (Mg^{2+}) in the soil were different among the areas, in which the soils not affected by the tailings presented higher values compared to the natural metalliferous soils (MN) and those affected by the tailings (AF). In the geochemical analysis, the total concentration of elements in the soil (Mg, P, S, Fe, Mn and Zr) showed differences between the areas and the natural metalliferous soil showed higher values. Chives (*Allium fistulosum* L.), cabbage (*Brassica oleracea* L.) and mint (*Mentha x villosa* Huds) showed higher macronutrient uptake coefficient, while toxic elements, when compared to levels allowed by food quality control institutions, showed worrying values. Higher concentrations of micronutrients found in chives and cabbage come from cultivation in areas unaffected by the dam tailings, while elements such as As, Ni and Pb have higher concentrations in species collected in natural metalliferous soil. The mint grown in the canga soil showed higher levels of elements such as Cu, Fe, Zn, As, Cd, Cr, Ni and Pb in the natural metalliferous soil. The overall results indicated potential health risks in the consumption of these species as food and medicinal use.*

Keywords: *Biological Absorption Coefficient, Canga, Food safety, Soil-plant relationship, Technosols*

LISTA DE FIGURAS

- Figura 2-1.** Mapa indicando a localização do Quadrilátero Ferrífero no estado de Minas Gerais, Brasil. As áreas de estudo estão localizadas ao extremo sul dessa região, nos municípios de Ouro Preto, Mariana e Barra Longa..... 4
- Figura 2-2.** Espécies de plantas analisadas nesse estudo. A: cebolinha (*Allium fistulosum* L.). B: couve (*Brassica oleracea* L.). C: hortelã (*Mentha x villosa* Huds). 10
- Figura 3-1.** Áreas amostradas com solos naturais e tecnosolos metalíferos para determinação dos teores de elementos tóxicos em plantas cultivadas em Ouro Preto, Mariana e Barra Longa, Minas Gerais, Brasil..... 11
- Figura 3-2.** Localização da área estudada no bairro Morro da Queimada, Ouro Preto, MG, Brasil. Roxo: delimitação da área. Pontos enumerados: quintais das casas visitados e estabelecidos para as coletas dos materiais. 12
- Figura 3-3.** Adição de matéria orgânica (A: cobertura vegetal. B: resíduos orgânicos e cinzas e C: esterco) nos solos metalíferos dos quintais situados no Morro da Queimada, Ouro Preto – MG. 13
- Figura 3-4.** Localização da área 2 situada nos municípios de Mariana e Barra Longa, MG, Brasil. Ponto vermelho: Barragem de Fundão, pertencente a empresa Samarco. Pontos amarelos: pontos de amostragem, sendo que cada área possuiu dois pontos de coletas..... 14
- Figura 4-1.** Boxplot dos parâmetros de fertilidade do solo. A: concentração de potássio (P), B: concentração de magnésio (Mg), nas áreas afetadas pelo rejeito, nos solos metalíferos naturais e nas áreas não afetadas adjacente as áreas afetadas. Diferentes letras ind 20
- Figura 4-2.** Boxplot dos parâmetros de fertilidade do solo. A: concentração de fósforo (P), B: relação acidez potencial (H+Al), C: relação da concentração da matéria orgânica (MO), nas áreas afetadas pelo rejeito e nos solos metalíferos naturais. Diferentes letras 21
- Figura 4-3.** Boxplot das concentrações dos elementos presente no solo das diferentes áreas. D: concentração de ferro (Fe), E: concentração de manganês (Mn), F: concentração de zircônio (Zr), nas áreas afetadas pelo rejeito, nos solos metalíferos naturais e nas áreas 23

LISTA DE TABELAS

- Tabela 4-1.** Valores médios das características químicas [pH, capacidade de troca catiônica (CTC), matéria orgânica (MO), acidez (H+Al) e soma das bases trocáveis (SB)], índice de saturação de base (V) dos substratos avaliados nas áreas. Áreas: MN: Metalífero Natural; AF: Afetado; e NAF: Não-afetado. Diferentes letras na mesma coluna indicam diferença significativa (teste Tuckey, $p < 0,05$)..... 19
- Tabela 4-3.** Concentrações médias dos elementos encontrados em amostras solos metalíferos naturais (MN) e áreas afetadas (AF) e não-afetadas (NÃO-AF) pelo rejeito da mineração de Fe da barragem de Fundão. Diferentes letras na mesma coluna indicam diferença significativa 22
- Tabela 4-4.** Concentrações médias de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais encontrados em amostras de cebolinha (*Allium fistulosum*), couve (*Brassica oleracea*) e hortelã (*Mentha x villosa* Huds) cultivadas nos quintais dos solos metalíferos naturais (MN) e em hortas das áreas afetadas (AF) e não-afetadas (NAF) pelo rejeito da mineração de Fe da barragem de Fundão. Valores em mg/kg. Diferentes letras na mesma coluna para cada espécie indicam diferença significativa (teste Tuckey, $p < 0,05$). 24
- Tabela 4-5.** Coeficiente de Absorção Biológica dos elementos encontrados em órgãos e tecidos vegetais das espécies de cebolinha (*Allium fistulosum*), couve (*Brassica oleracea*) e hortelã (*Mentha x villosa* Huds) cultivadas nos quintais dos solos metalíferos naturais (MN) e em hortas das áreas afetadas (AF) e não-afetadas (NAF) pelo rejeito da mineração de Fe da barragem de Fundão, MG, Brasil. Valores em negrito indicam CAB > 1 25

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AF – área afetada pelo rejeito da barragem de Fundão

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry

BIF's – Formações Ferríferas Bandadas

COB – Tratamento cobertura

EFSA – Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies

EPT – Elementos Potencialmente Tóxicos

EST – Tratamento esterco

ICP-MS – Espectrômetro de massas com plasma acoplado indutivamente

ICP-OES – Espectrômetro de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente

IOM – Institute of Medicine

MN – Solo metalífero natural (canga)

NÃO-AF – área adjacente a afetada pelo rejeito da barragem de Fundão

ORG – Tratamento resíduos orgânico

QF – Quadrilátero Ferrífero

TACO – Tabela Brasileira de Composição de Alimentos

Tecnossolos – solos metalíferos atingido pelo rejeito da barragem (AF)

1 INTRODUÇÃO

Solos metalíferos, naturais ou contaminados pela ação antrópica, podem ser encontrados em praticamente todas as regiões do mundo (LI *et al.*, 2007; KABATA-PENDIAS, 2010; HOODA, 2010; PROENZA, 2015; FERNANDES, 2016). Grande parte dessas regiões são utilizadas para atividades minerárias, cujo processo altera ainda mais as características naturais do solo, provocando riscos de contaminações na água e alimentos produzidos nesses locais, segundo Franco *et al.* (2010). O Estado de Minas Gerais é a região que apresenta a maior relevância no setor minerário do Brasil (MACHADO & FIGUEIRÔA, 2001; LANDIM & SÁNCHEZ, 2012), sobretudo na região denominada Quadrilátero Ferrífero (QF), onde se localizam grandes depósitos de minério de ferro e alumínio (PRADO-FILHO & SOUZA, 2004; PIACENTINI, 2008). DNPM (2020) destaca que o QF é responsável por cerca de 70% da produção de ferro do Brasil, que se destaca mundialmente na produção deste minério.

Venkateswarlu *et al.* (2016) e García-Giménez & Jiménez-Ballesta (2017) explicam que as atividades de mineração provocam diversos impactos ao ecossistema, como a destruição da paisagem, a perda da biodiversidade florística e faunística e a contaminação dos corpos d'água, uma vez que, como resultado dos processos de extração, altas quantidades de rejeitos são produzidas. Esse produto representa considerável ameaça ao meio ambiente por conter altas concentrações de elementos potencialmente tóxicos, ocasionando mudanças nas propriedades morfológicas, físicas e químicas do solo.

Conforme Figueiredo (2014), a remoção do solo superficial (que possui maior fertilidade) na mineração a céu aberto, torna essas áreas pouco resilientes, expondo os solos remanescentes aos processos erosivos que podem causar o assoreamento dos corpos d'água do entorno e altera substancialmente as propriedades dos solos. Os danos podem ser ainda mais extensos em casos de extravasamento do rejeito, como ocorrido em 2015 e 2019 em Minas Gerais.

De acordo com Silva *et al.* (2016) e Lacaz *et al.* (2017), o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão da mineradora Samarco – controlada pelas empresas Vale S.A. e BHP Billiton Brasil LTDA em 2015 provocou efeitos negativos ao longo de, aproximadamente, 660 km pelos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce, até chegar ao oceano Atlântico em Regência (Linhares-ES). Cerca de 34 milhões de m³ de resíduos foram lançados, destruindo flora, fauna, unidade de conservação e afetando as populações humanas residentes e muitas vezes dependentes economicamente das atividades agropastoris e de pesca dessas áreas atingidas.

A deposição do rejeito resultou no desenvolvimento de novas condições físicas e químicas do solo, caracterizando-o assim, como um tecnossolo, uma vez que sua origem não é proveniente da evolução pedogênica, segundo Schaefer *et al.* (2015b). As mudanças geradas tanto nas áreas mineradas quanto nas atingidas pelo rejeito podem desregular a biodisponibilidade de elementos essenciais para as plantas, afetar a estequiometria e a alocação dos elementos dentro delas, além de aumentar as concentrações dos elementos potencialmente tóxicos (INTAWONSE & DEAN, 2006; FUIGUEIREDO *et al.*, 2015; FERREIRA, 2020; TRETOWAN *et al.*, 2021). Diversos estudos ressaltam os riscos à saúde humana resultantes do acúmulo de elementos ou substâncias tóxicas em espécies consumidas pelo homem em áreas mineradas e metalíferas mundiais (CONESA *et al.*, 2006; LI *et al.*, 2007; DALDOUL *et al.*, 2015; BOISSON *et al.*, 2016).

Li *et al.* (2007), no sul da China, relatam que a concentração de elementos potencialmente tóxicos (EPT) em solos e a acumulação destes nas plantas, são riscos potenciais para segurança alimentar em comunidades que implementaram atividades agrícolas desenvolvidas em áreas de antigas minas. Ainda ressaltam que há pouca informação existente sobre os graus de toxicidade produzida pelos EPT em áreas agrícolas sobre solos metalíferos, tanto na China como em qualquer parte do mundo.

Diante do exposto, o presente trabalho propõe-se a responder as seguintes perguntas:

- I. a deposição do rejeito no solo, provocado pelo rompimento da barragem de Fundão, alterou os parâmetros físicos e químicos na área afetada (AF) em relação ao solo que não foi diretamente afetado (NAF) e à área com solo metalífero natural (MN)?
- II. as concentrações dos elementos nas plantas são alteradas pelas variações dos parâmetros físicos e químicos dos solos de cada área?
- III. quais plantas alimentícias exibem maior habilidade de bioacumulação?
- IV. dentre as plantas cultivadas nesses solos, alguma demonstra imprópria para o consumo por conter teores de elementos tóxicos acima dos limites permitidos?

Para responder essas perguntas foram testadas as seguintes hipóteses:

- a) deposição de rejeito altera os parâmetros físicos e químicos em comparação aos solos não afetados e metalíferos naturais;
- b) espécies vegetais podem se comportar de maneira diferente em um mesmo solo em termos de capacidade de acumulação de elementos em seus órgãos, e o padrão de acumulação pode ser modificado em resposta às diferenças nas condições edáficas; e,

- c) algumas espécies podem apresentar níveis de elementos potencialmente tóxicos acima do limite permitido para o consumo humano.

Nesse contexto, o objetivo desse estudo consistiu em avaliar a segurança alimentar e as respostas de espécies alimentícias em termos de concentração e de nutrientes e elementos potencialmente tóxicos em solos metalíferos naturais e em tecnossolo oriundos do acúmulo de rejeitos de mineração de Fe em Mariana e Barra Longa.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Quadrilátero Ferrífero

O Quadrilátero Ferrífero (QF) ocupa aproximadamente 7.200 km² de área no centro-sul do Estado de Minas Gerais, Brasil (Figura 2.1). É uma zona de transição entre dois grandes importantes *hotspots* brasileiros: a Mata Atlântica, sendo sua maior concentração (98%) e o Cerrado (2%) (JACOBI *et al.*, 2007; BRASIL, 2015). A vegetação dessa região é caracterizada pela fitofisionomia de floresta estacional semidecidual, cerrado *strictu sensu* e campos rupestres (JACOBI *et al.*, 2007; BRASIL, 2015).

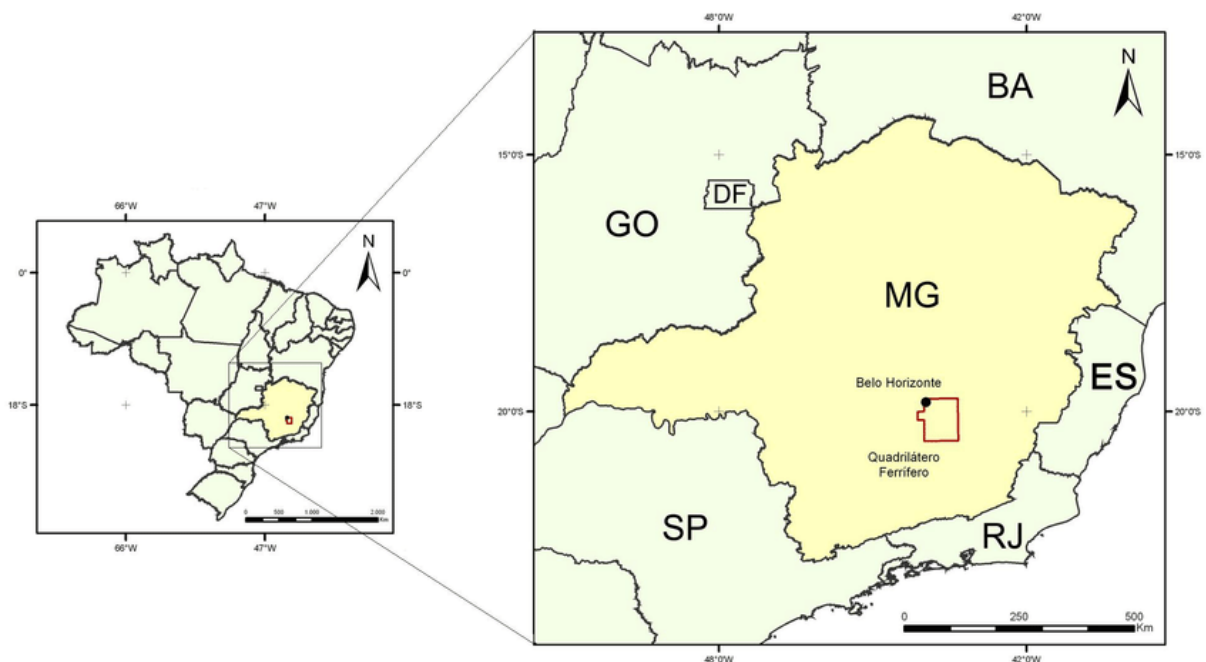


Figura 2-1. Mapa indicando a localização do Quadrilátero Ferrífero no estado de Minas Gerais, Brasil. As áreas de estudo estão localizadas ao extremo sul dessa região, nos municípios de Ouro Preto, Mariana e Barra Longa. Fonte: Ruchkys & Machado, 2012 .

O QF é considerado uma área de importância biológica devido à presença dos campos ferruginosos, com alta biodiversidade e o endemismo de espécies (JACOBI e CARMO, 2008a; BRASIL, 2015). Contudo, apesar disso e de ser um dos ecossistemas mais ameaçados dos trópicos, os campos rupestres do QF ainda são pouco estudados e protegidos (JACOBI *et al.* 2007; MESSIAS *et al.*, 2012). Essa região possui um geossistema composto de rochas com alta concentração de ferro, advindas das formações Cauê e Gandarela (associadas ao Grupo Itabira, Supergrupo Minas), além das cangas que as recobrem (CARMO & JACOBI, 2013) com solos arenosos, distróficos com saturação de alumínio e teores elevados de metais (BENITES *et al.* 2007).

Os solos das áreas dos campos ferruginosos, também conhecidos como cangas, ocorrem em grande parte do QF. São afloramentos do resultado de intemperismo e pedogênese policíclicos (SCHAEFER, 2015) de minerais derivados das formações ferríferas bandadas (BIF's), hematita compacta e fragmentos de itabirito (DORR, 1964; JACOBI & CARMO, 2008b; SCHAEFER, 2015). Ocorrem entre 900 e 1200 metros de altitude em platôs elevados e cristas de montanhas (SCHAEFER *et al.*, 2008) e descritos como solos rasos, arenosos, pobres em nutrientes e ricos em ferro e alumínio trocáveis (BENITES *et al.*, 2001), tornando-se difícil o cultivo de espécies vegetais, principalmente as usadas para agricultura.

Dessa forma, ao longo do tempo, agricultores precisaram desenvolver técnicas para melhoramento dos parâmetros físicos e químicos do solo para o desenvolvimento das atividades agrícolas (URRIAGO-OSPINA *et al.*, 2020), fazendo com que as hortas caseiras se tornassem importante manejo dos solos. As práticas mais utilizadas como técnica são: adição de matéria orgânica ou mineral (pó de rochas) para minimizar a disponibilidade de elementos tóxicos (ADRIANO *et al.*, 2014; MARCIEL *et al.*, 2016), redução de tamanho do grão, transposição de solo, correção de acidez e fertilização (URRIAGO-OSPINA *et al.*, 2021).

2.2 Elementos químicos dos solos

Os elementos químicos são componentes muito importantes para o metabolismo e a estrutura de uma planta, que, em ausência, causam deformações graves no desenvolvimento e na reprodução vegetal (ESPTEIN & BLOOM, 2005).

Presentes nos solos, eles podem ser divididos em essenciais e não essenciais. Os essenciais ao metabolismo das plantas podem ser classificados como macro e micronutrientes, dependendo do teor em que são requeridos pelos vegetais (DALCORSO *et al.*, 2013; TAIZ & ZEIGER, 2013). Macronutrientes como fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), enxofre (S) e magnésio (Mg); Micronutrientes como cloro (Cl), ferro (Fe), boro (B), níquel (Ni), cobre (Cu), manganês (Mn), zinco (Zn) e molibdênio (Mo) o (TAIZ & ZEIGER, 2013).

Para além dos elementos essenciais, as plantas existentes em meios contaminados podem lidar com elementos não essenciais ou elementos potencialmente tóxicos, como o arsénio (As), mercúrio (Hg), prata (Ag), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e urânio (U) (DALCORSO *et al.*, 2014). Elementos potencialmente tóxicos são altamente reativos e bioacumulativos explica Santana (2016). Com densidade superior a 5 mg/cm^{-3} , número atômico maior que 20, eles são encontrados, com exceções, em baixas quantidades no ambiente - como nas águas e nos solos - e nos sistemas biológicos - como as plantas (DI TOPPI & GABBRIELLI, 1999; MONTEZ, 2014).

Quando encontrados de forma natural nos solos, apresentam-se em diferentes concentrações e disponibilidades. Todavia, sob atuação de fontes antropogênicas (resíduos sólidos mineradoras, metalúrgicas, indústria têxtil ou plástica e eletrônica, lodo de esgotos, águas residuais, aterros sanitários, agrotóxicos, pesticidas, fertilizantes e combustão de combustíveis fósseis) podem elevar essas concentrações, de acordo com Zeitouni (2003) e Freitas Muniz & Oliveira-Filho (2006). Esse desequilíbrio de concentração pode favorecer a contaminação dos organismos vivos, incluindo os seres humanos, levando a quadros de intoxicação induzido pela exposição aos locais contaminados ou à ingestão de produtos advindos desses ambientes.

2.3 Rejeitos de Mineração

No Brasil, a mineração de níquel, ouro, ferro e de outros metais de interesse comercial, tem contribuído com a liberação de rejeitos que se constituem como uma das principais formas de contaminação do solo e da água por elementos tóxicos. Carvalho *et al.* (2017) explica que uma das formas de controle de resíduos utilizada pelas mineradoras são as barragens de rejeitos, que podem evitar ou minimizar os impactos, quando bem planejadas e geridas. Entretanto, quando mal dimensionadas, monitoradas ou gerenciadas podem se romper, causando danos ambientais que impactam todo o ecossistema, na fauna, na flora, no ambiente e na vida humana (CARVALHO *et al.*, 2017). Por exemplo, em decorrência de uma má gestão e monitoramento, ocorreram os dois maiores e mais graves episódios de desastres socioambientais relacionados à mineração no Brasil, que ocorreram nos anos de 2015 e 2019.

Em 2015, no distrito de Bento Rodrigues (Mariana-MG), o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, da mineradora Samarco – controlada pelas empresas Vale S.A. e BHP Billiton Brasil LTDA – (SILVA *et al.*, 2016; LACAZ *et al.*, 2017), provocou efeitos negativos que se estenderam por cerca de 660 km pelos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce, até chegar ao oceano Atlântico pelo distrito de Regência (Linhares-ES). Cerca de 34 milhões de m³ de resíduos foram lançados no ambiente destruindo, flora, fauna, unidade de conservação - como o Parque Estadual do Rio Doce - e áreas de preservação permanente (APP), além de ter culminado na morte de 19 pessoas e na devastação total do distrito citado acima (ESPINDOLA, 2016; SILVA *et al.*, 2016).

