

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL  
CAMPUS LONDRINA E APUCARANA**

**ANA FLÁVIA BILMAYER**

**AVALIAÇÃO DO DESENVOLVIMENTO DE *Mentha crisper* L.  
CULTIVADA EM LATOSSOLO VERMELHO CONTAMINADO COM  
ZINCO**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**LONDRINA  
2020**

**ANA FLÁVIA BILMAYER**

**AVALIAÇÃO DO DESENVOLVIMENTO DE *Mentha crisper* L.  
CULTIVADA EM LATOSSOLO VERMELHO CONTAMINADO COM  
ZINCO**

Dissertação de mestrado apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Campus Londrina e Apucarana.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dra. Alessandra Furtado da Silva.

Co-orientador: Prof. Dr. Marcelo Hidehausa Anami.

**LONDRINA**

**2020**

## TERMO DE LICENCIAMENTO

Esta Dissertação está licenciada sob uma Licença Creative Commons *atribuição uso não-comercial/compartilhamento sob a mesma licença 4.0 Brasil*. Para ver uma cópia desta licença, visite o endereço <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/> ou envie uma carta para Creative Commons, 171 Second Street, Suite 300, San Francisco, Califórnia 94105, USA.



Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Biblioteca UTFPR - Câmpus Londrina

B596a Bilmayer, Ana Flávia

Avaliação do desenvolvimento de *Mentha crisper* L. cultivada em latossolo vermelho contaminado com zinco / Ana Flávia Bilmayer. – Londrina: [s.n.], 2020.  
82 f. : il.; 30 cm.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Alessandra Furtado da Silva  
Coorientador: Prof. Dr. Marcelo Hidehausa Anami  
Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Londrina, 2020.  
Bibliografia: f. 72-81

1. Solo - Contaminação. 2. Latossolo. 3. Hortelã. I. Silva, Alessandra Furtado da, orient. II. Anami, Marcelo Hidehausa, coorient. III. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. IV. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. V. Título.

CDD: 628

Ficha catalográfica elaborada por Simone Cristina Menolli – CRB 9/1500



**Ministério da Educação**  
**Universidade Tecnológica Federal do Paraná**  
Pró-Reitora de Pesquisa e Pós-Graduação  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental  
Câmpus Londrina e Apucarana



## **TERMO DE APROVAÇÃO**

### **AVALIAÇÃO DO DESENVOLVIMENTO DE *Mentha crispata* L. CULTIVADA EM LATOSSOLO VERMELHO CONTAMINADO COM ZINCO**

por

**ANA FLÁVIA BILMAYER**

Dissertação de Mestrado apresentada no dia 28 de fevereiro de 2020, como requisito parcial para a obtenção do título de MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Câmpus Londrina e Apucarana, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. A mestranda foi arguida pela Banca Examinadora composta pelos membros abaixo assinados. Após avaliação da Dissertação, a Banca Examinadora considerou a Dissertação APROVADA.

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Alessandra Furtado da Silva – Orientadora  
(UTFPR – Câmpus Londrina)

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Letícia Malta Costa – Membro Titular  
(Universidade Federal de Minas Gerais)

---

Prof. Dr. Jorge Alberto Martins – Membro Titular  
(UTFPR – Câmpus Londrina)

---

Prof. Dr. Alesandro Bail  
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

O Termo de Aprovação assinado encontra-se na Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA.

## AGRADECIMENTOS

À Deus e a Nossa Senhora Aparecida por semearem minha fé, guiarem meus passos sempre pelo caminho do bem, da verdade e da vida. *“Entrega o teu caminho ao Senhor, confia Nele, e Ele o fará”* (Salmos 37:6).

Aos meus pais, Aldir e Zumara, por serem minha fonte de amor e ternura, por acreditarem no meu potencial, por motivarem meu riso nos dias de sol e por serem refúgio durante as maiores tempestades. Foram dias desafiadores acordando longe do cuidado, conforto e segurança da nossa casa, mas tudo em nome da maior herança que vocês poderiam deixar: CONHECIMENTO. *“Honra teu pai e tua mãe, a fim de que tenhas vida longa na terra que o Senhor, o teu Deus, te dá”* (Exôdo 20:12).