O Ferro, presente no rejeito das barragens, configura-se como o principal elemento e, mesmo se tratando de um nutriente, em altas concentrações pode se tornar tóxico para algumas espécies de plantas e para a saúde humana, segundo Duruibe *et al.* (2007). De acordo com Toyokuni (2002), quando em contato com o corpo humano, ele se instala principalmente no

fígado, no coração e no cérebro, e, se em excesso, pode causar fadiga crônica, osteoporose, diabetes e inflamações crônicas, além de agir como catalisador na produção de espécies reativas de oxigênio causando fenômenos carcinogênicos.

Mecanismos de carcinogenicidade já foram atribuídos a diversos metais e metaloides, como arsênio, antimônio, berílio, cádmio, cromo, cobalto, chumbo, níquel e vanádio, conforme Beyersmann & Hartwig (2008). Esses elementos causam danos ao DNA e seus efeitos carcinogênicos em animais e humanos são, provavelmente, causados por sua capacidade mutagênica (KNASMULLER *et al.*, 1998; BAUDOUIN *et al.*, 2002). A exposição a altos níveis desses metais tem sido associada a efeitos adversos na saúde humana e de animais selvagens (SARMA, 2011).

As áreas que foram afetadas pelo rejeito da barragem de Fundão dessa região eram utilizadas para a produção agrícola de produtos de subsistência e, após a deposição do rejeito, voltaram a ser utilizadas para esse fim. O elevado teor de ferro no substrato, além de ser um risco a saúde, pode ser prejudicial para a capacidade produtiva de áreas agrícolas, pois afeta de forma negativa o desenvolvimento de diversas plantas (GIONA *et al.*, 2019). Com escassos estudos sobre esse tema na região, pouco se sabe sobre a segurança alimentar desses produtos (FERREIRA *et al.*, 2021).

2.4 Plantas acumuladoras

As plantas precisam de um equilíbrio complexo de nutrientes para crescer e se reproduzir de forma eficiente. Em grande parte, os elementos são mobilizados a partir do solo e absorvidos pela raiz. Entretanto, alguns vegetais são considerados com pouca, moderada ou alta capacidade de acumulação de elementos.

A maioria das espécies de plantas não é capaz de tolerar níveis excessivos de certos elementos no solo como bário (Ba), chumbo (Pb), manganês (Mn), zinco (Zn), arsênio (As), enquanto outras espécies apresentam crescimento intenso e alta capacidade de se reproduzirem em solos ricos em um ou mais desses elementos (SIEGEL, 2002), apresentando potencial para uso na bioindicação, na fitorremediação e na recuperação dessas áreas degradadas (SIMÕES, 2012).

Plantas com maior potencial de bioacumulação desenvolveram mecanismos de desintoxicação, evitando o efeito do excesso de metais pesados sobre seu metabolismo, crescimento e reprodução (LARCHER, 2000). A sobrevivência das espécies que crescem em solos contaminados está relacionada com a capacidade de tolerância do elemento contaminante, e não da capacidade de anulação de sua toxicidade (BAKER, 1987; MARQUES *et al.*, 2000).

Assim, elas adotaram estratégias para lidar com a presença dos elementos nos solos, excluindo, restringindo o transporte do metal para a parte aérea, e acumulando o metal na parte aérea de uma forma não tóxica para a planta (BAKER, 1981; CLEMENS *et al.*, 2002), podendo também os excluir para o meio externo através dos tricomas glandulares.

Ainda que existam incertezas sobre os mecanismos de absorção dos elementos não essenciais, o teor e o acúmulo do elemento nos tecidos são funções de sua disponibilidade na solução do solo, ocasionando, assim, aumento nos teores das raízes e na parte aérea, com a elevação da concentração de elementos no solo (GUSSARSSON *et al.*, 1995). Além disso, o estágio de desenvolvimento da planta, o tempo de exposição ao metal e as diferentes espécies químicas dos elementos interferem nesses aspectos, refletindo nos teores dos metais nas diferentes partes da planta (ALLOWAY, 1993). Conhecer as concentrações típicas de elementos potencialmente tóxicos nas diferentes partes das plantas - em especial daquelas com uso para alimentação humana - e suas respostas à variação das condições edáficas e climáticas, é essencial para tomada de decisões por parte das agências reguladoras governamentais que tratam do risco alimentar.

A partir de tais conhecimentos é possível auxiliar os produtores rurais em diferentes escalas a realizar o manejo adequado das culturas. Além de seu uso direto na alimentação humana, algumas espécies vegetais são utilizadas na alimentação de animais e para adição de matéria orgânica no solo. A matéria orgânica influencia a estrutura do solo, além de aumentar a retenção de água e a capacidade de trocas catiônica, desempenhando papel importante no transporte e no acúmulo de íons metálicos (SIMÕES, 2012). Assim sendo, a incorporação de restos de vegetais no solo de hortas caseiras é prática comum em quintais, em sistemas agroecológicos (URRIAGO-OSPINA *et al.*, 2020).

A qualidade dos solos é um fator importante para a produção segura de alimentos de qualidade. O alto índice de elementos químicos em solos utilizados para a agricultura gera preocupação quanto à segurança ambiental e alimentícia, devido ao potencial poluente nas plantas, nas águas ou por transferências feitas pela cadeia alimentar (SOARES *et al.*, 2005).

2.5 Plantas de uso medicinal e agroecológico

Considerando os diversos elementos potencialmente tóxicos, classificados como carcinogênico e mutagênicos, o que ocasiona a limitação de suas concentrações, como limites máximos permitidos nas doses consumíveis de plantas de uso medicinal e agroecológico, por exemplo. A segurança alimentar relacionada ao acúmulo de metais em algumas espécies cultivadas localmente em quintais urbanos sobre solos metalíferos de canga foram analisadas

por Urriago-Ospina (2019), indicando que algumas espécies apresentam teores de determinados elementos acima dos níveis permitidos para consumo humano. Ferreira (2020) identificou que algumas espécies também acumularam elementos tóxicos quando cultivadas em solos contaminados com o rejeito da barragem, assim como em áreas adjacentes às contaminadas (áreas analisadas comparativamente como controles próximas aos tecnossolos, não sendo áreas de canga muito embora algumas delas apresentem solos metalíferos).

A cebolinha (*Allium fistulosum* L.), mostrada na Figura 2.2-a, é uma das ervas aromáticas mais utilizadas em todo o mundo e pertence à família das Amaryllidaceae. A planta apresenta pequenos bulbos de onde suas folhas emergem. Muito utilizada na gastronomia por seu aroma e sabor, como floração ornamental e uso medicinal. É adaptada em solos arenosos ou argilosos e de ampla variação de pH (PLANTS FOR A FUTURE, 2021; UNIRIO, 2021).

A couve (*Brassica oleracea* L.), mostrada na Figura 2.2-b, é uma espécie arbustiva da família das Brassicaceae, possui caule ereto, cilíndrico, liso e carnoso e folhas pecioladas, levemente carnosas e distribuídas alternadamente ao redor do caule. As folhas consumidas cruas ou refogadas e seu valor nutricional é rico em vitaminas, elementos minerais e fibras, tornando-se fundamental para uma alimentação saudável e equilibrada. No uso medicinal, as folhas são cardiotônicas e estomacais, além de serem usadas como cataplasma para feridas infectadas e tratamento de gota e reumatismo. Essa espécie se adapta a solos arenosos e argilosos e de ampla variação de pH (PLANTS FOR A FUTURE, 2021).

A hortelã (*Mentha x villosa* Huds), mostrada na Figura 2.2-c, é uma planta da família das Lamiaceae. Suas folhas podem ser consumidas cozidas ou cruas, como condimento e também como espécie medicinal. Na medicina é usada para tratamento de febres, dores de cabeça e distúrbios digestivos, bem como analgésico, anestésico, sedativo, antibiótico e descongestionante, além do óleo essencial como antisséptico, embora seja tóxico em grandes doses (EIC, 2021). Plants for a Future (2021) ainda esclarece que essa espécie é adaptada a solos arenosos e argilosos com pH ácido, neutro e alcalino.

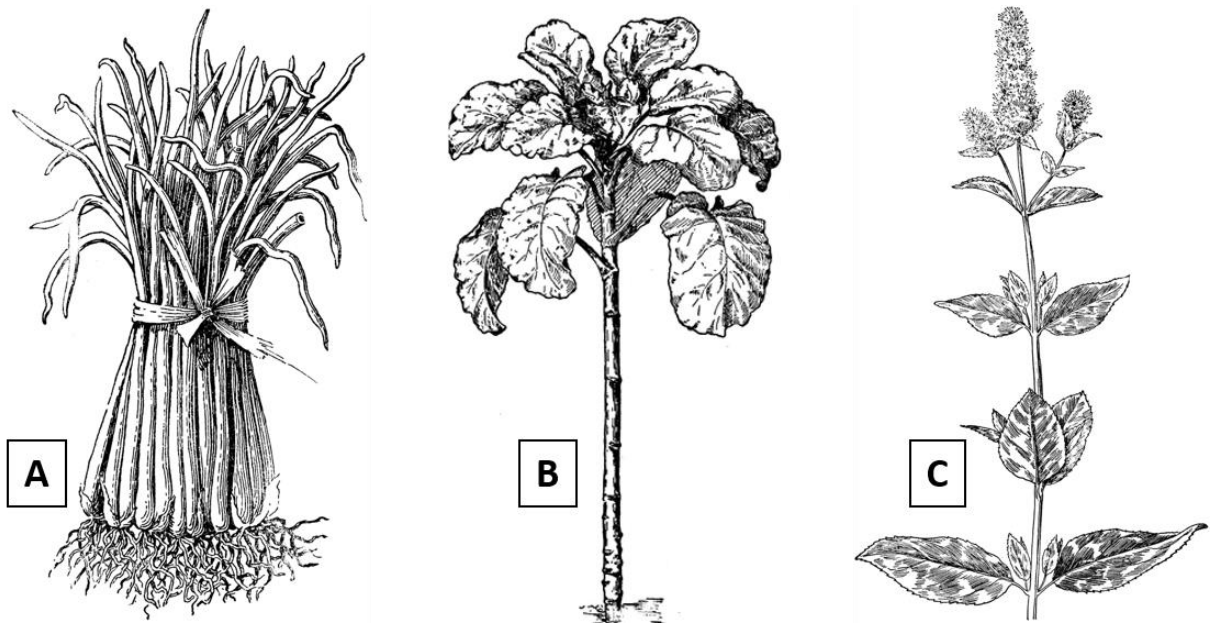


Figura 2-2. Espécies de plantas analisadas nesse estudo. A: cebolinha (*Allium fistulosum* L.). B: couve (*Brassica oleracea* L.). C: hortelã (*Mentha x villosa* Huds).
Fonte das imagens: ClipArt ETC, 2020.

3 MÉTODOS

3.1 Caracterização das áreas de estudos

Neste estudo, foi realizada uma análise comparativa das concentrações de elementos essenciais e não essenciais em amostras de plantas e de solos naturais e tecnossolos metalíferos de zonas urbanas e rurais dos municípios de Ouro Preto, Mariana e Barra Longa, Minas Gerais, Brasil (Figura 3.1). Os dados analisados são secundários, oriundos dos estudos de Urriago-Ospina (2019) e Ferreira (2020).

As áreas foram caracterizadas como solos metalíferos naturais (canga, MN), solos contaminados com o rejeito de Fe (tecnossolo, AF) e solo não afetado pelo rejeito, sendo seus pontos adjacentes aos tecnossolos (NAF).

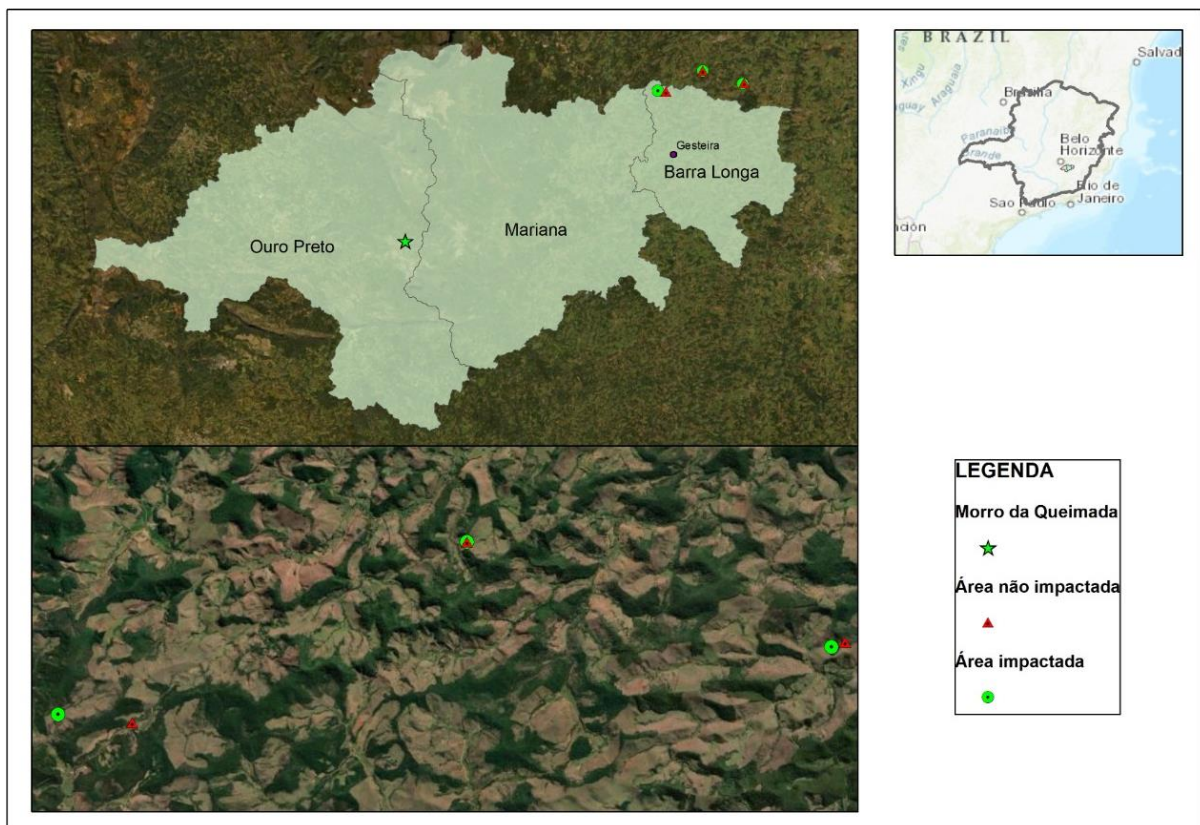


Figura 3-1. Áreas amostradas com solos naturais e tecnossolos metalíferos para determinação dos teores de elementos tóxicos em plantas cultivadas em Ouro Preto, Mariana e Barra Longa, Minas Gerais, Brasil.

Fonte: Autora, 2021.

3.1.1 Área 1 – Solo de Canga

Os dados da área 1 são provenientes do estudo de Urriago-Ospina (2019), o qual foi realizado em um bairro periférico de Ouro Preto, Morro da Queimada ($20^{\circ}22'57.69''$ S e $43^{\circ}29'41.48''$ W; Figura 3.2). As áreas estudadas consistiam em quintais urbanos em solos

metalíferos naturais sobre canga ferruginosa, nos quais ocorrem cultivos de hortaliças (cebolinha, couve, taioba, alface), frutas (limão, tomate, banana) e plantas medicinais (hortelã).

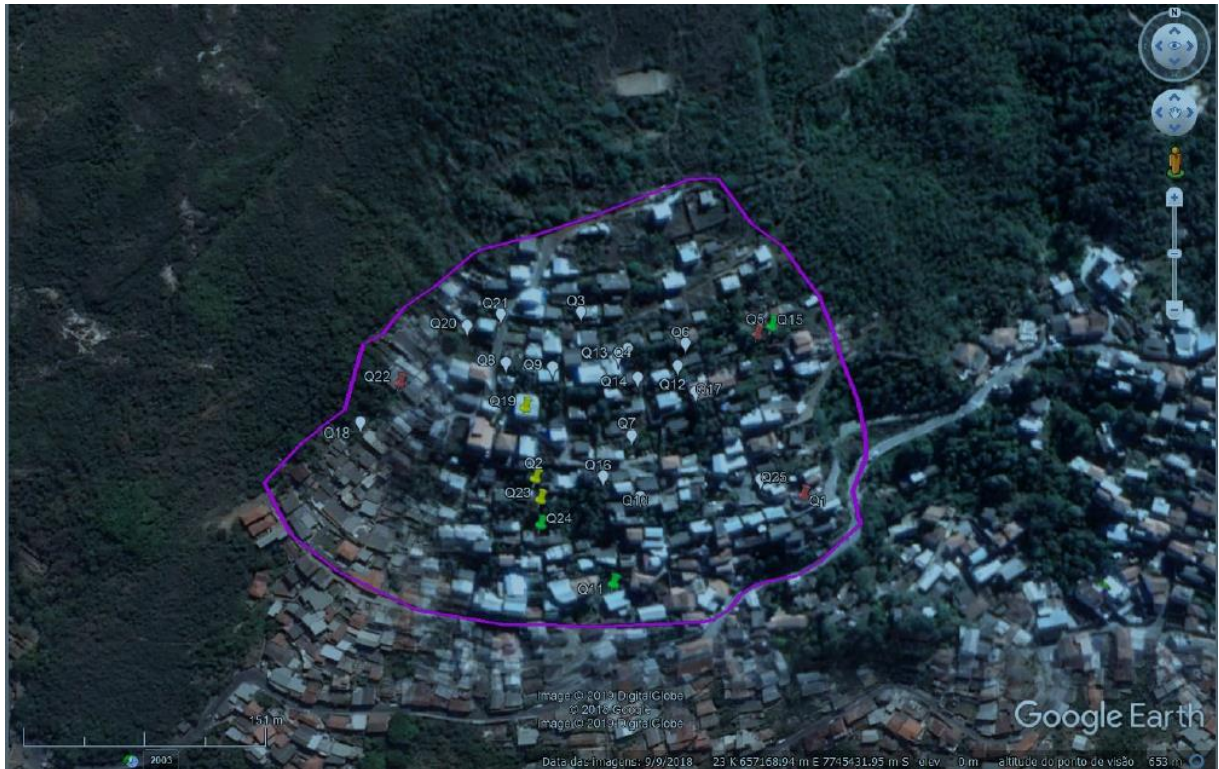


Figura 3-2. Localização da área estudada no bairro Morro da Queimada, Ouro Preto, MG, Brasil. Roxo: delimitação da área. Pontos enumerados: quintais das casas visitados e estabelecidos para as coletas dos materiais. Fonte: Urriago-Ospina, 2019.

A área de Ouro Preto apresenta predominância de rochas de itabiritos, da Formação Cauê, revestidos de crosta couraçada limonítica, denominada de canga, a qual possui maior resistência a processos erosivos (DORR, 1969; IGA, 1994; CASTRO, 2006; SOBREIRA & FONSECA, 2001).

Os solos de cangas, como já mencionado, estão associados a substratos ricos em ferro, apresentando uma crosta superficial endurecida resultante do intemperismo de minerais. Essas tipologias edáficas estão distribuídas ao longo de regiões mais elevadas, delimitando o Quadrilátero Ferrífero e definindo o seu entorno (JACOBI & CARMO, 2008b). O Morro da Queimada abriga um sítio arqueológico que conserva remanescentes da mineração do período colonial com suas ruínas e outras edificações. Muitas residências apresentam os típicos quintais, onde são cultivadas diversas espécies vegetais.

Para o cultivo constante de espécies alimentícias e medicinais em canga, a comunidade local desenvolveu técnicas para o melhoramento dos solos, tanto no aspecto físico, quanto no químico (URRIAGO-OSPINA *et al.*, 2020). Dentre elas, são mencionadas a redução

granulométrica, a transposição e retenção de solos e a adição de matéria orgânica de natureza diversa (Figura 3.3), como folhas, galhos, flores, frutos e sementes das árvores/arbustos dos quintais, bem como gramíneas originadas dos cortes de grama, formando assim a serapilheira. Essa técnica permite a fertilização orgânica e também proteção, reduzindo a erosão superficial, aumentando a infiltração de água e preservando a umidade (URRIAGO-OSPINA *et al.*, 2020).

Amostras de solos foram caracterizadas química e fisicamente em 25 quintais e para o presente estudo, dados de nove quintais foram utilizados. A escolha dos quintais foi baseada na presença das mesmas espécies de plantas cultivadas também nos tecnossolos das áreas impactadas, para fins de comparação.



Figura 3-3. Adição de matéria orgânica (A: cobertura vegetal. B: resíduos orgânicos e cinzas e C: esterco) nos solos metalíferos dos quintais situados no Morro da Queimada, Ouro Preto – MG.

Fonte: Urriago-Ospina, 2019.