À minha irmã Fabiana por ser minha parceira de vida, por compartilhar sorrisos e dividir angustias sabiamente, sempre me incentivando a evoluir pessoal e profissionalmente.

À minha tia-avó Maria Rosa que tanto se dedica a nossa família, sempre preocupada, prestativa, exemplo de benevolência e fé.

À Lúcia e o Edevaldo por serem a minha família em Londrina, pela solicitude, cuidado e orações dedicadas a mim.

Às minhas parceiras de apartamento, Mariana e Mimi, pelo carinho, companhia, diversão e, principalmente, por aturarem meu mal humor nos dias difíceis.

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná – campus Londrina por propiciar infraestrutura, suporte e capacitação durante o desenvolvimento deste projeto.

Ao Laboratório Multiusuário da UTFPR – LD e os técnicos pela colaboração com as análises por Espectrometria de Absorção Atômica.

Ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) e seus professores por ministrarem suas disciplinas com sabedoria e dinamismo.

À CAPES pelo aporte financeiro e pela oportunidade de cursar um programa de mestrado devidamente reconhecido.

À minha querida orientadora Prof. Dra. Alessandra Furtado da Silva por me aceitar como sua aluna (mesmo sem bagagem laboratorial), por partilhar todo seu conhecimento e profissionalismo de forma exemplar. Pela postura íntegra, otimista, generosa, paciente e amigável durante esses 24 meses. Por confiar em meu trabalho

e depositar muita dedicação e comprometimento ao que nos propusemos fazer juntas. Eternamente grata.

Ao “mestre” Prof. Dr. Marcelo Anami, meu coorientador, pela pontualidade em suas colocações, por ser sempre solícito e muito parceiro durante o “desafiador” período de cultivo das hortelãs.

À Prof. Elizabeth Mie Hashimoto pela paciência e suporte prestado quanto a análise estatística.

Às minhas fiéis-amadas-amigas de experimento e de vida, Thayná, Martina e Stephanie. Grata por poder contar com o companheirismo ímpar de vocês, cada uma com sua individualidade contribuiu com a construção de pedacinho por pedacinho deste trabalho. Vocês fazem parte da minha história, eternamente grata por nossa conexão. *“O amigo que ama em todos os momentos é um irmão na adversidade”* (Provérbios 17:17).

Vocês foram essenciais. Muito obrigada!

## RESUMO

BILMAYER, Ana Flávia. **Avaliação do desenvolvimento de *Mentha crispa* L. cultivada em Latossolo Vermelho contaminado com zinco.** 2020. 82p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) Campus Apucarana/Londrina. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2020.