Os solos desses quintais são tratados com técnicas de manejo tradicionais. A técnica por matéria orgânica morta (cobertura) é depositada na superfície dos solos, permitindo a fertilização orgânica e também proteção, reduzindo a erosão superficial, aumentando a infiltração de água e preservando a umidade (URRIAGO-OSPINA *et al.*, 2020). A orgânica, na qual os resíduos domésticos e cinzas são misturados com a camada superficial do solo ou aplicados ao solo posteriormente após compostagem. E, por fim, o manejo com esterco advindo dos resíduos animais como bovino, de galinha e de porco, misturados a partes vegetais de poda/capina e adicionados na cobertura do solo (URRIAGO-OSPINA *et al.*, 2020).

As características granulométricas e químicas desses solos, assim como daqueles das áreas afetadas e não afetadas pelo rejeito da barragem de Fundão, são apresentadas na tabela 4.1 dos Resultados e no apêndice B.

3.1.2 Área 2 – Tecnossolo metalífero

O estudo de Ferreira (2020) concentrou-se nos municípios de Mariana e Barra Longa (20°22'40" S 43°24'57" W e 20°16'39.7" S 43°02'09.9" W, respectivamente, Figura 3.4) em áreas impactadas pelo rejeito da mineração de ferro derivado do rompimento da barragem de

Fundão ao longo dos rios Gualaxo do Norte e Ribeirão do Carmo. Os solos das áreas impactadas foram classificados como tecnossolos, uma vez que sua origem não é proveniente da evolução pedogênica (SCHAEFER *et al.*, 2015b).

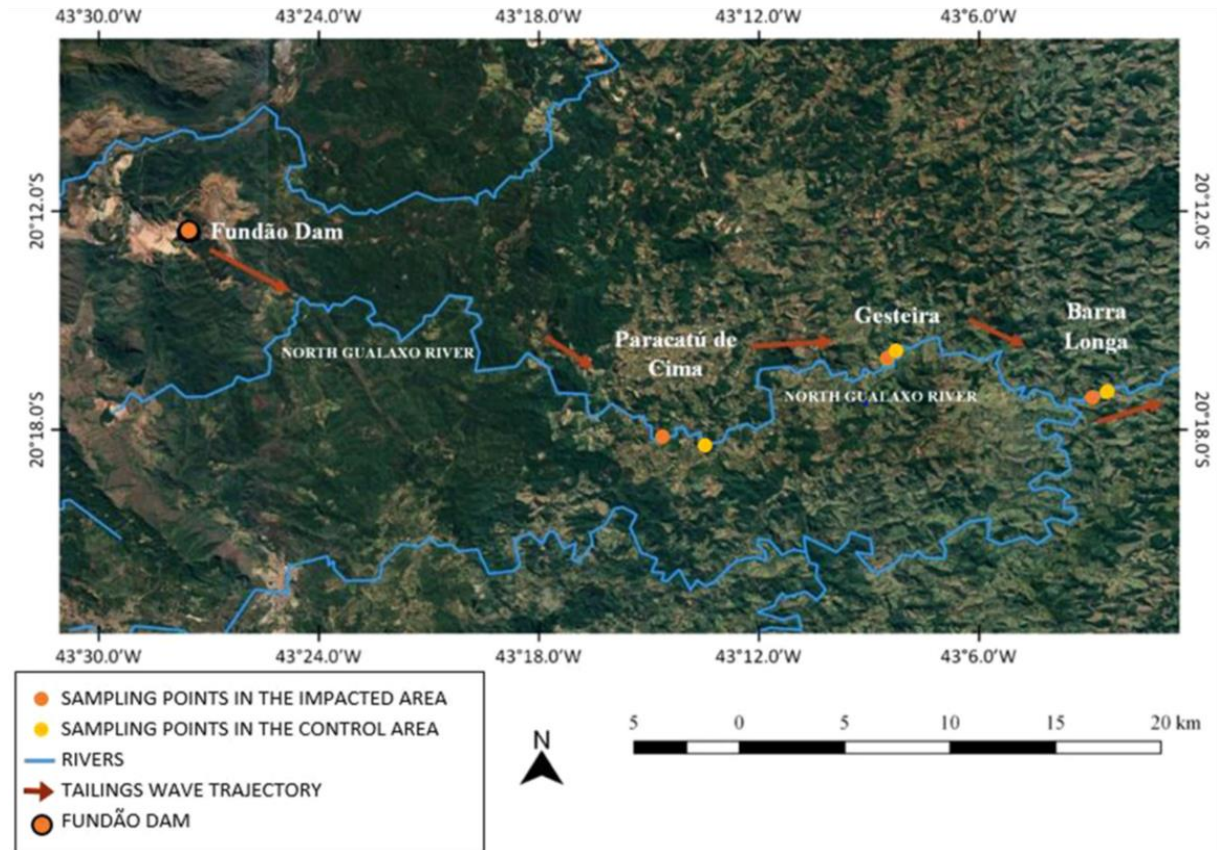


Figura 3-4. Localização da área 2 situada nos municípios de Mariana e Barra Longa, MG, Brasil. Ponto vermelho: Barragem de Fundão, pertencente a empresa Samarco. Pontos amarelos: pontos de amostragem, sendo que cada área possuiu dois pontos de coletas. Fonte: Ferreira *et al.*, 2021.

O trecho inicial atingido pela barragem de Fundão abarca diversas propriedades rurais que margeiam esses rios. As propriedades são caracteristicamente pequenas, onde se pratica agricultura de subsistência e pecuária, dentre as principais culturas destacam-se as espécies olerícolas e frutíferas, milho, feijão, cana de açúcar e pastagens. O rejeito proveniente da barragem é constituído de altos teores de óxido de ferro, quartzo, dióxido de hidrogênio, alumínio, pH alcalino (9.5 e 10) e de baixa disponibilidade de matéria orgânica (BRASIL, 2015; EMBRAPA, 2016; FERREIRA 2020). Alguns estudos apontam que o teor de elementos tóxicos nesse rejeito encontra-se dentro dos limites permitidos pela legislação ambiental brasileira (PRADO *et al.*, 2019; COELHO *et al.*, 2020).

As amostras de solo foram coletadas ao longo dos dois rios citados acima, sendo selecionados três pontos principais: Paracatu de Cima e Gesteira, no município de Mariana, e Barra Longa. Em cada área foram amostrados o solo e as plantas cultivadas nesse tecnossolo,

bem como em áreas adjacentes não impactadas diretamente pelo rejeito, para servir como dado de controle (FERREIRA 2020). Os pontos de coletas foram escolhidos de acordo com o histórico de uso da terra para atividades agrícolas.

Essa área amostral situa-se em uma região geológica com várias fases de deformação, acarretando em diversos processos mineralizantes (RODRIGUES *et al.*, 2013). Os pontos amostrados no distrito de Paracatu de Cima situam-se no grupo geológico Dom Silvério, composto por rochas manganesíferas, xisto, quartzitos ferruginosos e anfibolitos (CRPM, 2004). Gesteira ocorre em região inserida no Supergrupo Rio das Velhas no grupo Nova Lima, constituído pelas rochas metavulcânicas, anfibolito, dolomito, quartzito, formações ferríferas bandadas e filito (CRPM, 2004). Por fim, os pontos no município de Barra Longa pertencem ao Complexo Mantiqueira, formado principalmente por ortognaisses e anfibolitos com intercalações de rochas supracrustais (CRPM, 2004).

Os solos originais (antes da deposição do rejeito) dessas áreas, foram caracterizados como latossolos vermelho-amarelo distróficos de textura argilosa (EMBRAPA, 2004). Após o rompimento, estudos demonstraram que os teores de alguns elementos foram alterados substancialmente e variam ao longo do trecho afetado, devido aos litotipos e as características geomorfológicas dessas áreas, bem como em função das práticas agrícolas utilizadas como forma de manejo (PRADO *et al.*, 2019; COELHO *et al.*, 2020; FERREIRA, 2020; FERREIRA *et al.*, 2021).

As características físicas e químicas dos solos dessas áreas são apresentados na tabela 4.1 dos resultados e no apêndice B.

3.2 Coletas de amostras de solo e análises laboratoriais

As amostras compostas de solos foram coletadas entre 0-30cm em nove quintais na área 1 e em seis parcelas na área 2, sendo três nas áreas afetadas e três nas áreas adjacentes não-afetadas pelo rejeito. As coletas seguiram o protocolo estabelecido pelo Manual de Métodos de Análises de Solo da EMBRAPA (1997 e 2017).

Na área 1, as coletas ocorreram no final da estação seca, agosto de 2017 e na área 2, no início da estação chuvosa, novembro de 2018. As amostras de solo foram secas, peneiradas e as frações menores que 0,06mm foram levadas para o extrator com ácido nítrico e determinada as concentrações totais por meio do espectrômetro de emissão óptica (ICP-OES) sendo eles: Al, Ba, Be, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sb, Sr, Th, Ti, V, Y, Zn e Zr, em ambas as áreas. O arsênio (As) foi identificado no solo metalífero natural, entretanto, na área 2, seu valor não ultrapassou o limite de quantificação. O bismuto (Bi) e o

escândio (Sc) foi identificado apenas na área 2, todavia, não ultrapassou o limite de quantificação.

Partes das amostras foram enviadas para análises granulométricas e de fertilidade nos laboratórios de solos das Universidades Federais de Viçosa e de Lavras e também pela empresa Tommasi Ambiental (resultados na Tabela 3.1). O apêndice A resume os resultados das análises granulométricas e químicas de todas as amostras de solos coletadas nos estudos no Morro da Queimada e entre Paracatu de Cima e Barra Longa.

3.3 Coletas de amostras de plantas e análises laboratoriais

Para a comparação das concentrações dos elementos em plantas cultivadas sobre solos metalíferos naturais e no tecnossolo, foram selecionadas as seguintes espécies vegetais comuns entre elas: cebolinha (*Allium fistulosum* L.), couve (*Brassica oleracea* L.) e hortelã (*Mentha x villosa* Huds).

As amostras de plantas de Urriago-Ospina (2019) foram coletadas no final da estação seca, em agosto de 2017, ao passo que as de Ferreira (2020), durante a estação chuvosa, em janeiro de 2018. As coletas, a preparação e a análise do material vegetal foram semelhantes. O material vegetal coletado foi lavado em água destilada e deionizada, seco em estufa de circulação à temperatura controlada (40 °C) por cerca de 72 horas ou até peso constante, e posteriormente triturado. Detalhes dos métodos podem ser acessados em Urriago-Ospina (2019) e Ferreira (2020).

Por meio de espectrômetro de emissão óptica (ICP-OES) as concentrações dos elementos, maior que o limite de quantificação, foram determinadas: Al, As, Ba, Be, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sr, Ti, V, Y e Zn (solo metalífero natural) e Al, Ba, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, P, Y e Zn (tecnossolos). O apêndice A demonstra o fluxograma resumido dessas análises.

3.4 Análises estatísticas

Os resultados das análises foram divididos em três tópicos de acordo com as hipóteses propostas, sendo eles: parâmetros químicos e físicos do solo, interação solo-planta e, por fim, plantas com valores de elementos não essenciais acima das referências. As tabelas apresentadas com as concentrações médias e os desvios padrão estão demonstradas nos apêndices.

Para avaliar estatisticamente a hipótese “a) a deposição de rejeito altera os parâmetros físicos e químicos em comparação aos solos não afetados e metalíferos naturais” foi realizada análise de modelo linear generalizado (*Generalized Linear Model - GLM*) e, em seguida, o *post*

hoc de Tuckey. O GLM é um procedimento da análise de variância (ANOVA), no qual os cálculos são realizados utilizando uma abordagem de regressão de quadrados mínimos para descrever a relação estatística entre um ou mais preditores e uma variável contínua (R CORE TEAM, 2013). As variáveis explicativas usadas foram as diferentes áreas, enquanto as variáveis resposta foram os diferentes parâmetros de fertilidade como pH, P, K, Ca²⁺, Mg²⁺, H+Al, SB, CTC, V e MO. Os valores de Al²⁺ não foram analisados no GLM, uma vez que em duas áreas seus valores são nulos, assim, retirados da amostra.

Para responder a hipótese “b) espécies vegetais podem se comportar de maneira diferente em um mesmo solo em termos de acumulação de elementos em seus órgãos, e o padrão de acumulação pode ser modificado em resposta às diferenças nas condições edáficas” foram realizadas análises de MANOVA e também *post hoc* de Tuckey. As plantas utilizadas para essa análise foram cebolinha (*Allium fistulosum* L.), couve (*Brassica oleracea* L.) e hortelã (*Mentha x villosa* Huds). O coeficiente de absorção biológica (CAB), denominado de fator de enriquecimento, que relaciona as concentrações dos elementos entre as plantas e os substratos estimando sua absorção, também foi calculado e usando a equação 1.

$$CAB = \frac{[M_{solo}]}{[M_{raiz, caule ou folha}]}, \quad (1)$$

onde [M_{raiz, caule ou folha}] é a concentração dos elementos nas células das plantas (folha, caule e raiz) em mg/Kg, na matéria seca e [M_{solo}] a concentração de elementos no solo circundante da planta em mg/Kg, na matéria seca (ANTONI & ALLOW, 2001).

Por fim, para responder a hipótese “c) algumas espécies podem apresentar níveis de elementos potencialmente tóxicos acima do limite permitido para o consumo humano” foram comparados os valores de referências de agências governamentais nacionais e internacionais: Tabela Brasileira de Composição de Alimentos (TACO, 2008), *Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies (EFSA)*, o *Institute of Medicine (IOM)* e a *Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)*, as quais trazem a concentração média dos nutrientes, das vitaminas e a quantidade máxima de elementos não-essenciais normalmente desejáveis.

Os valores de alguns elementos não puderam ser medidos nas amostras analisadas pelas instituições responsáveis (Universidade Federal de Viçosa e Lavras e Tommasi Ambiental), uma vez que o método utilizado para a detecção desses elementos não foi sensível o bastante, devido as concentrações estarem abaixo do limite de quantificação do ICP. Sendo assim, os elementos As, Be, Cd, Co, Cr, Li, Mo, Na, Ni, Pb, Ti, V e Y não foram utilizados para as análises comparativas na hipótese “b”. Quando as análises se mostraram correlacionadas, ou seja, valores significativos (p < 0,05), foi realizado o gráfico *boxplot* com os intervalos de

confiança, bem como uma análise de resíduo para observar a distribuição dos dados. Todos os modelos construídos foram testados para adequação da distribuição de erros. Em todos os modelos as variáveis explicativas não significativas foram eliminadas das análises para a obtenção de um modelo mínimo adequado. Todas as tabelas foram construídas no *software Excel* e todas as análises estatísticas foram realizadas no programa *RStudio* (RSTUDIO TEAM, 2020).

4 RESULTADOS

4.1 Parâmetros químicos e físicos do solo

As análises de fertilidade demonstram que os solos estudados, naturais ou tecnossolo, apesar de se distinguirem em termos de valores absolutos de seus parâmetros, apresentam poucas diferenças entre si. Valores médios de pH, fósforo (P), cálcio (Ca^{+2}), acidez potencial (H+Al), soma das bases trocáveis (SB), capacidade de troca catiônicas (CTC), índice de saturação de base (V) e matéria orgânica (MO), não diferem entre as três áreas de estudo (Tabela 4.1, Apêndice B).

Tabela 4-1. Valores médios das características químicas [pH, capacidade de troca catiônica (CTC), matéria orgânica (MO), acidez (H+Al) e soma das bases trocáveis (SB)], índice de saturação de base (V) dos substratos avaliados nas áreas. Áreas: MN: Metalífero Natural; AF: Afetado; e NAF: Não-afetado. Diferentes letras na mesma coluna indicam diferença significativa (teste Tuckey, $p < 0,05$).

Áreas	pH	P	K	Ca^{+2}	Mg^{2+}	Al^{2+}	H+Al	SB	CTC	V	MO
		(mg/dm^3)	(mg/dm^3)	(cmol/dm^3)	(cmol/dm^3)	(cmol/dm^3)	(cmol/dm^3)	(cmol/dm^3)	(cmol/dm^3)	(cmol/dm^3)	(%)
MN	7,76 ^a	325,33 ^a	108,27 ^b	9,75 ^a	1,16 ^b	0,02 ^a	0,97 ^a	11,20 ^a	12,20 ^a	91,43 ^a	5,21 ^a
AF	7,34 ^a	56,67 ^b	310,67 ^b	8,28 ^a	1,80 ^{ab}	0,00 ^a	0,30 ^a	10,88 ^a	11,18 ^a	96,43 ^a	2,80 ^a
NAF	7,18 ^a	284,33 ^a	640,33 ^a	10,20 ^a	4,12 ^a	0,00 ^a	0,97 ^a	15,76 ^a	16,93 ^a	94,93 ^a	6,16 ^a

Fonte: Urriago-Ospina, 2019, adaptado; Ferreira, 2021, adaptado; Autora, 2021.

Com exceção de P, os solos da área não-afetada apresentam valores mais elevados dos elementos estudados nessa análise, além de SB, CTC e MO. Todavia, as diferenças significativas foram observadas apenas para P, K e Mg^{2+} . O fósforo demonstrou concentrações maiores nos solos de canga e no não-afetado pelo rejeito. O potássio apresentou concentração maior no solo não-afetado pelo rejeito, sendo 2 a 6 vezes superior à encontrada nos solos metalíferos afetado e natural, respectivamente. E o magnésio, também no solo não-afetado pelo rejeito, com concentração equivalente a 3,6 vezes maior que no solo metalífero natural (Tabela 4.1, Figura 4.1, Apêndice C).

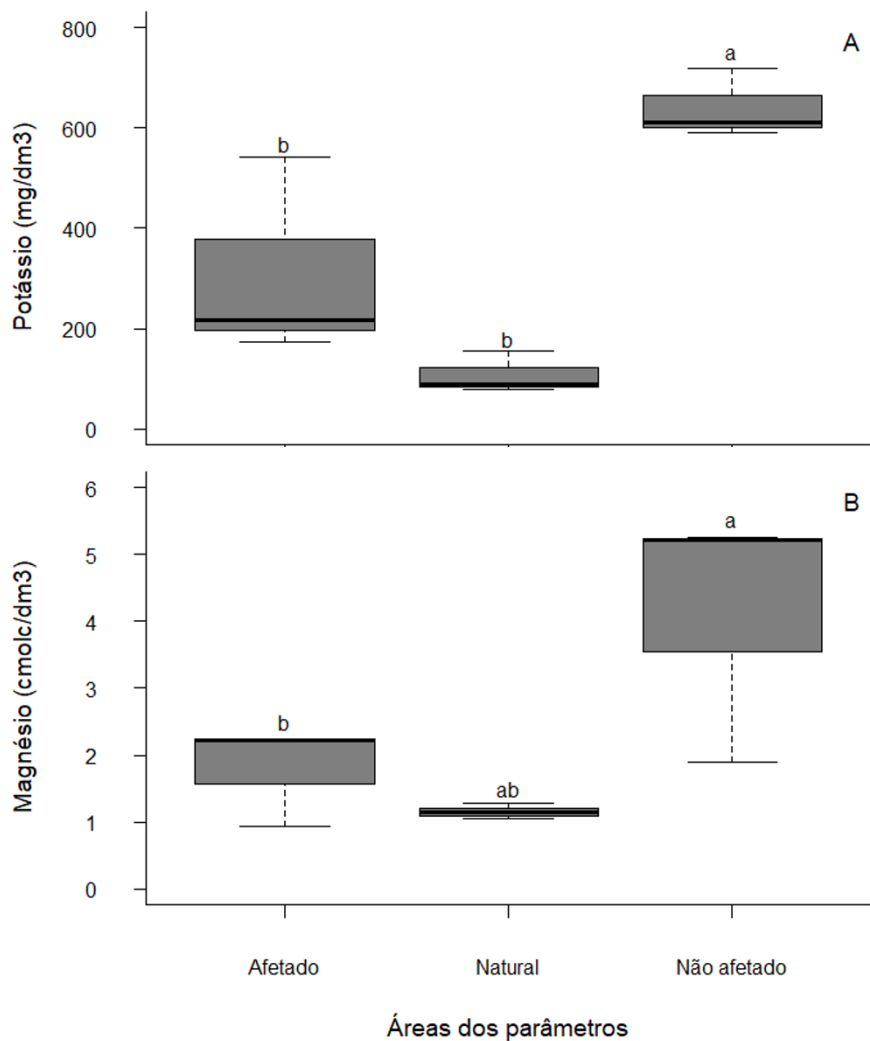


Figura 4-1. Boxplot dos parâmetros de fertilidade do solo. A: concentração de potássio (P), B: concentração de magnésio (Mg), nas áreas afetadas pelo rejeito, nos solos metalíferos naturais e nas áreas não afetadas adjacente as áreas afetadas. Diferentes letras ind
Fonte: Autora, 2021.

Por outro lado, no contexto da hipótese I, quando comparadas em análise estatística somente as áreas de solo metalífero natural e a afetada pelo rejeito, diferenças significativas foram encontradas para P, H+Al e MO (Figura 4.2, Apêndice D), sendo os valores sempre mais elevados no solo sobre canga (metalífero natural, MN).

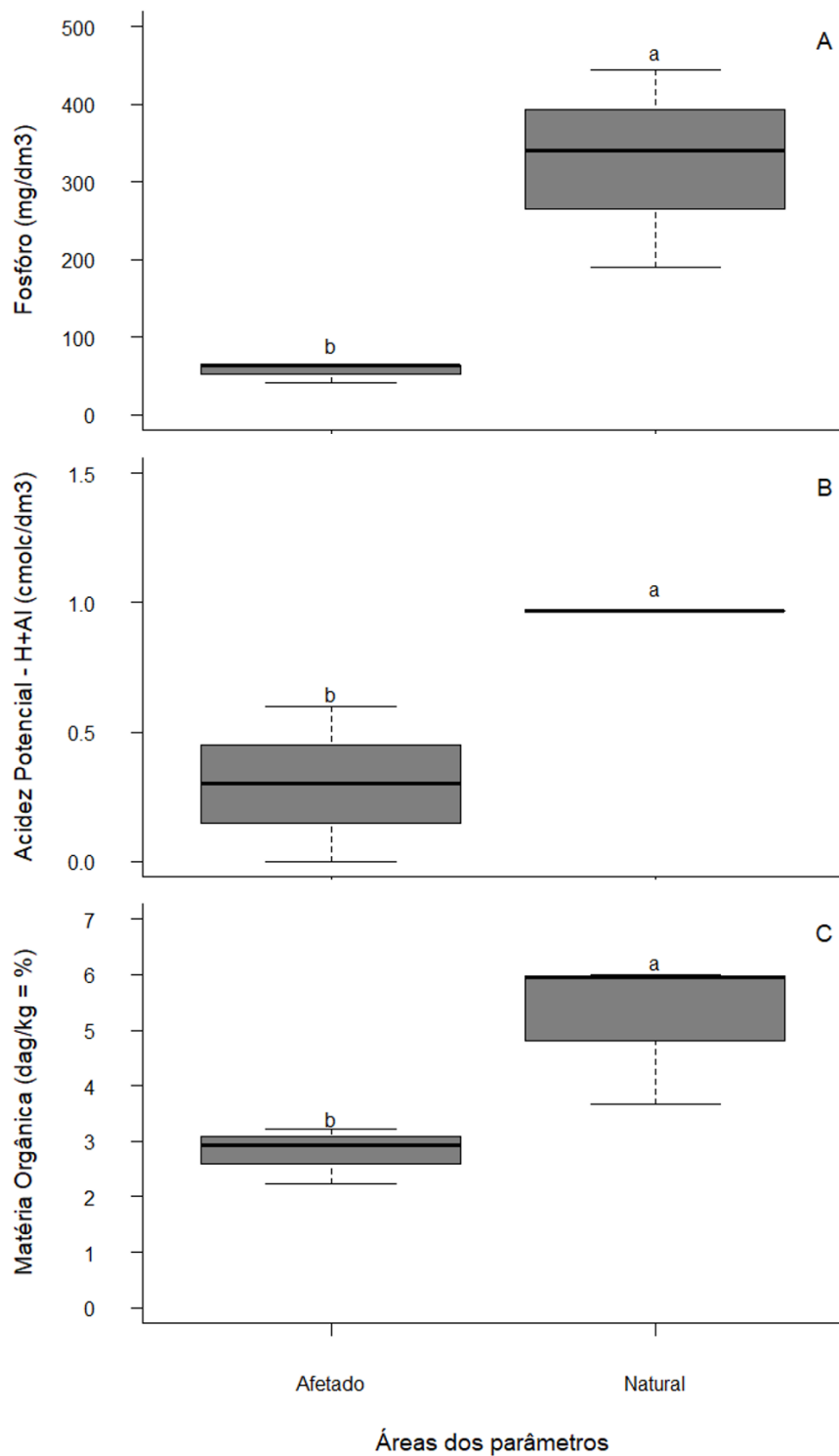


Figura 4-2. Boxplot dos parâmetros de fertilidade do solo. A: concentração de fósforo (P), B: relação acidez potencial (H+Al), C: relação da concentração da matéria orgânica (MO), nas áreas afetadas pelo rejeito e nos solos metalíferos naturais. Diferentes letras

Fonte: Autora, 2021.

Com relação aos parâmetros físicos (textura), grande variação dentro de um mesmo grupo de solo foi encontrada, sendo difícil chegar a uma única classificação para cada área de estudo (Apêndice B, Tabela 8.1). As três áreas não-afetadas pelo rejeito, por exemplo, diferiram

entre si, variando de arenosa (44% de argilas), a franco-argilo-arenosa (53% de areias e 29% de argila) a franco arenosa (70% de areias). Duas das três áreas afetadas pelo rejeito diferem das não-afetadas e das analisadas nos solos MN, por apresentarem em seus solos percentuais próximos de areias e argilas, com alguma vantagem para a primeira classe textural. Outra área foi classificada como franco-arenosa, por possuir cerca de 64% de areias, assemelhando-se aos solos de MN.

No que diz respeito as concentrações médias dos elementos nos solos (Tabela 4.2, Apêndice E), observou-se que alguns elementos essenciais apresentam diferenças entre as áreas. O solo afetado pelo rejeito, por exemplo, apresentou maiores teores de ferro e menores teores como o fósforo (Figura 4.3).

Tabela 4-2. Concentrações médias dos elementos encontrados em amostras solos metalíferos naturais (MN) e áreas afetadas (AF) e não-afetadas (NÃO-AF) pelo rejeito da mineração de Fe da barragem de Fundão. Diferentes letras na mesma coluna indicam diferença significativa

Elementos	Afetado	Natural	Não Afetado
Ca	3791.71 ^a	12057.67 ^a	9655.18 ^a
K	3881.23 ^a	12670.08 ^a	9177.18 ^a
Mg*	1446.71 ^b	5464.48 ^a	3155.21 ^{ab}
P*	636.62 ^b	1436.26 ^a	1862.39 ^a
S*	185.97 ^b	397.55 ^{ab}	532.21 ^a
Cu	18.61 ^a	34.47 ^a	39.45 ^a
Fe*	116458.15 ^b	413286.73 ^a	41456.63 ^b
Mn*	701.67 ^b	1515.64 ^a	979.40 ^{ab}
Na	761.60 ^a	1343.65 ^a	829.64 ^a
Zn	45.89 ^a	412.37 ^a	132.08 ^a
Al	65183.59 ^a	43103.17 ^a	79852.43 ^a
Ba	171.93 ^a	211.42 ^a	465.88 ^a
Be	1.24 ^a	1.22 ^a	1.50 ^a
Cr	60.91 ^a	116.97 ^a	54.97 ^a
Ni	24.93 ^a	22.04 ^a	22.56 ^a
Sc	8.60 ^a	8.31 ^a	11.63 ^a
Sr	36.30 ^a	66.10 ^a	108.87 ^a
Th	21.10 ^a	17.90 ^a	28.45 ^a
Ti	3962.42 ^a	3171.98 ^a	5290.40 ^a
V	75.56 ^a	77.13 ^a	90.41 ^a
Y	11.81 ^a	9.69 ^a	18.13 ^a
Zr*	181.96 ^{ab}	84.21 ^b	290.17 ^a

Fonte: Urriago-Ospina, 2019, adaptado; Ferreira, 2021, adaptado; Autora, 2021.

Dos elementos não essenciais, apenas o zircônio apresentou diferença de concentração entre as áreas, sendo maior também nas áreas não afetadas pelo rejeito (Figura 4.3).

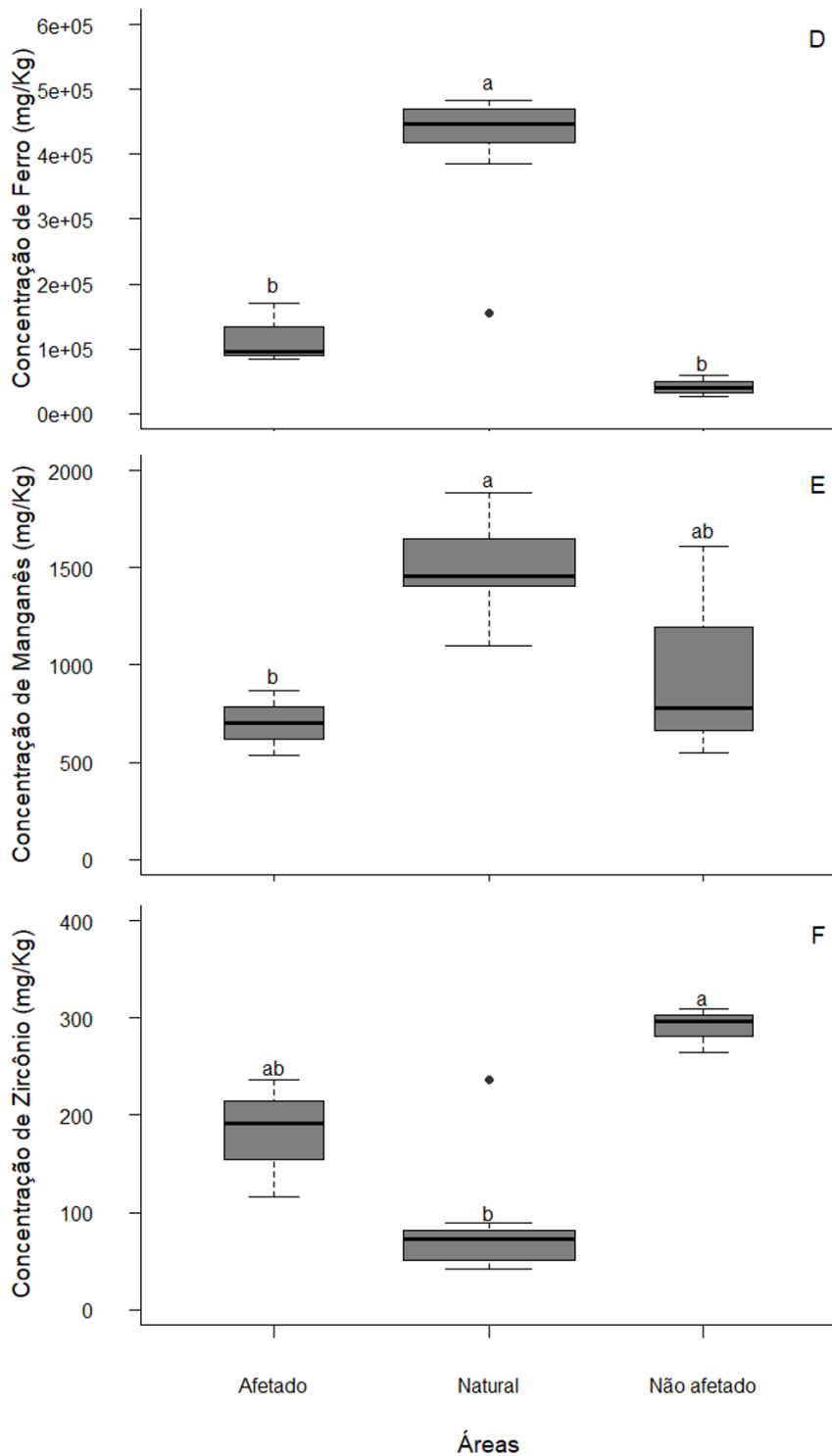


Figura 4-3. Boxplot das concentrações dos elementos presente no solo das diferentes áreas. D: concentração de ferro (Fe), E: concentração de manganês (Mn), F: concentração de zircônio (Zr), nas áreas afetadas pelo rejeito, nos solos metalíferos naturais e nas áreas

Fonte: Autora, 2021.

4.2 Interação solo-plantas e a capacidade de bioacumulação

Quando observadas as plantas em comum nas duas áreas, nota-se diferentes concentrações de elementos em cada espécie (Tabela 4.3, Apêndice G, H e I). A cebolinha

apresenta valores mais elevados de Zn, As e Ni quando cultivada no solo metalífero natural (canga), sendo o teor de arsênio cerca de três vezes maior do que quando essa espécie é cultivada nos outros solos (sobre rejeito e não-afetados pelo rejeito). Em relação a Fe, Mn, Al, Ba, Cd, Co, Cr e Pb a concentração foi maior nos solos não-afetados (adjacentes aos tecnossolos). O ferro e o chumbo apresentaram valores duas e três vezes maiores, respectivamente, que os outros solos. O alumínio nove vezes maior que na canga. A cebolinha cultivada no solo afetado encontra-se com concentrações menores de todos os elementos, com exceção do cobre que possui valores até três vezes maior do que o solo não-afetado e o metalífero natural. O teor de Cd apresentou valores iguais nos solos de canga e não afetado e menor no tecnossolo.

A couve proveniente dos solos de canga apresentou maiores concentrações de Zn, As, Ni e Pb, sendo o valor do arsênio quatro vezes maior do que as que foram cultivadas nos outros tipos de solos avaliados. Em relação a Cu, Fe, Al, Ba e Cd os maiores valores foram encontrados na couve coletada nos solos não-afetados adjacentes às áreas com rejeito, onde a concentração de bário foi aproximadamente o dobro do que as cultivadas nos outros solos. Os elementos Mn, Co e Cr apresentaram concentrações maiores na couve proveniente dos solos afetados pelo rejeito.

Por fim, a hortelã cultivada no solo de canga apresentou os maiores teores de quase todos os elementos avaliados (Cu, Fe, Zn, As, Cd, Cr, Ni e Pb), sendo o valor de arsênio 37 vezes e o de chumbo até três vezes maior que as cultivadas nos outros solos. O Mn, Al e Co possuem valores maiores no solo não-afetados, sendo o alumínio até três vezes maior. A hortelã cultivada no solo afetado pelo rejeito demonstrou maiores concentrações de bário em relação aos outros solos.

Assim, de maneira geral, observa-se que nas três espécies estudadas as concentrações de Al foram maiores quando cultivadas nos solos não afetados, enquanto que o As foi observado em altas concentrações nas espécies provenientes da área de canga.

Tabela 4-3. Concentrações médias de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais encontrados em amostras de cebolinha (*Allium fistulosum* L.), couve (*Brassica oleracea* L.) e hortelã (*Mentha x villosa* Huds) cultivadas nos quintais dos solos metalíferos naturais (MN) e em hortas das áreas afetadas (AF) e não-afetadas (NAF) pelo rejeito da mineração de Fe da barragem de Fundão. Valores em mg/kg. Diferentes letras na mesma coluna para cada espécie indicam diferença significativa (teste Tuckey, $p < 0,05$).

Elementos	Cebolinha			Couve			Hortelã		
	MN	AF	NAF	MN	AF	NAF	MN	AF	NAF
Ca	10805.11 ^a	6724.04 ^b	8105.61 ^{ab}	33622.17 ^a	24827.75 ^a	30276.09 ^a	20739.02 ^a	9175.86 ^b	10341.09 ^b
K	29540.91 ^b	32813.44 ^b	45325.83 ^a	31935.54 ^b	39311.26 ^{ab}	44542.16 ^a	34520.51 ^a	33057.69 ^a	28788.64 ^a
Mg	2634.75 ^b	3686.97 ^{ab}	4727.00 ^a	4411.59 ^b	4745.44 ^{ab}	6311.24 ^a	5429.49 ^a	3185.74 ^b	3761.92 ^b
P	5083.19 ^a	5523.26 ^a	6325.85 ^a	4393.10 ^b	6397.23 ^a	5980.60 ^a	5039.42 ^a	3803.11 ^b	3743.20 ^b

Cu	4.30 ^a	13.03 ^a	7.60 ^a	1.47 ^a	2.01 ^a	2.02 ^a	13.81 ^a	8.78 ^b	8.54 ^b
Fe	66.03 ^b	67.20 ^b	104.94 ^a	77.54 ^a	57.06 ^a	78.83 ^a	2091.03 ^a	312.11 ^b	603.43 ^b
Mn	18.40 ^b	27.55 ^{ab}	35.79 ^a	33.37 ^a	35.53 ^a	33.25 ^a	55.53 ^a	55.33 ^a	57.13 ^a
Zn	57.01 ^a	44.64 ^a	48.28 ^a	38.97 ^a	26.12 ^{ab}	24.55 ^b	53.38 ^a	31.66 ^b	29.90 ^b
Al	10.30 ^c	28.92 ^b	91.10 ^a	16.66 ^b	21.93 ^{ab}	39.25 ^a	274.31 ^b	325.74 ^{ab}	833.41 ^a
As	1.86 ^a	0.05 ^b	0.08 ^b	0.71 ^a	0.16 ^b	0.08 ^b	5.56 ^a	0.15 ^b	0.11 ^b
Ba	3.45 ^b	17.37 ^a	17.61 ^a	20.34 ^b	37.97 ^b	61.14 ^a	29.12 ^a	30.15 ^a	26.22 ^a
Cd	0.07 ^a	0.02 ^a	0.07 ^a	0.03 ^b	0.03 ^a	0.04 ^a	0.03 ^a	0.01 ^a	0.01 ^a
Co	0.05 ^b	0.08 ^a	0.09 ^a	0.09 ^b	0.15 ^a	0.14 ^{ab}	0.14 ^a	0.13 ^a	0.15 ^a
Cr	0.22 ^b	0.54 ^a	0.61 ^a	0.19 ^b	0.42 ^a	0.40 ^a	1.29 ^a	0.74 ^a	1.22 ^a
Ni	0.54 ^a	0.38 ^a	0.46 ^a	0.53 ^a	0.36 ^b	0.34 ^b	0.92 ^a	0.66 ^a	0.88 ^a
Pb	0.06 ^b	0.08 ^b	0.24 ^a	0.10 ^a	0.08 ^a	0.09 ^a	1.05 ^a	0.28 ^b	0.40 ^b

Fonte: Urriago-Ospina, 2019, adaptado; Ferreira, 2021, adaptado; Autora, 2021.

Pelas diferenças apresentadas no Coeficiente de Absorção Biológica (CAB) dos diversos elementos, as espécies de plantas podem ser caracterizadas como acumuladoras (valores positivos) ou exclusoras (valores de CAB negativos). Assim, observa-se que os elementos que se configuram como macronutrientes, apresentam valores mais elevados em todas as espécies, sendo potássio (K) e fósforo (P) os que apontam maior coeficiente de absorção (Tabela 4). Isso pode estar relacionado com os valores de elementos presentes nos solos, uma vez que estão em concentração total e não biodisponíveis para as espécies.

Tabela 4-4. Coeficiente de Absorção Biológica dos elementos encontrados em órgãos e tecidos vegetais das espécies de cebolinha (*Allium fistulosum* L.), couve (*Brassica oleracea* L.) e hortelã (*Mentha x villosa* Huds) cultivadas nos quintais dos solos metalíferos naturais (MN) e em hortas das áreas afetadas (AF) e não-afetadas (NAF) pelo rejeito da mineração de Fe da barragem de Fundão, MG, Brasil. Valores em negrito indicam CAB >1.

Espécies	Áreas	Ca	K	Mg	P	Cu	Mn	Zn	Ba	Co	Cr	Ni
Cebolinha	MN	0.90	2.33	0.48	3.54	0.12	0.01	0.14	0.01	0.01	0.00	0.02
	AF	1.77	8.45	2.55	8.68	0.70	0.04	0.97	0.00	0.01	0.01	0.02
	NAF	0.84	4.94	1.50	3.40	0.19	0.04	0.37	0.00	0.01	0.01	0.02
Couve	MN	2.79	2.52	0.81	3.06	0.05	0.02	0.09	0.00	0.01	0.00	0.02
	AF	6.55	10.13	3.28	10.05	0.11	0.05	0.57	0.00	0.01	0.01	0.01
	NAF	3.14	4.85	2.00	3.21	0.05	0.03	0.19	0.00	0.01	0.01	0.02
Hortelã	MN	1.72	2.72	0.99	3.51	0.40	0.04	0.13	0.03	0.02	0.01	0.04
	AF	2.42	8.52	2.20	5.97	0.47	0.08	0.69	0.00	0.01	0.01	0.03
	NAF	1.07	3.14	1.19	2.01	0.22	0.06	0.23	0.00	0.01	0.02	0.04

Fonte: Urriago-Ospina, 2019, adaptado; Ferreira, 2021, adaptado; Autora, 2021.

Quando comparada as concentrações dos elementos presentes nessas espécies com as referências das agências governamentais nacionais e internacionais de segurança alimentar, observou-se valores acima do recomendado para o Cu, Fe, Mn, Zn, Al, As, Ba e Pb. A cebolinha da área afetada e a hortelã da canga, apresentaram valores de cobre acima do ideal. O Fe, o Mn e o Zn, em todas as espécies de todos os solos, demonstraram valores acima do considerado adequado. O Al em todas as espécies, se considerado o valor de referência semanal, apresentou

valores além do recomendado. O As apresentou-se em valores preocupantes em relação as plantas coletadas em solo de canga, sendo a hortelã a espécie que apresentou maior acumulação desse elemento. O Pb apresentou valores bem acima da referência na hortelã cultivada em área de canga.

5 DISCUSSÃO

Embora seja importante saber sobre o efeito do rejeito proveniente da barragem de Fundão nas plantas dessa região, também é necessário entender o comportamento fisiológico dessas espécies em outros tipos de solos. Estudos anteriores associaram a capacidade de absorção de elementos em plantas de acordo com a disponibilidade destes no ambiente, bem como demonstram que as respostas emergentes da interação solo-planta são espécie-específicas. Neste sentido, o presente estudo buscou identificar indicadores de diferenças entre os parâmetros físicos e químicos dos solos nas áreas, assim como, por meio da abordagem do Coeficiente de Absorção Biológica, a interação entre solo-planta. Identificadas, assim, semelhanças e diferenças entre os estudos e este trabalho.