A fitorremediação utiliza plantas para remoção de contaminantes do solo, sendo uma alternativa de baixo custo e que promove a revitalização de uma área degradada. A planta pode apresentar especificidade quanto ao tipo de contaminante a ser removido, sendo necessários estudos para avaliar a tolerância e a taxa de extração do contaminante. Com esta finalidade, este trabalho avaliou o desenvolvimento da espécie *Mentha crispa* L. cultivada em solo contaminado com concentrações crescentes de zinco. Foram realizadas análises físicas e químicas do solo, caracterizando-o como Latossolo Vermelho Distroférico e foi determinada a capacidade máxima de adsorção de zinco no solo de 482,66 mg kg<sup>-1</sup> através do modelo de Freundlich, utilizado como parâmetro para a definição arbitrária das sete concentrações de zinco utilizadas no experimento (tratamentos de C1 a C7), acrescido do tratamento controle (C0) sem adição de metal. O delineamento experimental foi feito com 5 replicatas de cada tratamento, totalizando 40 amostras. O experimento foi realizado em casa de vegetação sob condições naturais de luz, umidade e temperatura entre agosto e dezembro de 2018, respeitado o período de 105 dias de crescimento da espécie. Durante o período experimental foram realizadas avaliações quinzenais referente ao número de brotos, folhas e altura da parte aérea da planta, além do acompanhamento da sintomatologia visual e rega diária. Transcorrido o período de exposição ao contaminante, a planta foi coletada e os parâmetros como comprimento e massa de raiz de cada um dos tratamentos também foram analisados. Posteriormente as amostras foram separadas em raiz, caule e folhas e submetidas à digestão ácida para determinação de zinco empregando o espectrômetro de absorção atômica com atomização em chama. Observou-se durante o período de cultivo uma tendência de redução no número de folhas, brotos e na altura da parte aérea a partir do aumento das concentrações de zinco no solo. Verificou-se sintomas de toxidez como clorose, arroxamento das veias foliares, diferenciação do tamanho e textura foliar e epinastia, contudo, esses efeitos não foram prejudiciais a vitalidade da espécie, demonstrando tolerância à altas concentrações do metal. As raízes das plantas dos tratamentos C5, C6 e C7 apresentaram coloração mais escura, comprimento e massa de raiz inferiores a C0, tendo provavelmente seu desenvolvimento inibido pela presença do contaminante. Considerando a quantidade total de zinco absorvida pela planta, as concentrações mais significativas foram encontradas nas folhas, em seguida na raiz e no caule. Os tratamentos C6 e C7 acumularam um teor de aproximadamente 15 e 20 vezes maior que o tratamento controle, respectivamente. Para os Fatores de Bioacumulação e Translocação foram encontrados valores maiores que um (1), caracterizando *Mentha crispa* L. como planta acumuladora e fitoextratora de zinco, translocando-o para as partes aéreas. Em relação à taxa de extração do metal do solo, obteve-se valores entre 1,6 a 9,3%, o que viabiliza a utilização de *Mentha crispa* L. como fitorremediadora em solo contaminado com zinco.

**Palavras-chave:** Contaminação de solo. Fitoextração. Fator de Bioacumulação. Fator de Translocação. Taxa de Extração do Metal.

## ABSTRACT

BILMAYER, Ana Flávia. **Evaluation of the development of *Mentha crispa* L. cultivated in zinc contaminated Red Latosol.** 2020. 82p. Dissertation (Master in Environmental Engineering) - Graduate Program in Environmental Engineering (PPGEA) Campus Apucarana / Londrina. Federal Technological University of Paraná. Londrina, 2020.

Phytoremediation uses plants to remove soil contaminants, being a low cost alternative that promotes the revitalization of a degraded area. The plant may present specificity as to the type of contaminant to be removed, and studies are necessary to evaluate the tolerance and the extraction rate of the contaminant. For this purpose, this study evaluated the development of the plant *Mentha crispa* L. cultivated in soil contaminated with increasing concentrations of zinc. Physical and chemical analyzes of the soil were performed, characterizing it as Dystroferic Red Latosol and the maximum soil zinc adsorption capacity of 482.66 mg kg<sup>-1</sup> was determined by the Freundlich model, used as a parameter for the arbitrary definition of the soil. Seven zinc concentrations used in the experiment (treatments C1 to C7), plus control treatment (C0) without metal addition. The experimental design was made with 5 replicates of each treatment, totaling 40 samples. The experiment was carried out in a greenhouse under natural conditions of light, humidity and temperature between August and December of 2018, respecting the period of 105 days of growth of the species. During the experimental period, biweekly evaluations were performed regarding the number of shoots, leaves and height of the aerial part of the plant, in addition to monitoring the visual symptoms and daily watering. After the period of exposure to the contaminant, the plant was collected and the parameters such as length and root mass of each of the treatments were also analyzed. Subsequently, the samples were separated into root, stem and leaves and subjected to acid digestion for zinc determination through the flame atomic absorption spectrometer. During the cultivation period, there was a tendency to reduce the number of leaves, shoots and shoot height from the increase of soil zinc concentrations. Toxicity symptoms such as chlorosis, leaf vein purification, leaf size and texture differentiation and epinastia were observed, however, these effects were not detrimental to the species vitality, demonstrating tolerance to high metal concentrations. Plant roots of treatments C5, C6 and C7 had darker color, length and root mass lower than C0, and probably their development was inhibited by the presence of the contaminant. Considering the total amount of zinc absorbed by the plant, the most significant concentrations were found in the leaves, then in the root and stem. Treatments C6 and C7 accumulated a content of approximately 15 and 20 times higher than the control treatment, respectively. For Bioaccumulation and Translocation factors, values greater than one (1) were found, characterizing *Mentha crispa* L. as a zinc accumulator and phytoextractor plant, translocating it to the aerial parts. Regarding the rate of extraction of the metal from the soil, values between 1.6 and 9.3% were obtained, which makes it possible to use *Mentha crispa* L. as a phytoremediator in soil contaminated with zinc.