5.1 Parâmetros químicos e físicos do solo

O solo com rejeito da mineração de Fe depositado sobre as áreas de cultivo apresentadas no estudo demonstrou pequenas diferenças em sua composição química e física quando comparada aos solos nativos de canga e das áreas não-atingidas pelo rejeito. Esse fator pode estar relacionado com o manejo agroecológico dessas áreas, uma vez que esses pontos são de uso agriculturáveis e essa técnica é utilizada constantemente pelos proprietários.

Os diferentes métodos de manejo de solo nessa região têm como objetivo permitir os cultivos de interesse de forma a garantir melhorias das propriedades físicas e químicas para melhor desenvolvimento das espécies vegetais (URRIAGO-OSPINA *et al.*, 2020). Apesar dos esforços de homogeneização para tornar os solos agriculturáveis, observou-se variações dentro de um mesmo grupo de solo, litotipos e características geomorfológicas das áreas, bem como as técnicas agrícolas utilizadas por cada agricultor podem ser explicações para essas alterações (FERREIRA *et al.*, 2021). As diferenças nos valores dos parâmetros entre essas áreas também podem estar relacionadas com os pontos de coletas, como por exemplo o ponto de Barra Longa, que se encontra fora de solos metalíferos, situado na região do Complexo Mantiqueira, formado principalmente por ortognaisses e anfibolitos com intercalações de rochas supracrustais (CRPM, 2004).

Os solos sobre canga são sutilmente mais arenosos que o tecnossolo, o que certamente deve influenciar outros aspectos relevantes para a compreensão da capacidade de absorção de elementos essenciais e não essenciais, tais como adsorção, permeabilidade, oxigenação, facilidade de penetração das raízes e comunidade de microrganismos (GMACH *et al.*, 2020; SIAL *et al.*, 2019; BONOMELLI *et al.*, 2019). São definidos, fisicamente, como rasos e cascalhosos, enquanto que quimicamente são considerados ácidos, com baixa saturação de

bases e oligotróficos (VINCENT, 2004; JACOBI *et al.*, 2007; SCHAEFER *et al.*, 2008). O tecnossolo também é considerado como oligotrófico (SCHAEFER *et al.*, 2015a) e fisicamente predominante por frações de areia muito grossa e areia fina (DOS REIS *et al.*, 2020), sendo os valores dos parâmetros físicos preocupantes para a recuperação ambiental (SCHAEFER *et al.*, 2015a). Além de ser constituído de altos teores de óxido de ferro, quartzo, dióxido de hidrogênio, alumínio, pH alcalino (9.5 e 10) e de baixa disponibilidade de matéria orgânica (BRASIL, 2015; EMBRAPA, 2016).

A análise da capacidade de troca catiônica (CTC) representa a quantidade de cátions trocáveis que o solo absorve. Neste estudo, observou-se que os valores da CTC (Tabela 4.1) foram acima das referências analisadas (SOUSA & LOBATO, 2004; EMBRAPA, 2007), conseqüentemente, mais elevado será o percentual de argila, a capacidade de retenção de nutrientes, umidade e regulação do pH (PPI, 1978). Ademais, a CTC do solo, além de ser influenciada pela espécie presente no ambiente, a quantidade de argila e a matéria orgânica disponível, também é fortemente alterada pelo pH, uma vez que decorre da dissociação dos radicais orgânicos ou óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio (EMBRAPA, 2017).

Os valores de pH dessa região variam entre 4 e 6, tanto em áreas de canga de Ouro Preto, quanto nas áreas anteriores ao rompimento da barragem de Fundão (COSTA *et al.* 2014; FIGUEIREDO, 2014; FIGUEIREDO *et al.*, 2016), sendo natural a elevada acidez em solos tropicais intemperizados (VICENT, 2004; JACOBI *et al.*, 2007). Entretanto, nesse estudo, os valores de pH dos três tipos de solos encontravam-se em torno de 7 e 8, podendo ser explicado por meio do manejo agriculturável dos quintais, com deposição de cinzas, cascas de ovos e restos de verduras e legumes, ocasionando na adição de elementos básicos como K, Ca, Mg e Na (ALMEIDA *et al.*, 2018; URRIAGO-OSPINA, 2019; FERREIRA, 2020). O aumento do pH pode influenciar na dissociação de grupos funcionais presentes na matéria orgânica do solo (carboxila, fenólica, alcoólica e carbonila), aumentando a afinidade dos analitos catiônicos (ANDRADE *et al.*, 2018).

O teor de matéria orgânica (MO) é um importante indicador da qualidade e fertilidade do solo (ZGORELEC *et al.*, 2019). Como visto anteriormente, o rejeito da barragem é extremamente pobre em MO, refletindo nos valores de CTC e no teor de nutrientes do substrato. As concentrações de MO encontradas nos solos demonstram maiores valores na canga e nas áreas não-afetadas pelo rejeito, em contrapartida, o tecnossolo apresenta valores mais baixos. Apesar dos valores mais baixos no solo afetado, nota-se como é importante o manejo e o reviramento desse rejeito de mineração com solo orgânico, proporcionando melhorias nas propriedades biofísicas e possibilitando a produção agrícola em substratos contaminados,

dependendo da diluição necessária para o crescimento aceitável da lavoura, qualidade para consumo e custos associados (ARAÚJO *et al.*, 2022).

Assim, os resultados dos parâmetros encontrados, corroboram a hipótese I, sugerindo que o tecnossolo, de fato, apresenta certo nível de dessemelhança das condições edáficas encontradas nas hortas cultivadas sobre canga, com valores mais baixos em quase todos os parâmetros.

Com isso, diversos fatores influenciam na disponibilidade dos elementos do solo, como a umidade, a aeração, a matéria orgânica e o pH (MALAVOLTA *et al.*, 1997). Quando observadas as concentrações médias dos elementos nos três solos, nota-se um padrão de maior concentração de elementos não essenciais nos solos não-afetados, enquanto macro e micronutrientes possuem maiores valores no solo metalífero natural (canga). Esses teores, quando analisados com as médias de referências, possuem valores acima (Anexo I).

Os elementos considerados macronutrientes encontraram-se acima dos valores médios mundiais e em solos do Quadrilátero Ferrífero (LARCHER, 2000; NISHIYAMAMOTO *et al.*, 2013, respectivamente). O Ca disponível nos solos não-afetados pelo rejeito apresenta valores acima da média mundial, sendo que, quando comparado as referências do QF, todos os solos apresentam elevados valores desse elemento. O K apresentou valores acima da média mundial nos solos não-afetados e acima dos valores do QF em todos os solos. O Mg no solo metalífero natural e no solo não-afetado apresentaram valores acima da média mundial e do QF. O P apresentou valores acima da média mundial no solo metalífero natural e não-afetado, e em todos os solos quando comparado aos valores médios do QF. O S apresentou valores acima da média mundial no solo não-afetado e acima da média do QF nos solos metalífero natural e não-afetado. A baixa concentração de macronutrientes no tecnossolo pode ser justificada pela pobreza de nutrientes nesse ambiente (SCHAEFER *et al.*, 2015a).

Os micronutrientes também apresentaram valores acima da média mundial e do solo do Quadrilátero Ferrífero (LARCHER, 2000; KABATA-PENDIAS, 2011; NISHIYAMAMOTO *et al.*, 2013). O cobre disponível nos solos não-afetados pelo rejeito apresentou valores acima da média mundial e do QF, enquanto os solos de canga e o tecnossolo não ultrapassaram esses valores. O Fe apresentou valores muito acima da média mundial e do QF nos três tipos de solos, sendo que na canga e no solos não-afetados, esses valores ocorrem devido ao material de origem do solo, rico em hematita, goethita e magnetita que, ao intemperizar, libera grande quantidade de Fe no ambiente, enquanto no tecnossolo os valores são elevados devido ao rejeito proveniente da barragem de Fundão. O Mn nos três solos apresentou-se em valores acima da média mundial, enquanto apenas o solo não-afetado na referência do QF; a quantidade de

matéria orgânica adicionada a esses solos pode ter causado o aumento desses valores, uma vez que os complexos de Mn na matéria orgânica são de pouca estabilidade (MCBRIDE, 1994). O Na não apresentou valores acima da média mundial, todavia a concentração nos três solos foi elevada em comparação a média do QF. O Zn apresentou valores muito acima da média mundial e do QF nos solos de canga e não-afetado, enquanto o solo afetado ficou abaixo das referências.

Por fim, os elementos não essenciais também apresentaram valores acima da média mundial e do solo do Quadrilátero Ferrífero (LARCHER, 2000; KABATA-PENDIAS, 2011; NISHIYAMAMOTO *et al.*, 2013). O Al no solo de canga não apresentou valores acima das médias e o tecnossolo somente acima da média do QF, todavia, o solo não-afetado demonstrou valores exorbitantes quando comparado as referências, o que pode ser explicado devido a presença de anfibólio, albita e biotita em xisto verde (CPRM, 2004). O Ba apresentou valores acima da média mundial no solo não-afetado e nos três solos quando comparado ao QF. O Cr apresentou valores acima da média mundial nos três solos. O Ni e o V não apresentaram valores acima das médias. O Sc, Sr e Ti apresentaram valores acima da média do QF nos três solos. Em relação ao Th e Be, não foram encontradas referências para comparar. O Y apresentou valores acima da média do QF nos solos afetados e não-afetados. E o Zr apresentou valores acima da referência mundial no solo não-afetado e acima da média do QF nos três solos.

Esses valores mais elevados podem estar associados ao fato dessas áreas serem pós-mineradas, uma vez que resquícios de elementos não essenciais tenham permanecidos nesses ambientes com o passar do tempo, bem como a fertilização dos solos por meios de ações humanas.

5.2 Interação solo-planta e a capacidade de bioacumulação

A absorção de elementos depende de fatores como as características da planta, o diâmetro radicular, as propriedades da água, a biodisponibilidade dos elementos, bem como suas propriedades químicas. Outro fator são as condições ambientais, como o pH, a capacidade de troca catiônica, o oxigênio dissolvido, a temperatura e a secreção das raízes (LI *et al.*, 2015; ALIKASTURI *et al.*, 2020).

Diferenças na textura de solos em áreas pós-mineradas de canga mostram-se suficientes para promover alterações nas concentrações e na alocação de elementos químicos em plantas (FIGUEIREDO *et al.*, 2016). Além disso, sabe-se que diferenças estequiométricas podem afetar profundamente a disponibilidade e a absorção de nutrientes e de elementos não-essenciais pelas plantas, bem como o acúmulo deles nos tecidos (MARQUES *et al.*, 2000; TRETOWAN *et al.*, 2021). As concentrações desses elementos para serem considerados tóxicos são bastante amplos

e variados, já que variam entre as espécies e famílias, uma vez que possuem diferentes estratégias adaptativas (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2001).

De uma maneira geral, os macronutrientes acumularam de uma forma considerada adequada para as folhas (KABATA-PENDIAS, 2011), demonstrando a eficiência de estocar elementos essenciais para seu desenvolvimento. Micronutrientes e elementos não essenciais ultrapassaram, em alguns casos, os valores determinados de acordo com Larcher (2000), Kabata-Pendias & Pendias (2001) e Epstein & Bloom (2006), assim como outras referências de agências governamentais nacionais e internacionais.

Os indivíduos de cebolinha da área afetada e os da hortelã da canga, apresentaram valores de cobre acima do ideal (10mg/kg, ANVISA, 2011). O Fe, o Mn e o Zn, em todas as espécies de todos os solos, demonstraram valores acima do considerado adequado (45 mg, IOM, 2001; 11mg/dia, IOM, 2001; EFSA, 2013; 5 mg/kg; SUDAFRICA, 2004, respectivamente).

O Al em todas as espécies, se considerado o valor de referência semanal, apresentou valores além do recomendado (1 mg/kg/semana; EFSA, 2008). A toxidez das plantas pelo alumínio é comum em espécies com raízes grossas e pouco ramificadas, uma vez que a capacidade de obter água e nutrientes do solo diminui e, conseqüentemente, reduz sua produtividade, podendo até levá-las a morte (MALAVOLTA *et al.*, 1997). Há também casos em que algumas espécies utilizam de Al para absorver outros elementos do solo, como em um estudo feito em raízes de arroz que demonstrou o aumento da concentração de K quando as plantas eram colocadas em substrato com alta concentração de Al (TANOI *et al.*, 2005).

O As apresentou-se em valores preocupantes em relação as plantas coletadas em solo de canga, sendo a hortelã a espécie que apresentou maior acumulação desse elemento (0,3 mg/kg, ANVISA, 2013). Esses valores elevados nas espécies podem estar relacionados com as elevadas concentrações desse elemento no solo proveniente, possivelmente, da irrigação de água, uma vez que a cidade de Ouro Preto apresenta altas concentrações de As (GONÇALVES *et al.*, 2010; GONÇALVES & LENA, 2013).

Estudos com o Ba também não trazem de forma clara qual valor é o limite para a ingestão, entretanto, a maior fonte de exposição do Ba é através de alimentos e água potável, todavia, a quantidade de Ba em água é muito baixa para se preocupar (ATSDR, 2007).

Por fim, o Pb apresentou valores bem acima da referência na hortelã cultivada em área de canga (0,3 mg/kg, ANVISA, 2013). Mesmo em pequenas concentrações, o chumbo pode causar severos danos à saúde humana principalmente na área neurológica, renal e gastrointestinal, bem como disfunções hematológicas e redução da fertilidade (DAVIDOVA, 2005; DAPUL & LARAQUE, 2014). Apesar da hortelã ter apresentado esse valor acima do

recomendado, o solo metalífero natural de Ouro Preto demonstra concentração deste elemento no limite do valor recomendado (CONAMA, 2009).

Ademais, o índice de coeficiente de absorção biológica (CAB) pode ser utilizado para prever a biodisponibilidade de cada elemento no sistema solo-planta, sendo uma maneira conveniente e confiável (EBONG *et al.*, 2007; MIAO *et al.*, 2011). Ao observar o CAB dessas espécies, nota-se que todas as três apresentam valores de acumulação alta (CAB de 1 a 10) quando analisados os macronutrientes; moderada (CAB de 0.1 a 1.0) em relação aos micronutrientes; e baixa concentração (CAB de 0.01 a 0.1) de elementos não essenciais (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1984). Isso corrobora com os diversos estudos na área, que trazem as plantas como maiores acumuladoras de elementos essenciais para seu funcionamento, excluindo da melhor forma possível os elementos não essenciais. Outro fator para elevado valores de CAB em áreas mineradas, ocorre devido os elementos estarem presentes em forma de compostos solúveis, o que resulta no aumento de sua disponibilidade para as plantas (KOVALEVSKY, 1979).

De uma maneira geral, os maiores valores de macro, micronutrientes e elementos não essenciais da cebolinha (*Allium fistulosum* L.) e da couve (*Brassica oleracea* L.) foram encontrados nos espécimes coletados em solo não-afetado pelo rejeito. A cebolinha é considerada uma planta fitorremediadora, visto que constantemente ela se mostra como uma candidata potencial para a absorção de elementos, em especial do chumbo (CHOO *et al.*, 2009; ALIKASTURI *et al.*, 2020). As características das espécies de *Brassica*, como alta produção de biomassa, rápido crescimento e capacidade de absorver elementos não essenciais, também as tornam adequadas para o fitomanejo de solos contaminados (MARCHIOL *et al.*, 2004; TURAN & ESRINGU, 2007). A hortelã (*Mentha x villosa* Huds) também respondeu às variações nas condições edáficas, porém, apresentando concentrações foliares mais elevadas nos solos metalíferos sobre canga do que nos tecnossolos e nas áreas não-afetadas pelo rejeito. O gênero *Mentha*, tem sido citado como representante de espécies acumuladoras de elementos potencialmente tóxicos (SCAVRONI *et al.*, 2009; GHARIB *et al.*, 2020; GHOLAMIPOURFARD *et al.*, 2021).

Por serem espécies usadas constantemente em produtos culinários, medicinais ou aromáticos, as plantas que crescem em locais contaminados por elementos podem afetar a segurança da saúde humana (VALE *et al.* 2015; DINU *et al.*, 2021). De acordo com a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2007), aproximadamente 80% da população que vivem nas áreas periféricas usam ervas medicinais como forma de tratamento para diversas doenças. Assim, ao usá-las nesses tratamentos, deve-se notar que, além do efeito

farmacológico, elas podem ser tóxicas se contiverem contaminantes, como os pesticidas ou elementos potencialmente tóxicos (DINU *et al.*, 2021), uma vez que os elementos não essenciais podem se acumular no corpo humano e, eventualmente, causar sérios problemas de saúde (DI TOPPI & GABBRIELLI, 1999; INTAWONSE & DEAN, 2006).

Desse modo, as análises dos elementos nos órgãos vegetais usados para consumo animal e humano são importantes para garantia da saúde das populações que vivem nesses ambientes (PERALTA-VIDEA *et al.*, 2009; COELHO *et al.*, 2020).

6 CONCLUSÃO

As análises físicas e químicas realizadas nos solos metalífero natural, tecnossolo e não-afetado, demonstraram pequenas diferenças entre si, mostrando que a deposição do rejeito ocasiona mudanças, principalmente negativas se não tratados. Suas concentrações de elementos essenciais e não essenciais também demonstram diferenças, sendo o rejeito um dos fatores dessas mudanças. Apesar disso, altos valores desses elementos são comuns na região do Quadrilátero Ferrífero, evidenciando, assim, que essa região já se encontra em concentrações acima da média desejada antes dos processos antropogênicos.

As áreas influenciam no acúmulo de elementos nas plantas, todavia, as espécies determinam sua acumulação de acordo com a sua fisiologia. Mesmo com o manejo dos solos para a tentativa de diminuir a quantidade de elementos não essenciais em excesso, eles podem ser absorvidos pelas plantas. Isso pode ser explicado por meio das características da planta, do seu diâmetro radicular, da biodisponibilidade dos elementos, bem como de suas propriedades químicas, sendo chamadas de espécies-específicas, ou seja, independente dos locais de cultivos, elas absorverão esses elementos devido à sua fisiologia.

Nesse caso, as plantas situadas nestas áreas refletem também o estado destes solos, apresentando elevados valores de elementos em seu organismo. A cebolinha, a couve e a hortelã desenvolveram papéis parecidos em questão de acúmulo dos elementos, todavia, em solos diferentes. Sendo a cebolinha e a couve com valores maiores nos solos não-afetados pelo rejeito da barragem, adjacentes ao tecnossolo. Enquanto a hortelã demonstrou maior acúmulo nos solos metalíferos naturais (canga) de Ouro Preto. Por serem consideradas plantas fitorremediadoras, ou seja, com alto potencial genético para metabolizar esses elementos, podem se tornar prejudiciais à saúde se consumidas em excesso e a longo prazo. A hortelã, por exemplo, apesar de possuir valores acima do limite para Cu e Fe, é em geral consumida em pequenas doses ocasionalmente, de forma que não apresenta risco potencial para o consumo das famílias que cultivam nesses ambientes. Entretanto, estudos constantes precisam ser feitos para o acompanhamento de possíveis mudanças no ambiente, ou mesmo nas espécies, afim de evitar futuras contaminações.

Assim, mesmo considerando-se os elementos essenciais, como os micronutrientes, deve-se ter cuidado com a ingestão excessiva desses elementos, uma vez que eles podem desenvolver doenças de diversos tipos, em especial as neurodegenerativas. Por esse motivo, há a necessidade de estudos constantes para garantir segurança alimentar para os moradores da

região, possibilitando alternativas viáveis para substituições e melhorias nos solos e nos cultivos das espécies vegetais.

Por fim, importante pontuar que esse trabalho é apenas um recorte, uma vez que se pode observar novas mudanças nesse cenário. Estudos recentes mostram valores de PH próximos ao original de N, P, K, Fe entre outros, com concentrações diferentes das encontradas neste.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adriano, D. C. 2004. **Role of assisted natural remediation in environmental cleanup**. Geoderma 122:121-142. <http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.003>.
- Afonne, O. J. & Ifediba, E. C. 2020. **Heavy metals risks in plant foods—need to step up precautionary measures**. Current Opinion in Toxicology, 22, 1-6.
- Ainane, T. 2021. **Evaluation of the toxicity of chromium vi contaminated irrigation water on the mint (mentha spicata) crop**. Evaluation, 3, 421-427.
- Albuquerque *et al.* 2010. **Métodos e Técnicas na Pesquisa Etnobiológica e Etnoecológica**. Recife, NUPEEA. 559p.
- Alikasturi *et al.* 2020. **Phytoremediation of lead in mineral, distilled and surface water using Pennisetum purpureum and Allium fistulosum**. Materials Today: Proceedings, 31, A175-A179.
- Allium fistulosum L. **UniRio – Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro**. Disponível em: < <http://www.unirio.br/ccbs/ibio/herbariohuni/allium-fistulosum-1> >. Acesso em: 13 de março de 2021.
- Alloway, B. J. 1993. **Heavy metals in soils**. New York: John Wiley. 339p.
- Almeida *et al.* 2018. **Characterization and evaluation of sorption potential of the iron mine waste after Samarco dam disaster in Doce River basin—Brazil**. Chemosphere, 209, 411-420.
- Al-Rashedy, H. S. M. A. 2021. **The physiological response of mint plant (Mentha spicata) growing with soil contaminated with heavy metals**. Systematic Reviews in Pharmacy, 12(2), 133-138.
- Andrade, G. F. *et al.* 2018. **Agricultural use of Samarco's spilled mud assessed by rice cultivation: A promising residue use?**. Chemosphere, 193, 892-902.
- Antoni, A. V. & Allow, A.B.J. 2001. **Availability of Cd, Ni and Zn to ryegrass in sewage sludge-treated soil at different temperatures**. Water Air Soil Pollut. 132 – 201p.
- Antoniadis *et al.* 2019. **A critical prospective analysis of the potential toxicity of trace element regulation limits in soils worldwide: Are they protective concerning health risk assessment?-A review**. Environment international, 127, 819-847.
- ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. 2011. **Consulta pública nº 55, de 18 de novembro 2011 dispõe sobre os limites máximos toleráveis de cromo e cobre em alimentos e bebidas e dá outras providências**. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br>. Acessado em: 10 August 2020.
- ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. 2013. **Resolução - RDC nº 42, de 29 de agosto de 2013 dispõe sobre o regulamento técnico MERCOSUL sobre limites máximos de contaminantes inorgânicos em alimentos**. Disponível em: https://bvsmis.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042_29_08_2013.html#:~:text=Disp%C3%B5e%20sobre%20o%20Regulamento%20T%C3%A9cnico,III%20e%20IV%2C%20do%20art. Acessado em: 10 August 2020.