**Keywords:** Soil contamination. Phytoextraction. Bioaccumulation Factor. Translocation Factor. Metal Extraction Ratio.



## LISTA DE ABREVIATURAS

ADC	Análise Discriminante Canônica
Al	Alumínio
ANOVA	Análise de variância
C <sub>0</sub>	Tratamento controle (0,0 mg kg <sup>-1</sup> )
C <sub>1</sub>	Tratamento com 1/8 da capacidade máxima de adsorção do solo (60,3 mg kg <sup>-1</sup> )
C <sub>2</sub>	Tratamento com 1/6 da capacidade máxima de adsorção do solo (80,4 mg kg <sup>-1</sup> )
C <sub>3</sub>	Tratamento com 1/4 da capacidade máxima de adsorção do solo (120,5 mg kg <sup>-1</sup> )
C <sub>4</sub>	Tratamento com 1/2 da capacidade máxima de adsorção do solo (241,3 mg kg <sup>-1</sup> )
C <sub>5</sub>	Tratamento com a capacidade máxima de adsorção do solo (482,6 mg kg <sup>-1</sup> )
C <sub>6</sub>	Tratamento com o dobro da capacidade máxima de adsorção do solo (965,2 mg kg <sup>-1</sup> )
C <sub>7</sub>	Tratamento com o quádruplo da capacidade máxima de adsorção do solo (1930,4 mg kg <sup>-1</sup> )
Cd	Cádmio
CMA	Capacidade máxima de adsorção do solo
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
Cr	Cromo
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
Cu	Cobre
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FAAS	Espectrometria de Absorção Atômica com chama
FB	Fator de Bioacumulação
Fe	Ferro
FT	Fator de Translocação
MER	Taxa de Extração do Metal
Mn	Manganês
Mo	Molibdênio
MO	Matéria Orgânica
Ni	Níquel
Pb	Chumbo
Zn	Zinco
Zn <sup>2+</sup>	Cátion zinco

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Padrões para isotermas de adsorção.....	25
Figura 2. Estratégias utilizadas pelas plantas no processo de fitorremediação. ....	28
Figura 3. Exsicata de <i>Mentha crispera</i> L. catalogada.....	33
Figura 4. Localização do município de Londrina – PR e do ponto de coleta de solo.....	36
Figura 5. Preparação das mudas para plantio em solo contaminado. A) Mudas matrizes; B) Mudas obtidas por estaquia de raiz.....	40
Figura 6. Agrupamento das classes texturais do solo.....	45
Figura 7. Isotermas de Freundlich e Langmuir obtidas em Latossolo Vermelho Distroférico Típico para concentrações crescentes de zinco. ....	48
Figura 8. Registro fotográfico dos tratamentos contendo <i>Mentha crispera</i> L. cultivada em solo contaminado com zinco no sétimo dia de experimento. ....	50
Figura 9. Registro fotográfico dos tratamentos contendo <i>Mentha crispera</i> L. cultivada em solo contaminado com zinco no 45º dia de experimento.....	51
Figura 10. Ramificações dos tratamentos C4 e C5 com 73 e 82 centímetros de comprimento, respectivamente. ....	51
Figura 11. Registro fotográfico dos tratamentos contendo <i>Mentha crispera</i> L. cultivada em solo contaminado com zinco no 105º dia de experimento.....	52
Figura 12. Registro fotográfico das raízes de <i>Mentha crispera</i> L. após 105 dias de cultivo .....	53
Figura 13. Massa e comprimento da raiz de <i>Mentha crispera</i> L. para cada tratamento. ....	54
Figura 14. Altura da parte aérea de <i>Mentha crispera</i> L. para cada tratamento durante o tempo de exposição ao zinco.....	57
Figura 15. Número de brotos de <i>Mentha crispera</i> L. para cada tratamento durante o tempo de exposição ao zinco.....	58
Figura 16. Número de folhas de <i>Mentha crispera</i> L. para cada tratamento durante o tempo de exposição ao zinco.....	59
Figura 17. Perfil da concentração de zinco encontrada na raiz, caule e folha de <i>Mentha crispera</i> L. para cada tratamento.....	60
Figura 18. Diagrama de Análise Discriminante Canônica obtido a partir da correlação entre os parâmetros altura, número de folhas e de brotos de <i>Mentha crispera</i> L. em	

função do tempo de exposição ao zinco, expresso em um total de sete quinzenas (1Q a 7Q). .....	63
Figura 19. Diagrama de Análise Discriminante Canônica obtido a partir da correlação entre os tratamentos e os parâmetros de altura, número de folhas e de brotos de <i>Mentha crispa</i> L.....	64
Figura 20. Diagrama de Análise Discriminante Canônica obtido a partir da correlação entre os tratamentos e as concentrações de zinco absorvidas pela raiz, caule e folhas de <i>Mentha crispa</i> L.....	65

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Relação de espécies estudadas na fitorremediação de áreas contaminadas por zinco e concentrações absorvidas ( $\text{mg kg}^{-1}$ ). .....	31
Tabela 2. Demanda de nutrientes extraídos pela <i>Mentha spp.</i> .....	33
Tabela 3. Características químicas das amostras de solo. ....	46
Tabela 4. Concentrações de zinco aplicadas em cada tratamento. ....	49
Tabela 5. Análise de variância para massa de raiz. ....	55
Tabela 6. Análise de variância para o comprimento de raiz. ....	55
Tabela 7. Médias da altura da parte aérea, número de brotos e de folhas de <i>Mentha crispa</i> L. expostas ao zinco, obtidas quinzenalmente, comparadas pelo Teste Scott-Knott 5%. ....	56
Tabela 8. Concentrações de zinco encontradas em <i>Mentha crispa</i> L. determinadas por espectrometria da absorção atômica com chama comparadas pelo Teste Scott-Knott 5%. ....	60
Tabela 9. Fatores de Bioacumulação (FB) e Translocação (FT) de zinco em <i>Mentha crispa</i> L. para cada tratamento comparados pelo Teste Scott-Knott 5%. ....	66
Tabela 10. Fator de extração do metal (MER) zinco em <i>Mentha crispa</i> L. para cada tratamento e estimativa de tempo de remoção. ....	68

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>12</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>14</b>
2.1 Objetivo geral .....	14
2.2 Objetivos específicos.....	14
<b>3 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>15</b>
3.1 Constituição e propriedades do solo .....	15
3.2 Contaminação de solos por metais .....	17
3.2.1 Zinco: de micronutriente à contaminante.....	20
3.3 Adsorção de metais em solo .....	23
3.4 Fitorremediação .....	26
3.4.1 <i>Mentha crisper</i> L.....	31
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>36</b>
4.1 Coleta do solo.....	36
4.1.1 Caracterização da área de coleta de solo .....	36
4.1.2 Coleta, preparação e análise do solo .....	37
4.2 Isoterma de adsorção do zinco .....	38
4.3 Contaminação do zinco no solo .....	39
4.4 Preparação das mudas .....	40
4.5 Plantio e cultivo da <i>Mentha crisper</i> L. em solo contaminado.....	40
4.6 Sintomatologia visual .....	41
4.7 Preparação das amostras e determinação da concentração de zinco .....	41
4.8 Fatores de Bioacumulação, Translocação e Extração do Metal .....	43
4.9 Análise estatística .....	43
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>45</b>
5.1 Análises físicas e químicas do solo .....	45
5.2 Isotermas de adsorção .....	47
5.3 Sintomatologia visual .....	49
5.4 Análise do crescimento de <i>Mentha crisper</i> L.....	55
5.5 Concentração de zinco em <i>Mentha crisper</i> L.....	60
5.6 Correlação dos efeitos do zinco em <i>Mentha crisper</i> L. por meio da análise discriminante canônica (ADC) .....	62
5.7 Fatores de Bioacumulação, Translocação e Extração do zinco .....	66
<b>6 CONCLUSÃO</b> .....	<b>70</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>72</b>
<b>ANEXO A – ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO</b> .....	<b>82</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O solo, visto como recurso natural, é fundamental para a existência de vida na Terra. Ele tem função de suporte, abrigo, reserva de água e nutrientes, fonte direta e indireta de todos os alimentos que são consumidos. Quando as funções do solo são comprometidas pela ação antrópica, tudo que depende dele para se desenvolver ou que o utiliza como suporte, passa a experimentar as consequências dessas alterações (ALTIERI, 2013).