Atamaleki *et al.* 2019. **The concentration of potentially toxic elements (PTEs) in the onion and tomato irrigated by wastewater: a systematic review; meta-analysis and health risk assessment.** Food research international, 125, 108518.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2007. **Toxicological profile for Barium and Barium compounds.** GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.

Baker *et al.* 2000. **Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal polluted soils.** In: TERRY, N.; BÃNUELOS, G.S. (Eds) Phytoremediation of Contaminated Soil and Water. CRC. Press, Boca Raton, FL, USA, 85-107p.

Baker, A. J. M. 1981. **Accumulators and excluders. Strategies in the response of plants to heavy metals.** Journal Plant nutrition. 3: 643-654.

Baker, A. J. M. 1987. **Metal Tolerance.** The New Phytologist. 106: 93-111.

Benites *et al.* 2003. **Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço.** Floresta e Ambiente. 10:76-85.

Benites *et al.* 2007. **Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço.** Revista Brasileira de Botânica., 30:569-577.

Benites, V. M. 2001. **Caracterização de solos e de substâncias húmicas em áreas de vegetação rupestre de altitude.** Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, Tese de Doutorado, 74p.

Boisson *et al.* 2016. **Edaphic niches of metallophytes from southeastern Democratic Republic of Congo: Implications for post-mining restoration.** Journal for Nature Conservation, 33, 18-24.

Bonomelli *et al.* 2019. **Effect of soil type on calcium absorption and partitioning in young avocado (*Persea americana* Mill.) trees.** Agronomy, 9(12), 837.

BRASIL, CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2009. **Resolução nº. 420, de 28 de dezembro de 2009 critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.** Diário oficial da união n 249, 30 dezembro 2009. p.81-84.

BRASIL. 2015. **Laudo Técnico Preliminar: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais.** In: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis –IBAMA. Minas Gerais. Disponível em: http://www.ibama.gov.br/phocadownload/noticias_ambientais/laudo_tecnico_preliminar.pdf. Acesso em: 07 de dezembro de 2020.

Brassica oleracea. **Plants For a Future.** Disponível em: < <https://pfaf.org/user/plant.aspx?latinname=Brassica+oleracea> >. Acesso em: 13 de março de 2021.

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

Cabral-Pinto *et al.* 2020. **Human health risk assessment due to agricultural activities and crop consumption in the surroundings of an industrial area.** *Exposure and Health*, 12(4), 629-640.

Caires, S.M. 2009. **Determinação dos Teores Naturais de Metais Pesados em Solos do Estado de Minas Gerais como Subsídio ao Estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade.** Tese de doutorado. Solos e Nutrição de Plantas, UFV, Viçosa- MG.

Carmo, F. F. D. & Jacobi, C. M. 2013. **A vegetação de canga no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais: caracterização e contexto fitogeográfico.** *Rodriguésia*, 64(3), 527-541.

Carvalho, *et al.* 2017. **Concentração de metais no rio Doce em Mariana, Minas Gerais, Brasil.** *Acta Brasiliensis*, 1(3), 37-41.

Castro, J.M.G. 2006. **Pluviosidade e Movimentos de Massa nas Encostas de Ouro Preto.** Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, Tese de Mestrado, 114p.

Cho, Y. *et al.* 2009. **Phytoremediation of lead with green onions (*Allium fistulosum*) and uptake of arsenic compounds by moonlight ferns (*Pteris cretica* cv *Mayii*).** *Microchemical Journal*, 91(1), 6-8.

Citrus limon – L. **Plants For a Future.** Disponível em: <<https://pfaf.org/user/Plant.aspx?LatinName=Citrus+limon>>. Acesso em: 13 de março de 2021.

ClipArt ETC. 2020. Vegetative species. Disponível em: <https://etc.usf.edu/clipart/>. Acesso em: 13 de agosto de 2022

Coelho, *et al.* 2020. **Evaluation of Metals in Soil and Tissues of Economic-Interest Plants Grown in Sites Affected by the Fundão Dam Failure in Mariana, Brazil.** *Integrated environmental assessment and management*, 16(5), 596-607. <https://doi.org/10.1002/ieam.4253>.

Conesa *et al.* 2006. **Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena–La Unión mining district (SE Spain).** *Science of the total environment*, 366(1), 1-11.

Corrêa, T. L. 2006. **Bioacumulação de metais pesados em plantas nativas a partir de suas disponibilidades em rochas e sedimentos: o efeito na cadeia trófica.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto, MG, Brasil. 157p.

Costa *et al.* 2014. **Pedogênese e classificação de Latossolos desenvolvidos de itabiritos no Quadrilátero Ferrífero, MG.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 38, 359-371.

Costa, S. A. D. 2003. **Caracterização química, física, mineralógica e classificação de solos ricos em ferro do Quadrilátero Ferrífero.** Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa. 71p. (Dissertação de Mestrado).

CPRM. Serviço Geológico do Brasil. GeoSBD. 2004. **Unidades Litoestratigráficas – Carta Geológica da Folha Rio de Janeiro.** Escala 1: 1.000.000. Disponível em: <<http://geowebapp.cprm.gov.br/ViewerWEB/>>. Acessado em: 20/02/2020.

Crawford *et al.* 2019. **When and where plant-soil feedback may promote plant coexistence: a meta-analysis.** Ecology Letters, 22(8), 1274-1284.

DalCorso *et al.* 2013. **Na overview of heavy metal challenge in plants: from roots to 39rígi.** Metallomics. 5(9), 1117-1132.

Daldoul *et al.* 2015. **Assessment and mobility of heavy metals in carbonated soils contaminated by old mine tailings in North Tunisia.** Journal of African Earth Sciences, 110, 150-159.

Dapul & Laraqe. 2014. **Lead Poisoning in Children.** Advances in Pediatrics 61, 313-333. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.yapd.2014.04.004>.

Davydova, Sophie. 2005. **Heavy metals as toxicants in big cities.** Microchemical Journal, 79(1-2), 133-136. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.microc.2004.06.010>.

Di Toppi, L. S. & Gabbrielli, R. 1999. **Response to 39rígida in higher plants.** Environmental And Experimental Botany, 41(2), pp.105–130.

Dinu *et al.* 2021. **Toxic Metals (As, Cd, Ni, Pb) impact in the most common medicinal plant (Mentha piperita).** International Journal of Environmental Research and Public Health, 18(8), 3904.

DNPM. 2020. **Sumario mineral 2020.** Brasília, Departamento Nacional De Produção Mineral. 128p.

Dorr, J.N. 1964. **Supergene iron ores of Minas Gerais, Brazil.** Economic Geology 59: 1203-1240.

Dos Reis *et al.* 2020. **Geochemical evaluation of bottom sediments affected by historic mining and the rupture of the Fundão dam, Brazil.** Environmental Science and Pollution Research, 27(4), 4365-4375.

EFSA - Panel on Food Additives and Nutrient Sources added to Food. 2008. **Scientific opinion of the panel on food additives, flavourings, processing Aids and food contact materials on a request from European Commission on safety of aluminium from dietary intake.** The EFSA Journal 754, 1-34. DOI: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2008.754>

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1997. **Manual de métodos de análise de solo.** 2 ed. rev. atual. Rio de Janeiro: Embrapa: Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 112 p. (Documentos, 1).

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2007. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 306 p.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2013. **Manual de calagem e adubação do Estado do Rio de Janeiro.** Brasília, DF: Embrapa; Seropédica, RJ: Editora Universidade Rural. 430 p.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2017. **Manual de Métodos de Análise de Solo.** Teixeira P.C., Donagemma G.K., Fontana A. Teixeira W.G (eds.). Brasília, Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 573p.

Epstein, E. & Bloom, A. J. 2005. **Mineral Nutrition of Plants: Principles and Perspectives (2nd edn).** Sunderland, MA: Sinauer Associates.

Fernandes G.W. 2016. **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Switzerland, Springer International Publishing.

Ferreira *et al.* 2021. **Evaluation of metal accumulation in the forage grass *Brachiaria decumbens* Stapf grown in contaminated soils with iron tailings**. Integrated Environmental Assessment and Management.

Ferreira, D. A. P. 2020. **Avaliação de metais em plantas cultivadas nos solos impactados pelo rejeito de minério de ferro da Barragem de Fundão**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto, MG, Brasil. 81p.

Figueiredo *et al.* 2016. **Influence of soil texture on nutrients and potentially hazardous elements in *Eremanthus erythropappus***. International Journal of Phytoremediation, DOI: 10.1080/15226514.2015.1115961 To link to this article: <http://dx.doi.org/10.1080/15226514.2015.1115961>

Figueiredo *et al.* 2018. **Propagation and establishment of rupestrian grassland grasses for restoration of degraded areas by mining**. Brazilian Journal of Botany, 41(2), 287-295.

Figueiredo, M. A. 2014. **Efeito de diferentes granulometrias de substrato laterítico nas relações geoquímicas, hídricas e no crescimento de *Eremanthus erythropappus* em uma área degradada pela mineração**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto, MG, Brasil. 105p.

Franco *et al.* 2010. **Conflictos socio-ambientales por la extracción minera en Colombia: casos de la inversión británica**. CENSAT Agua Viva.

Freitas Muniz, D. H. & Oliveira-Filho, E. C. 2006. **Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente**. Universitas: ciências da saúde, 4(1), 83-100. Doi: <https://doi.org/10.5102/ucs.v4i1.24>.

García-Giménez, R. & Jiménez-Ballesta, R. 2017. **Mine tailings influencing soil contamination by potentially toxic elements**. Environ Earth Sci, v. 76, n. 51.

Gerrard, J. 2000. **Fundamentals of soils**. British Library. New York.

Gholamipourfard *et al.* 2021. **Mentha piperita phytochemicals in agriculture, food industry and medicine: Features and applications**. South African Journal of Botany, 141, 183-195.

Gmach *et al.* 2019. **Processes that influence dissolved organic matter in the soil: a review**. Scientia Agricola, 77.

Gonçalves *et al.* 2010. **Hidrogeoquímica do arsênio e de outros constituintes inorgânicos presentes nas águas subterrâneas da cidade de Ouro Preto-MG**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos 15, 89-104.

Gonçalves, J.A.C. & Lena, J. 2013. **Avaliação de risco à saúde humana por contaminação natural de arsênio nas águas subterrâneas e nos solos da área urbana de Ouro Preto (MG)**. Geologia USP. Série Científica, 13, 145-158. <https://doi.org/10.5327/Z1519-874X2013000200008>

Guilherme *et al.* 2005. **Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos**. In: Torrado-Vidal, P.; Alleoni, L.R.F.; Cooper, M. & Silva, A.P., eds. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. V.4. p.345-390.

Guimarães, M. F. M. 2016. **Plantas úteis em comunidades urbanas: A importância das espécies exóticas e do gênero na manutenção do conhecimento e uso dos recursos vegetais**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Ouro Preto.

Gussarsson *et al.* 1995. **Cadmium and copper interactions on the accumulation and distribution of Cd and Cu in birch (*Betula pendula* Roth) seedlings**. Plant and Soil, 171:185-187.

Hatje *et al.* 2017. **The environmental impacts 41rígida of the largest tailing dam failures worldwide**. Scientific reports, 7(1), 1-13.

Hooda, P. S. 2010. **Trace Elements in Soils**. Blackwell Publishing Ltd. Online ISBN:9781444319477. DOI:10.1002/9781444319477.

Hortelã. **EIC – Espaço Interativo de Ciências**. Disponível em: < <https://eic.ifsc.usp.br/41rígida/> >. Acesso em: 13 de março de 2021.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2019. **Estimativas da população dos municípios e unidades da federação brasileiros**. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/ouro-preto/panorama> >. Acesso em: 17 de maio de 2020.

IGA – Instituto de Geociências Aplicadas. 1994. **Desenvolvimento Ambiental de Ouro Preto – Microbacia do Ribeirão do Funil**. Belo Horizonte, Secretaria de Estado de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente de Minas Gerais/CETEC. 363p.

Intawongse, M. & Dean, J. R. 2006. **Uptake of heavy metals by vegetable plants grown on contaminated soil and their bioavailability in the human gastrointestinal tract**. Food 41rígida41 and contaminants, 23(1), 36-48.

Ismael *et al.* 2021. **Impact of wastewater from a textile industry used for irrigation in the nitrate contamination of *Allium schoenoprasum* crops in the city of Bouaké in Côte d'Ivoire**. International Journal of Innovation and Applied Studies, 34(3), 635-642.

Jacobi *et al.* 2008. **Estudo fitossociológico de uma comunidade vegetal sobre canga como subsídio para a reabilitação de áreas mineradas no Quadrilátero Ferrífero, MG**. Revista Árvore, 32(2), 345-353.

Jacobi, C. M. & Carmo, F. F. 2008b. **The contribution of ironstone outcrops to plant diversity in the Iron Quadrangle, a threatened Brazilian landscape**. AMBIO: A Journal of the Human Environment, 37(4), 324-326.

Jacobi, C. M., & Carmo, F. D. 2008^a. **Diversidade dos campos rupestres ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, MG**. Megadiversidade, 4(1-2), 24-32.

Jacobi, *et al.* 2007. **Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem**. Biodiversity and Conservation. 16(7), 2185-2200.

- Kabata-Pendias, A. 2001. **Trace elements in soils and plants**. CRC press.
- Kabata-Pendias, A. 2010. **Trace elements in soils and plants, 4th ed.** London, New York: Taylor & Francis.
- Kabata-Pendias, A. 2011. **Trace elements in soils and plants, 4th ed.** London, New York: Taylor & Francis.
- Lacaz, F. A. D. C.; Porto, M. F. D. S. & Pinheiro, T. M. M. 2017. **Tragédias brasileiras contemporâneas: o caso do rompimento da barragem de rejeitos de Fundão/Samarco**. Revista brasileira de saúde ocupacional, 42.
- Landim, S.N.T. & Sánchez, L.E. 2012. **The contents and scope of environmental impact statements: how do they evolve over time?**. Impact Assessment and Project Appraisal., 30:217-228.
- Larcher, W. 2000. **Ecofisiologia Vegetal**. Ed. Rima Artes e Textos, São Carlos – SP.
- Laurino, B. I.; Preto, C. T. D. J. O.; Junior, C. D. P. F. 2020. **Análise do acidente em Brumadinho/Minas Gerais**. Brazilian Journal of Natural Sciences, 3(1), 231-231.
- Legislação de Sudafrica. 2004 – 2016. **Regulations relating to Maximum Levels for Metals in Foodstuffs**.
- Li, *et al.* 2007. **Heavy metal concentrations in soils and plant accumulation in a restored manganese mineland in Guangxi, South China**. Environmental Pollution., 147:168-175.
- Li, *et al.* 2015. **Meta-analysis of the copper, zinc, and cadmium absorption capacities of aquatic plants in heavy metal-polluted water**. International journal of environmental research and public health, 12(12), 14958-14973.
- Lin *et al.* 2018. **Assessing the potential of biochar and aged biochar to alleviate aluminum toxicity in an acid soil for achieving cabbage productivity**. Ecotoxicology and Environmental Safety, 161, 290-295.
- Lin, *et al.* 2012. **Hyperaccumulation of zinc by *Cordalis davidii* in Zn polluted soils**. 86(8): 837-42p.
- Lobato, E., & de SOUSA, D. M. G. 2004. **Cerrado: correção do solo e adubação**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004.
- Machado *et al.* 2013. **Growing *Eremanthus erythropappus* in crushed laterite: A promising alternative to topsoil for bauxite-mine revegetation**. Journal of Environmental Management, 129, 149-156.
- Machado, I.F. & Figueirôa, S.F.M. 2001. **500 years of mining in Brazil: a brief review**. Resources Policy., 27:9-24.
- Machado, N.A.M. 2011. **Metodologias alternativas para Facilitação da restauração de áreas de canga degradadas pela extração de bauxita**. Tese de mestrado. Contribuições à Ciências da Terra nº 297, UFOP, Ouro Preto, MG.

Malavolta *et al.* 1997. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2.ed. Piracicaba: POTAFOS, 319p.

Mapanda, *et al.* 2007. **Uptake of heavy metals by vegetables irrigated using wastewater and the subsequent risks in Harare, Zimbabwe**. *Physics and Chemistry of the Earth*. 32: 1399–1405.

Marchiol *et al.* 2004. **Reclamation of polluted soil: phytoremediation potential of crop-related Brassica species**. *Water, Air, and Soil Pollution*, 158(1), 345-356.

Marciel *et al.* 2016. **Plantas de cobertura de solo e agricultura sustentável: espécies, matéria seca e ciclagem de carbono e nitrogênio**. In: Tiecher T (ed) Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: práticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da água. UFRGS, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, pp7-22

Marques *et al.* 2000. **Crescimento e teor de metais de mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metais pesados**. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 35:121-132.

Mcbride, M.B. 1994. **Environmental chemistry of soils**. Oxford University Press, New York.

Mcgrath, S.P. 1998. **Phytoextraction for soil remediation**. In: BROOKS, R.R. (Ed.) *Plants that hyperaccumulate heavy metals*. Wallingford, CAB International, 261p.

Mentha x villosa alopecuroides. **Plants For a Future**. Disponível em: < <https://pfaf.org/user/Plant.aspx?LatinName=Mentha+x+villosa+alopecuroides> >. Acesso em: 13 de março de 2021.

Messias, *et al.* 2011. **Life-form spectra of quartzite and itabirite rocky outcrop sites, Minas Gerais, Brazil**. *Biota Neotropica*, 11(2), 255-268.

Messias, *et al.* 2012. **Fitossociologia de campos rupestres quartzíticos e ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais**. *Acta Botanica Brasilica*, 26(1), 230-242.

Moreti *et al.* 2007. **Atributos químicos de um Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de preparo, adubações e plantas de cobertura**. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31, 167-175.

Musa x 43rígida43os43 – L. **Plants For a Future**. Disponível em: < <https://pfaf.org/User/Plant.aspx?LatinName=Musa+x+43rígida43os43> >. Acesso em: 13 de março de 2021

Nabi *et al.* 2020. **Intimidating Effects of Heavy Metals on Mentha Species and Their Mitigation Using Scientific Approaches**. In: Naeem M., Ansari A., Gill S. (eds) *Contaminants in Agriculture*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-41552-5_15.

Natasha *et al.* 2020. **A multivariate analysis of comparative effects of heavy metals on cellular biomarkers of phytoremediation using Brassica oleracea**. *International Journal of Phytoremediation*, 22(6), 617-627.

Nishiyamamoto, E. L. *et al.* 2013. **Caracterização geoquímica de Latossolos do Quadrilátero Ferrífero, MG**. *Anais XIV Congresso Brasileiro de Geoquímica*.