A concentração de elementos químicos potencialmente tóxicos, especialmente de metais em solos, é resultado de atividades minerais, agrícolas, metalúrgicas, queima de combustíveis fósseis e acondicionamento de resíduos sólidos (ALLOWAY, 1995). Os metais tóxicos possuem propriedades cumulativas, mutagênicas e cancerígenas, além disso, solos contaminados por esses elementos podem ter sua produtividade e biodiversidade comprometida, afetando a sustentabilidade dos ecossistemas e ocasionando problemas de metabolismo em espécies vegetais e animais, incluindo o homem (KLAASSEN, 2001). Neste sentido, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – US EPA, totalizou cerca de dez milhões de seres humanos em todo mundo vitimados pela poluição de metais tóxicos no solo, o que torna o problema ainda mais crítico (ASHRAF *et al.*, 2019).

O zinco (Zn) é um micronutriente catiônico comumente encontrado em concentrações naturais no solo. Ele auxilia a síntese e conversão do hormônio de crescimento vegetal (RIBEIRO; SANTOS, 1996). Contudo, em concentrações superiores à  $300 \text{ mg kg}^{-1}$  de solo (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO; 2017) o Zn passa à condição de contaminante, sendo considerado muito reativo no solo e potencialmente absorvido por plantas. Ao atingir a cadeia trófica, o Zn pode acarretar a morte da espécie vegetal e no ser humano causar perda de apetite, desidratação, fraqueza, oscilação de peso, diarreia e icterícia (CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 1999).

Neste contexto, a busca e o desenvolvimento de soluções tecnológicas que corroborem para a retirada desse metal do ambiente se fazem primordial. Métodos convencionais apresentam elevados custos, estruturas complexas e resultados à longo prazo, como o caso do Sistema de Bombeamento e Tratamento (*Pump and Treat*), Extração de Vapor do Solo (SVE) e Aeração *in situ* (Air Sparging).

A fitorremediação é uma técnica que faz uso de espécies vegetais e de sua microbiota associada, aliada a aplicação de técnicas agronômicas como instrumento para contenção, isolamento, remoção ou redução das concentrações de contaminantes em meio sólido, como o solo (CUNNINGHAM *et al.*, 1996; UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000). Trata-se de uma metodologia vantajosa, de baixo custo quando comparado aos demais procedimentos de reabilitação, considerada esteticamente agradável, de manejo relativamente fácil e com baixo impacto ambiental, constituindo uma alternativa viável e eficiente para a remoção de contaminantes do solo, elucidando casos de contaminação por cadeia trófica e perda de produtividade, a fim de reabilitar a sustentabilidade de ecossistemas.

Plantas como a *Mentha* têm sido estudadas com maior interesse devido à exploração comercial por indústrias farmacêuticas e alimentícias. A hortelã, como é popularmente conhecida, é uma planta aromática que destaca-se por possuir raízes extremamente vascularizadas, característica que pode elevar seu potencial como fitorremediadora (JEZLER *et al.*, 2015).