- Passos, J.A.L. 2004. **Avaliação da transferência de metais pesados no sistema solo-planta e o seu desenvolvimento: estudo de caso do lodo da Cetrel**. Tese de Mestrado. Universidade Federal da Bahia. 115 pp.
- Peralta-Videa, J. R. *et al.* 2009. **The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: implications for the food chain**. The international journal of biochemistry & cell biology, 41(8-9), 1665-1677.
- Piacentini, T. 2008. **A Formação Ferrífera Da Formação Puga: avaliação regional dos recursos da Serra da Bodoquena, MS**. Universidade de São Paulo. São Paulo, Tese de Mestrado, 106p.
- Pietrangelo, A. 2016. **Mechanisms of iron hepatotoxicity**. Journal of Hepatology, v. 65, p. 226–227.
- PPI - Potash & Phosphate Institute. 1978. **Soil fertility manual**. PPI Research and Education, Atlanta, Geórgia, EUA. 88 p.
- Prado, I. G. O. *et al.* 2019. **Revegetation process increases the diversity of total and arbuscular mycorrhizal fungi in areas affected by the Fundão dam failure in Mariana, Brazil**. Applied soil ecology, 141, 84-95.
- Prado-Filho, J.F. & Souza, M.P. 2004. **O licenciamento ambiental da mineração no Quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais: uma análise da implementação de medidas de controle ambiental formuladas em EIAs/RIMAs**. Engenharia Sanitaria e Ambiental., 9:343-349.
- Proenza J.A. 2015. **Mineralogía y geoquímica de Ni, Co, EGP, Sc, REE en yacimientos lateríticos**. Revista de la sociedad española de mineralogía., 20:3-9.
- R Core Team. 2013. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reeves, R. D. & Baker, A. J. M. 2000. **Metal-accumulating plants**. In RASKIN, I.; ENSLEY, B. D. (ed.) Phytoremediation of Toxic Metals: using plants to clean up the environment. John Wiley e Sons, New York, NY, 193-230p.
- Rehman *et al.* (2017). **Prevalence of exposure of heavy metals and their health consequences**. Journal of Cellular Biochemistry, 119(1), 157–184. Doi:10.1002/jcb.26234
- Rizwan *et al.* 2018. **Exploring the potential of microalgae for new biotechnology applications and beyond: a review**. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 92, 394-404.
- Ronquim, C. C. 2010. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**.
- RStudio Team. 2020. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL Disponível em: <http://www.rstudio.com/>.
- Ruchkys, Ú. & Machado, M. M. M. 2012. **Oficinas de sensibilização para conservação de sítios geológicos do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brasil**. Terrae Didactica, 8(1), 24-33.
- Santana, G. P. **Elemento-traço ou metal pesado**. Disponível em: < blog.clubedaquimica.com >. Acesso em: 23 de setembro de 2020.

Sarma, H. 2011. **Metal Hyperaccumulation in Plants: A Review Focusing on Phytoremediation Technology.** Journal of Environmental Science and Technology, 4: 118-138.

Scavroni *et al.* 2009. **Development of mint (*Mentha piperita* L.) grown on biosolids: evaluation of productivity and essential oil content.** Brazilian Archives of Biology and Technology, 52, 365-377.

Schaefer *et al.* 2008. **Solos desenvolvidos sobre canga ferruginosa no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais.** In: Jacobi CM, Stehman JR, Antonini Y, Carmo FF, Oliveira-Neves AC, Mourão FA, Silva ES, editors. Simpósio afloramentos ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero: biodiversidade, conservação e perspectivas de sustentabilidade. pp. 109-121.

Schaefer *et al.* 2015a. **Cenário histórico, quadro fisiográfico e estratégias para recuperação ambiental de Tecossolos nas áreas afetadas pelo rompimento da barragem do Fundão, Mariana, MG.** Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico da UFMG, 24(1-2).

Schaefer *et al.* 2015b. **Solos desenvolvidos sobre canga ferruginosa no Brasil: Uma revisão crítica e papel ecológico de termiteiros.** In: Carmo FF, Kamino LHY (eds) Geossistemas ferruginosos do Brasil: Áreas prioritárias para conservação da diversidade geológica e biológica, patrimônio cultural e serviços ambientais. 3i Editora, Belo Horizonte, pp77-102

Schaefer, *et al.* 2016. **Paisagens de lama: os tecossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da barragem ambiental, em Mariana.** Boletim Informativo da SBCS 42 (1), 18e23.

Schettini *et al.* 2018. **Exploring Al, Mn and Fe phytoextraction in 27 ferruginous rocky outcrops plant species.** Flora, 238, 175-182.

Schettini, A. T. 2015. **Espécies acumuladoras de metais influenciam a composição química do solo e a composição de espécies em campos ferruginosos?** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto, MG, Brasil. 164p.

Schmitt *et al.* 2021. **Physiological Responses of Beet and Cabbage Plants Exposed to Copper and their Potential Insertion in Human Food Chain.**

Sechium edule. **Plants For a Future.** Disponível em: < <https://pfaf.org/User/Plant.aspx?LatinName=Sechium+edule> >. Acesso em: 13 de março de 2021.

Sial *et al.* 2019. **Co-application of milk tea waste and NPK fertilizers to improve sandy soil biochemical properties and wheat growth.** Molecules, 24(3), 423.

Siegel, F. R. 2002. **Environmental geochemistry of potentially toxic metals.** Springer – Verlag, Berlin, Germany. 218p.

Silber, A. & Bar-Tal, A. 2008. **Nutrition of substrate-grown plants. Soilless culture: Theory and practice.** Elsevier, San Diego, CA, 291-339.

Silva *et al.* 2015. **O maior desastre ambiental brasileiro: de Mariana (MG) a Regência (ES).** Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico da UFMG, 24(1-2).

Simões. I. B. 2012. **Influência de actividades mineiras na acumulação de elementos traço em culturas utilizadas na alimentação humana: o estudo de caso de minas situadas na faixa piritosa ibérica.** Dissertação de Mestrado. Instituto Politécnico de Beja, Escola Superior Agrária de Beja. Portugal. 119p.

Soares *et al.* 2001. **Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco.** Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal, 13, 302-315.

Sobral *et al.* 2015. **Guia prático para interpretação de resultados de análises de solos.** Embrapa tabuleiros costeiros-documentos (infoteca-e).

Sobreira F. G. & Fonseca M.A. 2001. **Impactos físicos e sociais de antigas atividades de mineração em Ouro Preto, Brasil.** Geotecnia., 92:5-28.

Solanum lycopersicum – L. **Plants For a Future.** Disponível em: < <https://pfaf.org/user/Plant.aspx?LatinName=Solanum+lycopersicum> >. Acesso em: 13 de março de 2021.

Souza, M. R. F de. 2010. **Fitorremediação de solo contaminado por Metais Pesados.** Monografia. Centro Universitário Metodista Izabela Hendrix. Belo Horizonte, MG, Brasil. 30p.

Spier, C.A. *et al.* 2003. **Geologia e geoquímica das Minas de Ferro de Águas Claras e Pico, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brasil.** Miner Deposita 38, 751–774 (2003). <https://doi-org.ez28.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s00126-003-0371-2>.

Taiz, L. & Zeiger, E. 2013. **Fisiologia Vegetal.** 5.ed. Porto Alegre: Artmed.

Tanoi *et al.* 2005. **New technique to trace [15O] water uptake in a living plant with an imaging plate and a BGO detector system.** Journal of Radio analytical and Nuclear Chemistry, 263: 547–552p.

Thompson, *et al.* 2020. **Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River.** Science of The Total Environment.

Toyokuni, S. 2002. **Iron and carcinogenesis: from Fenton reaction to target genes.** Redox Report, v. 7, ed.4, p.189-197.

Trethowan *et al.* 2021. **Metal-rich soils increase tropical tree stoichiometric distinctiveness.** Plant and Soil, 461(1), 579-589.

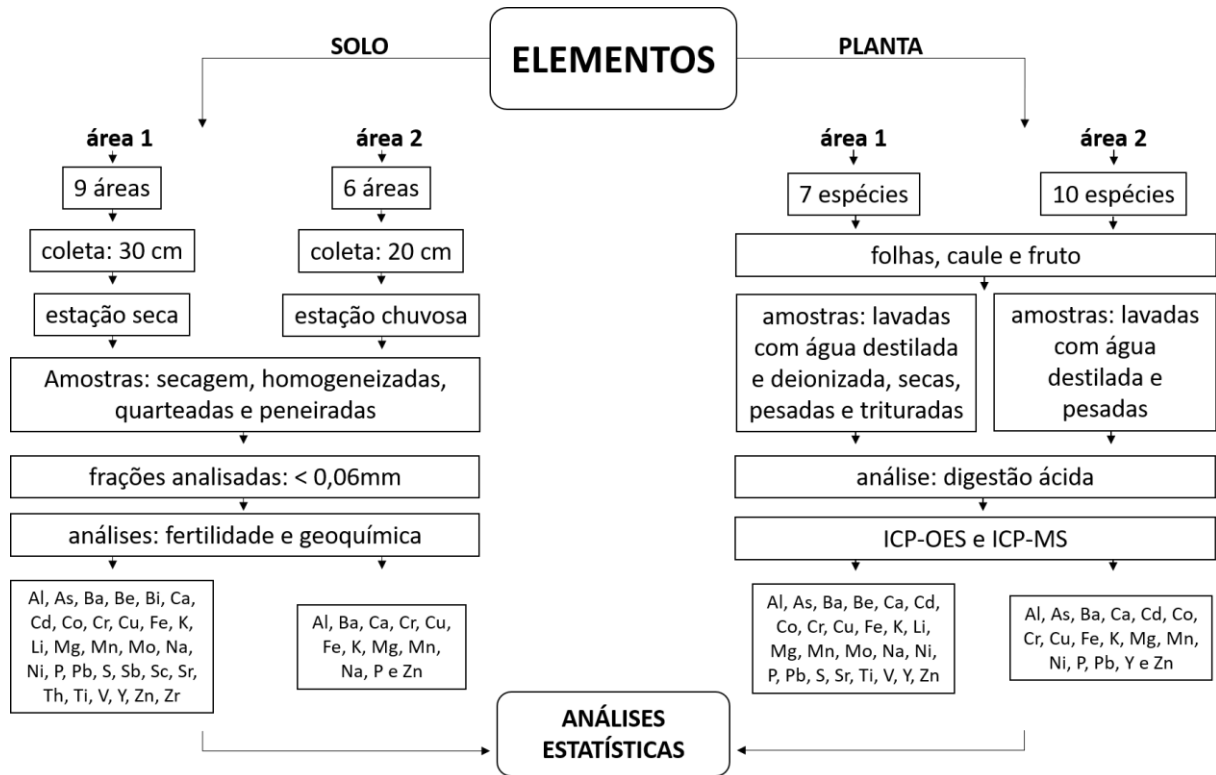
Trethowan *et al.* 2021. **Metal-rich soils increase tropical tree stoichiometric distinctiveness.** Plant and Soil, 461(1), 579-589.

Turan, M., & Esringu, A. 2007. **Phytoremediation based on canola (Brassica napus L.) and Indian mustard (Brassica juncea L.) planted on spiked soil by aliquot amount of Cd, Cu, Pb, and Zn.** Plant Soil and Environment, 53(1), 7.

Urriago-Ospina, L.M. 2019. **Manejo agroecológico de áreas sobre canga usando tecnologias e conhecimento tradicional.** 75 f. Dissertação (Mestrado em Evolução Crustal e Recursos Naturais) – Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2019.

- Urriago-Ospina, L.M. *et al.* 2020. **Traditional ecological knowledge in a ferruginous ecosystem management: lessons for diversifying land use.** *Environ Dev Sustain*, 23, 2092–2121. <https://doi-org.ez28.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10668-020-00665-6>.
- Vale, A. P. *et al.* 2015. **Phytochemical composition and antimicrobial properties of four varieties of Brassica oleracea sprouts.** *Food Control*. 55:248–256. doi: 10.1016/j.foodcont.2015.01.051.
- Vale, P. N. C. 2013. **Solo e topografia como condicionantes da distribuição da vegetação em fitofisionomias campestre e florestal em contato direto na serra da 47^ªrigida, ouro preto, mg.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto, MG, Brasil. 80p.
- Valim *et al* 2013. **Litterfall dynamics in a iron-rich rock outcrop complex in the southeastern portion of the Iron Quadrangle of Brazil.** *Acta Botanica Brasilica*, 27(2), 286-293.
- Van der Putten, 2013. **Plant–soil feedbacks: the past, the present and future challenges.** *Journal of Ecology*, 101(2), 265-276.
- Venkateswarlu *et al.* 2016. **Abandoned metalliferous mines: ecological impacts and potential approaches for reclamation.** *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 15(2), 327-354.
- Villar, M. L. P. 2007. **Manual de interpretação de análise de plantas e solos e recomendação de adubação.** Cuiabá: EMPAER-MT. 182 p. (EMPAER-MT, Série Documentos, 35).
- Vincent, R.C. 2004. **Florística, fitossociologia e relações entre a vegetação e o solo em áreas de campos ferruginosos no quadrilátero ferrífero, Minas Gerais.** Universidade de São Paulo, São Paulo, Tese de Doutorado, 145p.
- Wang *et al.* 2002. **Studies in China on ingestion and organ content of trace element of importance in radiological protection.** *Food and Nutrition Bulletin* 23, 217-221. <https://doi.org/10.1177/15648265020233S143>
- Watanabe, M. E. 1997. **Phytoremediation on the brink of commercialization.** *Environmental Science and Technology*, vol. 31: 182-186p.
- WHO - World Health Organization. 2007. **WHO guidelines for assessing quality of herbal medicines with reference to contaminants and residues.** World health organization.
- Zago *et al.* 2019. **Strategy for phytomanagement in an area affected by iron ore dam rupture: A study case in Minas Gerais State, Brazil.** *Environmental pollution*, 249, 1029-1037.
- Zeitouni. C. F. 2003. **Eficiência de espécies vegetais como fitoextratoras de cádmio, chumbo, cobre, níquel e zinco de um latossolo vermelho amarelo distrófico.** Dissertação de Mestrado. Instituto Agrônômico. Campinas. São Paulo. 103p.
- Zemiani *et al.* 2021. **Tolerance of Mentha crispa L.(garden mint) cultivated in cadmium-contaminated oxisol.** *Environmental Science and Pollution Research*, 28(31), 42107-42120.
- Zgorelec *et al.* 2019. **Comparison of two different CEC determination methods regarding the soil properties.** *Agriculturae Conspectus Scientificus*, 84(2), 151-158.

APÊNDICE A – Fluxograma representando a metodologia utilizada no trabalho de Ospina (2019) e Ferreira (2020) para identificação dos elementos nos solos e nas plantas.



Fonte: Urriago-Ospina, 2019, adaptado; Ferreira, 2021, adaptado; Autora, 2021.

Parâmetros químicos e físicos do solo

APÊNDICE B – Características físicas (textura) e químicas [pH, capacidade de troca catiônica (CTC), matéria orgânica (MO), acidez (H+Al) e soma das bases trocáveis (SB)], índice de saturação de bases (V) dos substratos avaliados nas áreas. O Morro da Queimada são os pontos situados na primeira área, solo metalífero natural. Barra Longa, Paracatu de Cima e de Baixo e Gesteira (BL, PC, PB e GT, respectivamente) são os pontos da área 2, tecnossolos advindos do rejeito da barragem de Fundão e solo adjacente a esses tecnossolos.

Área	Tratamento	Cod	Textura	pH	P (mg/dm ³)	K (mg/dm ³)	Ca ⁺ (cmol _c /dm ³)	Mg ²⁺ (cmol _c /dm ³)	Al ²⁺ (cmol _c /dm ³)	H ⁺ A ₁ (cmol _c /dm ³)	SB (cmol _c /dm ³)	CTC (cmol _c /dm ³)	V (%)	MO (dag/kg = %)
MQ	COB	1	Are.	7.97	190	90.1	10.6	1.14	0.02	0.97	12	12.2	93	3.67
MQ	ORG	1	Are.	7.77	445	155.2	11.4	1.28	0.02	0.97	13.1	12.2	93.4	5.96
MQ	EST	1	Are.	7.53	341	79.5	7.24	1.05	0.03	0.97	8.49	12.2	87.9	6
BL	AF	2	Fran-Are	7.23	65	174	12.04	2.22	0	0.3	14.71	15.01	98	3.22
BL	NAF	3	Arg	7.07	148	719	10.65	5.25	0	1.1	17.14	18.84	94.2	7.14
PC	AF	2	Fran-Arg/Ar e	7.18	42	217	4.8	0.93	0	0.6	6.29	6.89	91.3	2.24
PC	NAF	3	Fran-Arg/Ar e	6.89	255	591	10.64	5.22	0	1.8	17.38	19.18	90.6	8.4
GT	AF	2	Arg/Ar e	7.6	63	541	7.99	2.25	0	0	11.63	11.63	100	2.94
GT	NAF	3	Fran-Are	7.58	450	611	9.31	1.89	0	0	12.77	12.77	100	2.94

Fonte: Urriago-Ospina, 2019, adaptado; Ferreira, 2021, adaptado; Autora, 2021.

APÊNDICE C – MANOVA das características físicas (textura) e químicas [pH, capacidade de troca catiônica (CTC), matéria orgânica (MO), acidez (H+Al) e soma das bases trocáveis (SB)], e do índice de saturação de base (V) dos substratos avaliados nos solos metalíferos naturais, afetados e não afetados pelo rejeito da barragem de Fundão. A média (μ) e os erros padrão (SE_{\pm}) também são mostrados para cada tratamento.

Response variable	p-value	Df	Test F	Afetado		Natural		Não Afetado	
				μ	SE_{\pm}	μ	SE_{\pm}	μ	SE_{\pm}
pH	0.09	12	3.49	7.33	0.13	7.75	0.12	7.18	0.20
P	0.05*	12	4.70	56.66	7.35	325.33	74.02	284.33	88.40
K	0.005*	12	13.90	310.66	115.83	108.26	23.66	640.33	39.75
Ca	0.63	12	0.48	8.27	2.09	9.74	1.27	10.20	0.44
Mg ²⁺	0.05*	12	5.07	1.80	0.43	1.15	0.06	4.12	1.11
H+Al ²⁺	0.30	12	1.46	0.30	0.17	0.97	0.00	0.96	0.52
SB	0.19	8	2.19	10.87	2.45	11.19	1.39	15.76	1.49
CTC	0.13	8	2.85	11.17	2.35	12.20	0.00	16.93	2.08
V	0.38	8	1.12	96.43	2.63	91.43	1.77	94.93	2.73
MO	0.15	8	2.64	2.80	0.29	5.21	0.77	6.16	1.65

Fonte: Urriago-Ospina, 2019, adaptado; Ferreira, 2021, adaptado; Autora, 2021.

APÊNDICE D – Manova das características físicas (textura) e químicas (pH, capacidade de troca catiônica (CTC), matéria orgânica (MO), acidez (H+Al) e soma das bases trocáveis (SB)), índice de saturação de base (V) dos substratos avaliados nos solos metalífero natural e tecnossolos. A média (μ) e os erros padrão (SE_{\pm}) também são mostrados para cada tratamento.

Response variable	p-value	Df	Test F	Afetado		Natural	
				μ	SE_{\pm}	μ	SE_{\pm}
pH	0.08	2	5.23	7.33	0.13	7.75	0.12
P	0.02*	2	13.04	56.66	7.35	325.33	74.02
K	0.16	2	2.93	310.66	115.83	108.26	23.66
Ca	0.58	2	0.35	8.27	2.09	9.74	1.27
Mg ²⁺	0.21	2	2.13	1.80	0.43	1.15	0.06
H+Al ²⁺	0.01*	2	14.96	0.30	7.35	0.97	74.02
SB	0.91	2	0.01	10.87	2.45	11.19	1.39
CTC	0.68	2	0.18	11.17	2.35	12.20	0.00
V	0.19	2	2.48	96.43	2.63	91.43	1.77
MO	0.04*	2	8.56	2.80	0.29	5.21	0.77

Fonte: Urriago-Ospina, 2019, adaptado; Ferreira, 2021, adaptado; Autora, 2021.

APÊNDICE E – MANOVA das concentrações dos elementos essenciais e não essenciais presente nos solos entre as duas áreas: metalíferos naturais, afetados pelo rejeito da barragem de Fundão (tecnossolo) e não afetado. A média (μ) e os erros padrão (SE_{\pm}) também são mostrados para cada tratamento.

Response variable	p-value	Df	Test F	Afetado		Natural		Não Afetado	
				μ	SE_{\pm}	μ	SE_{\pm}	μ	SE_{\pm}
Ca	0.42	12	0.91	3797.71	1381.54	12057.67	3478.31	9655.18	4635.81
K	0.55	12	0.61	3881.23	757.49	12670.07	4718.78	9177.18	4606.81
Mg	0.04*	12	4.21	1446.71	540.96	5464.48	824.26	3155.21	1068.82
P	0.005*	12	8.41	636.62	138.28	1436.26	137.51	1862.39	191.86
S	0.04*	12	3.98	185.97	51.34	397.55	92.83	532.20	55.89
Cu	0.18	12	1.97	18.61	6.38	34.46	6.50	39.45	7.57
Fe	3.2e ⁻⁵ *	12	27.64	116458.15	27377.27	413286.73	34181.16	41456.63	9537.09
Mn	0.0003*	12	9.36	701.66	94.26	1515.64	136.11	979.40	186.69
Na	0.61	12	0.51	761.60	532.24	1343.65	356.77	829.64	555.29
Zn	0.68	12	0.38	45.88	7.59	412.37	288.13	132.08	31.74
Al	0.11	12	2.66	65183.59	12659.31	43103.17	9563.69	79852.43	5717.10
Ba	0.08	12	3.05	171.93	35.35	211.42	77.77	465.88	101.06
Be	0.88	12	0.12	1.24	0.26	1.22	0.48	1.50	0.36
Cr	0.44	12	0.85	60.91	21.40	116.96	34.28	54.96	12.49
Ni	0.91	12	0.08	24.93	4.60	22.04	5.61	22.55	5.28
Sc	0.87	12	0.13	8.6	3.07	8.30	3.07	11.63	3.15
Sr	0.29	12	1.33	36.29	14.02	66.09	29.60	108.87	27.89
Th	0.20	12	1.86						
Ti	0.36	12	1.09	3962.42	867.78	3171.97	1111.10	5290.40	1477.78
V	0.90	12	0.10	75.56	25.98	77.13	26.31	90.40	17.33
Y	0.24	12	1.58	11.81	5.14	9.69	2.00	18.13	4.40
Zr	0.0003*	12	16.57	181.96	20.23	84.21	34.13	290.17	20.23

Fonte: Urriago-Ospina, 2019, adaptado; Ferreira, 2021, adaptado; Autora, 2021.

Interação solo-planta e a capacidade de bioacumulação

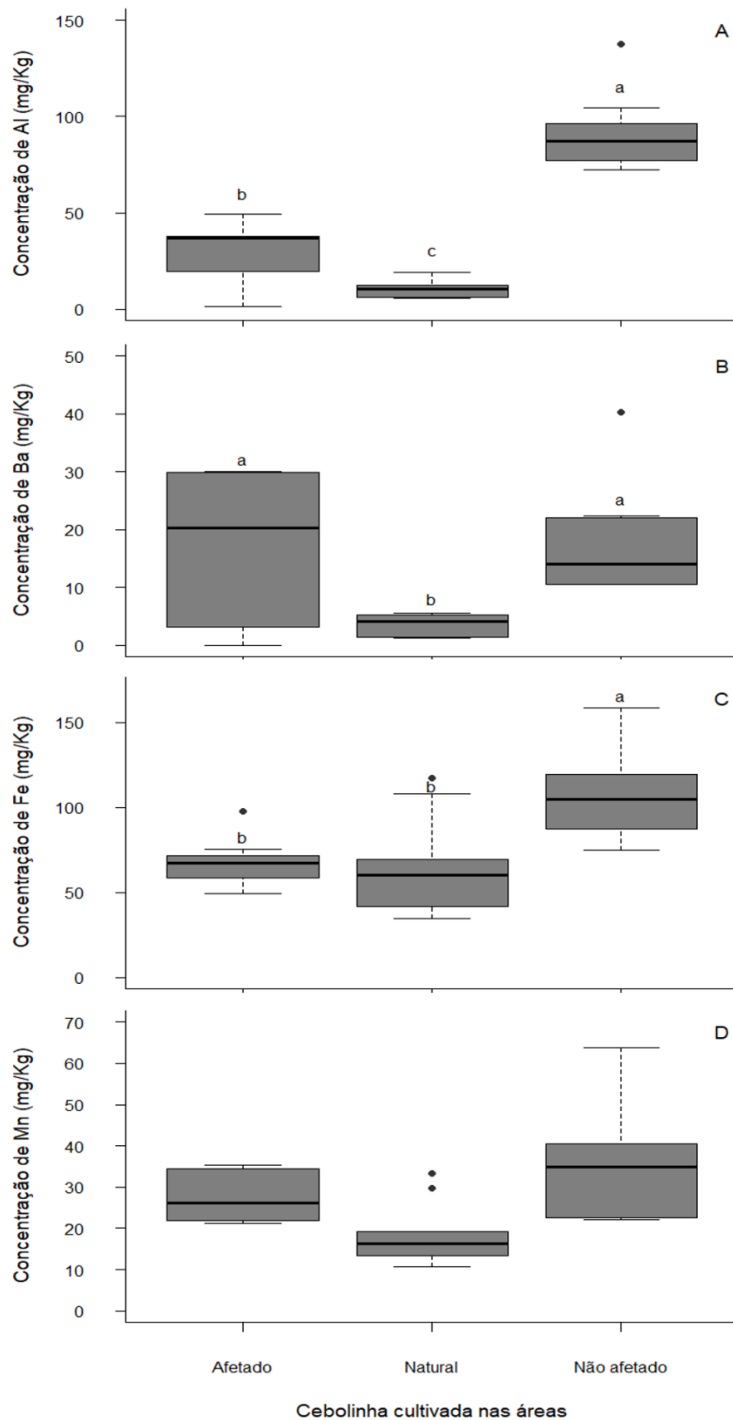
APÊNDICE F – MANOVA das concentrações de elementos essenciais e não essenciais encontrados nas espécies de cebolinha (*Allium fistulosum* L.), couve (*Brassica oleracea* L.) e Hortelã (*Mentha x villosa* Huds) cultivadas nas áreas de solos metalíferos naturais, afetadas e não-afetadas pelo rejeito da barragem de Fundão. A média (μ) e os erros padrão (SE_{\pm}) também são mostrados para cada tratamento.

Response variable	p-value	Df	Test F	Afetado		Natural		Não Afetado	
				μ	SE_{\pm}	μ	SE_{\pm}	μ	SE_{\pm}
Cebolinha (<i>Allium fistulosum</i> L.)									
Ca	0.01*	24	5.04	6724.04	845.54	10805.11	1211.82	8105.61	615.62
K	0.01*	24	5.27	32813.44	4272.43	29540.91	2657.56	45325.83	3766.19
Mg	0.0006*	24	10.09	3686.96	261.77	2634.75	276.63	4726.99	424.60
P	0.35	24	1.09	5523.25	855.98	5083.18	254.71	6325.85	539.28
Cu	0.24	24	1.49	13.03	6.14	4.29	0.50	7.60	0.96
Fe	0.003*	24	7.42	67.20	4.83	66.03	9.71	104.93	8.95
Mn	0.002*	24	7.47	27.55	1.97	18.40	2.65	35.79	4.40
Zn	0.8	24	0.21	44.63	6.77	57.00	21.08	48.28	8.39
Al	7.4e ⁻¹¹ *	24	71.77	28.61	5.19	10.30	1.49	91.10	6.76
Ba	0,003*	24	7.13	17.37	4.11	3.45	0.61	17.61	4.11
As	5.7e ⁻⁵ *	24	15.08	0.05	0.003	1.86	0.46	0.07	0.01
Cd	0.48	24	0.74	0.01	0.002	0.07	0.05	0.05	0.01
Co	0.01*	24	4.88	0.07	0.004	0.04	0.002	0.07	0.01
Cr	0.0008*	24	9.66	0.53	0.03	0.22	0.01	0.6	0.1
Ni	0.57	24	0.57	0.37	0.01	0.53	0.18	0.41	0.06
Pb	0.001*	24	5.25	0.08	0.005	0.05	0.01	0.21	0.06
Couve (<i>Brassica oleracea</i> L.)									
Ca	0.15	24	2	24827.75	4935.66	33622.17	2240.57	33622.17	344.48
K	0.01*	24	5.04	39311.26	2894.86	31935.54	3719.31	44542.16	1273.16
Mg	0.02*	24	4.53	4745.43	300.52	4411.58	449.99	6311.24	622.77
P	0.003*	24	7.02	6397.23	557.39	4393.10	332.73	5980.59	236.55
Cu	0.1	24	2.54	2.00	0.04	1.47	0.25	2.01	0.09
Fe	0.29	24	1.29	57.05	1.30	77.54	17.98	78.83	4.63
Mn	0.52	24	0.66	35.53	0.76	33.37	2.07	33.25	1.58
Zn	0.03*	24	4.00	26.12	0.69	38.97	6.37	24.55	2.41
Al	0.01*	24	4.90	21.93	2.69	16.66	4.90	39.25	7.35
Ba	0.0006*	24	10.02	37.97	3.27	20.33	5.04	61.13	9.44
As	2.5e ⁻⁷ *	24	30.49	0.16	0.02	0.71	0.1	0.07	0.02
Cd	0.33	24	1.14	0.02	0.007	0.03	0.004	0.04	0.007
Co	0.02*	24	4.55	0.15	0.02	0.08	0.01	0.14	0.008
Cr	5.7e ⁻⁵ *	24	15.08	0.41	0.03	0.18	0.03	0.39	0.01
Ni	0.002*	24	7.70	0.36	0.03	0.53	0.05	0.33	0.01
Pb	0.87	24	0.13	0.07	0.01	0.09	0.03	0.09	0.008
Hortelã (<i>Mentha x villosa</i> Huds)									

Ca	1e ⁻⁸ *	24	43.27	9175.86	153.25	20739.02	1142.33	10341.08	1217.18
K	0.15	24	1.98	33057.69	1233.63	34520.51	3219.22	28788.64	1242.74
Mg	6.7e ⁻⁵ *	24	14.70	3185.73	335.21	5429.48	341.46	3761.92	219.18
P	0.007*	24	6.05	3803.10	266.73	5039.42	422.67	3743.20	124.56
Cu	0.002*	24	8.02	8.78	0.38	13.80	1.69	8.54	0.52
Fe	0.002*	24	7.55	312.11	55.75	2091.03	577.00	603.42	159.30
Mn	0.97	24	0.02	55.33	5.99	55.52	5.95	57.12	7.59
Zn	0.0003*	24	11.38	31.65	0.84	53.38	6.60	29.89	0.87
Al	0.03*	24	3.73	325.74	85.47	274.31	56.40	833.41	257.14
Ba	0.77	24	0.25	30.14	2.79	29.11	6.23	26.22	1.44
As	5.1e ⁻⁶ *	24	21.08	0.15	0.02	5.56	1.18	0.11	0.02
Cd	0.17	24	1.85	0.01	0	0.02	0.008	0.01	0.006
Co	0.8	24	0.21	0.13	0.008	0.14	0.02	0.15	0.02
Cr	0.18	24	1.79	0.74	0.12	1.29	0.25	1.22	0.26
Ni	0.35	24	1.08	0.66	0.03	0.92	0.15	0.88	0.16
Pb	0.001*	24	8.93	0.28	0.02	1.05	0.22	0.39	0.08

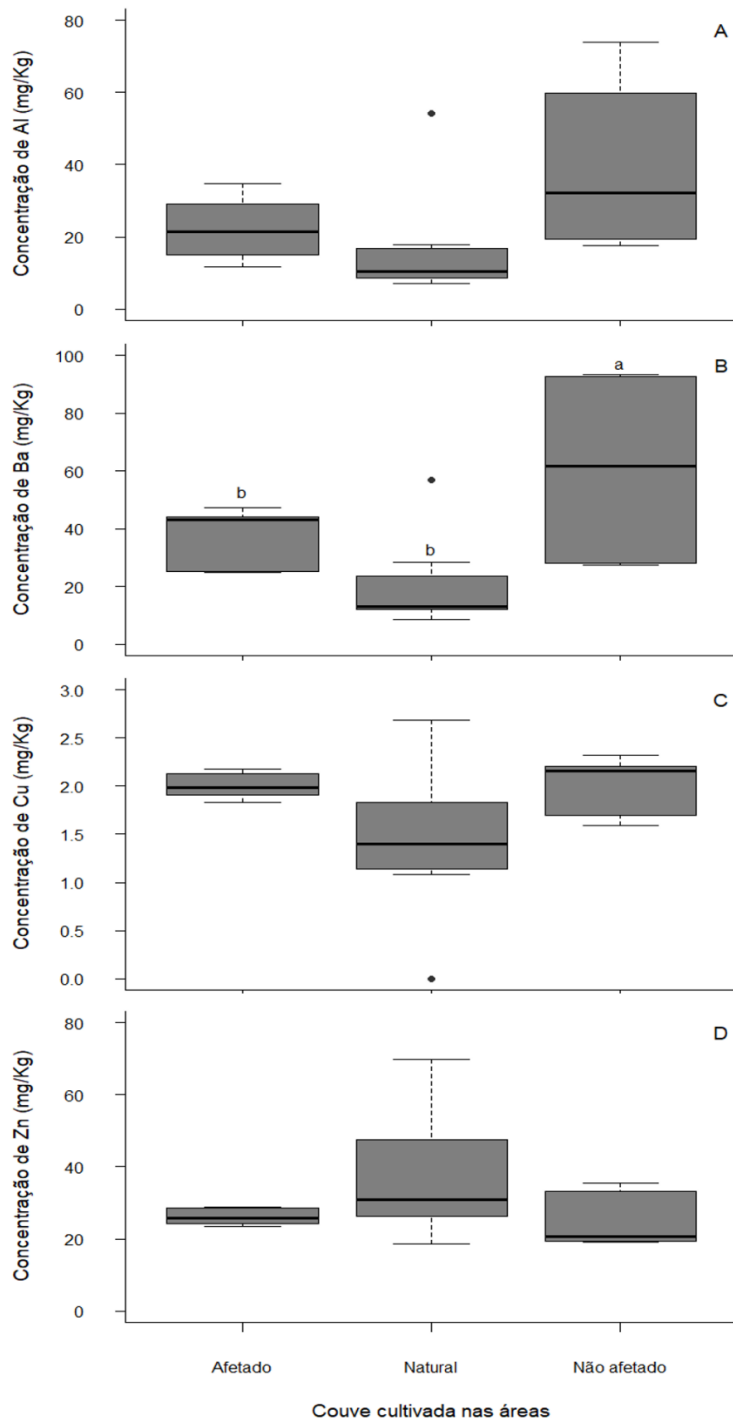
Fonte: Urriago-Ospina, 2019, adaptado; Ferreira, 2021, adaptado; Autora, 2021.

APÊNDICE G – Boxplot representando as concentrações de elementos essenciais e não essenciais encontrados nas espécies de cebolinha (*Allium fistulosum* L.), cultivadas em áreas afetadas, solos metalíferos naturais e não afetadas. A: Alumínio (Al), B: bário (Ba), C: ferro (Fe) e D: manganês (Mn). Diferentes letras indicam diferenças significativas entre as médias ($p < 0,05$).



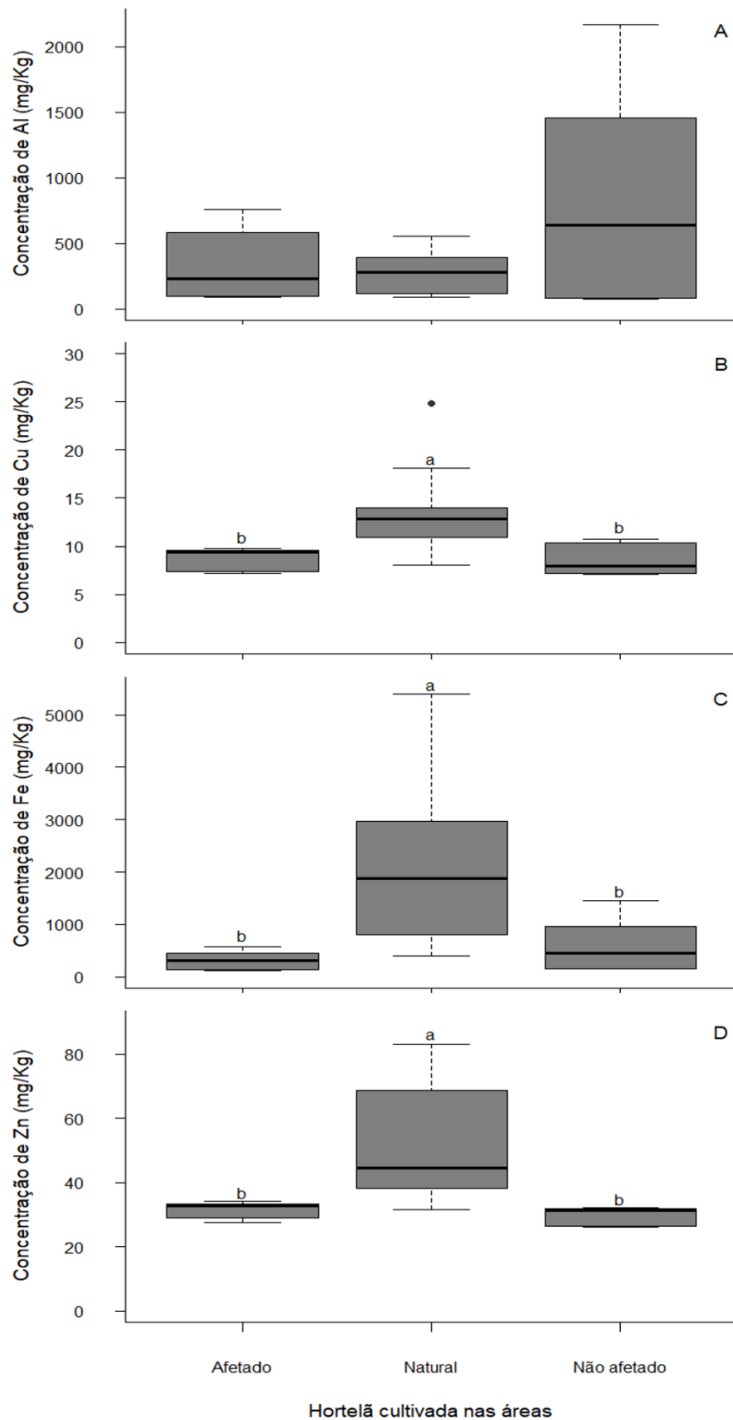
Fonte: Autora, 2021.

APÊNDICE H – Boxplot representando as concentrações de elementos essenciais e não essenciais encontrados nas espécies de couve (*Brassica oleracea* L.) cultivadas em áreas afetadas, solos metalíferos naturais e não afetadas. A: alumínio (Al), B: bário (Ba), C: cobre (Cu) e D: zinco (Zn). Diferentes letras indicam diferenças significativas entre as médias ($p < 0,05$).



Fonte: Autora, 2021.

APÊNDICE I – Boxplot representando as concentrações de elementos essenciais e não essenciais encontrados nas espécies de e Hortelã (*Mentha x villosa* Huds) cultivadas em áreas afetadas, solos metalíferos naturais e não afetadas. A: alumínio (Al), B: cobre (Cu), C: ferro (Fe) e D: zinco (Zn). Diferentes letras indicam diferenças significativas entre as médias ($p < 0,05$).



Fonte: Autora, 2021.

ANEXO I - Referências dos teores médios mundiais dos latossolos de Minas Gerais e do Quadrilátero Ferrífero de elementos encontrados no solo. Os valores estão em mg/Kg-1.

Metais	Teor Médio em solo Mundial	Teor Médio em Latossolos MG	Teor Médio em Latossolos do QF
Al	70000b	113010c	57378,62d
As	6,83a	9,17c	29,78d
Ba	460a	174,31c	93,72d
Ca	15000b	-	2789,89d
Cr	59,5a	161,88c	174,33d
Cu	38,9a	74,7c	35,32d
Fe	40000b	79070c	105887,3d
K	14000b	-	1417,71d
Mg	5000b	-	2647,81d
Mn	488a	387,5c	2748,63d
Na	5000b	-	80,54d
Ni	29a	46,65c	47,58d
P	800b	-	407,19d
Pb	27a	1,04c	24,25d
S	700b	-	208,22d
Sc	11,7a	-	5,15d
Sr	175a	-	9,02d
Ti	7038a	-	663,28d
V	129a	-	126,81d
Y	23a	-	10,66d
Zn	70a	35,31c	59,92d
Zr	267a	-	17,1d

Fonte: a) Kabata-Pendias (2011), b) Larcher (2000), c) Caires (2009), d) Nishiyamamoto (2013).

ANEXO II – Referências dos teores ponderados normais e fitotóxicos dos elementos essenciais e não essenciais em folhas comumente encontrados em plantas superiores em substratos sem contaminação. Os valores estão em mg/Kg⁻¹.

Metais	Teor Normal em Folhas	Teor tóxico em folhas
Al	40 – 500b	-
Ba	2 – 13a	500a
Ca	400 - 15000b	-
Cu	5 – 30a	20 – 100a
Cr	0,1 - 0,5a	5 - 30a
Fe	2 - 700b	-
K	1000 – 70000b	-
Mg	700 - 9000b	-
Mn	30 – 300a	400 – 1000a
Na	20 – 1500b	-
Ni	0,1 – 5a	10 - 100a
P	100 - 10000b	-
S	600 - 9000b	-
Sr	3 – 400b	-
Ti	0,15 – 80a	50 – 200a
Zn	27 – 150a	100 – 400a

Fonte: a: Larcher (2000); b: Kabata-Pendias (2011).

ANEXO III – Referências dos teores de concentração dos elementos essenciais e não essenciais encontrados em plantas superiores em substratos sem contaminação. Os valores estão em mg/Kg-1.

Elementos	Faixa de Concentração	Referências
Macronutrientes		
Ca	1000 - 60000	Marschner (1986), Epstein & Bloom (2006)
K	100 – 80000	Larcher (2000), Epstein & Bloom (2006)
Mg	500 - 10000	Epstein & Bloom (2006)
P	100 - 10000	Larcher (2000)
S	600 - 15000	Larcher (2000), Epstein & Bloom (2006)
Micronutrientes		
Cu	2 – 50	Epstein & Bloom (2006)
Fe	2 - 1000	Larcher (2000), Kabata-Pendias & Pendias (2001)
Mn	3 – 1000	Larcher (2000), Epstein & Bloom (2006)
Zn	1 – 400	Larcher (2000)
Elementos não essenciais		
Al	40 – 500	Larcher (2000)
Ba	1 – 98	Kabata-Pendias & Pendias (2001)
Cr	0,02 - 1	Kabata-Pendias & Pendias (2001), Shaw <i>et al</i> (2004)
Na	20 – 1500	Larcher (2000)
Pb	0,1 – 20	Larcher (2000), Kabata-Pendias & Pendias (2001)
Sr	3 – 400	Larcher (2000)
Ti	0,15 – 80	Kabata-Pendias & Pendias (2001)
V	0,0005 – 2,7	Kabata-Pendias & Pendias (2001)
Y	0,01 – 3,5	Kabata-Pendias & Pendias (2001)