Algumas espécies de hortelã como *Mentha arvensis*, *Mentha piperita*, *Mentha crispa* L. e *Mentha Citrata* tiveram seu desenvolvimento monitorado quando foram cultivadas em solos contaminados por metais pesados, tais como cromo (Cr), chumbo (Pb), cádmio (Cd) e cobre (Cu). Os resultados evidenciaram que essas espécies foram tolerantes as dosagens de contaminantes, contudo, tiveram seu desenvolvimento comprometido de alguma forma seja na altura, número de folhas, brotações, comprimento de raiz ou biomassa seca (KUNWAR *et al.* 2015; SÁ *et al.*, 2014; PRATAS *et al.* 2014, ZEMIANI, 2017; BOLDARINI, 2017).

Considerando o comportamento peculiar que cada espécie pode desempenhar em relação à absorção e transporte de metal no sistema da planta, o presente trabalho teve por objetivo avaliar o desenvolvimento da planta *Mentha crispa* L. cultivada em Latossolo Vermelho contaminado com concentrações crescentes de Zn.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo geral

Cultivar a *Mentha crispera* L. em Latossolo Vermelho contaminado com concentrações crescentes de Zn.

### 2.2 Objetivos específicos

- Analisar as propriedades físico-químicas do solo utilizado para o cultivo da *Mentha crispera* L.;
- Determinar a capacidade máxima de adsorção de Zn no solo empregando as Isotermas de Langmuir e Freundlich;
- Cultivar a *Mentha crispera* L. em solo contaminado com concentrações crescentes de Zn, considerando a capacidade máxima de adsorção como concentração intermediária;
- Avaliar o desenvolvimento de *Mentha crispera* L. através de parâmetros como comprimento da raiz, altura da parte aérea, número de folhas e brotos;
- Determinar a concentração de Zn nas estruturas vegetais (raízes, caules e folhas);
- Calcular os Fatores de Bioacumulação e Translocação para as partes aéreas da planta;
- Calcular a taxa de extração do metal;
- Avaliar o potencial da *Mentha crispera* L. como espécie fitorremediadora em solos contaminados com Zn.



### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 Constituição e propriedades do solo

A crosta terrestre é a parte superior da litosfera com faixa entre 5 e 70 quilômetros de extensão, sendo dividida entre crosta oceânica e continental. A crosta continental está constituída basicamente por rochas e solo de características variadas, combinadas a partir de diversos minerais, compondo um ambiente extremamente complexo. Conceitualmente, o solo pode ser definido como a camada situada entre o substrato rochoso e a superfície, transitando entre os diversos ecossistemas existentes no planeta, constituído por minerais, matéria orgânica, ar, água e organismos vivos e mortos (REICHERT, 2009).

O processo de formação do solo é dependente de diversos fatores que se integram, tais como clima, temperatura, relevo, vegetação, tempo e ação de microrganismos sob a rocha-mãe, cujo resultado dessas alterações determinam as características do conteúdo mineralógico e químico do solo, conferindo-lhe identidade geoquímica própria (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2018).

O solo é constituído a partir de três fases. A fase sólida, formada pela fração geológica e pela fração orgânica (seres vivos e mortos), a fase líquida, também conhecida como solução do solo, que consiste em água e diversas substâncias dissolvidas, e por fim, a fase gasosa, composta basicamente por nitrogênio, oxigênio e dióxido de carbono (RIBEIRO, 2013).

A fase sólida do solo é formada, geologicamente, por fragmentos de rochas (litoclastos), minerais (mineraloclastos) primários e secundários ou de neoformação como os minerais de argila (argilominerais), hematita, carbonatos, óxidos e hidróxidos de ferro, entre outros. Os argilominerais possuem características físico-químicas decisivas para os atributos do solo, devido as propriedades tampão, de imobilização de metais e de retenção de água (RIBEIRO, 2013).

Ainda na fase sólida, outro constituinte essencial de formação do solo é a matéria orgânica, que embora tenha representatividade de apenas 2 a 5% do volume total, é responsável por metade da capacidade de troca catiônica do solo, justamente por promover estabilidade dos agregados, fornecer nutrientes como potássio, fósforo e nitrogênio que são essenciais para o desenvolvimento de plantas e microrganismos,

reduzir os malefícios de pesticidas, metais tóxicos e de outros poluentes e, ainda, aumentar a capacidade do solo de reter água e ar (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION, 2006; ALLOWAY, 1995).

A composição granulométrica das partículas que formam o solo ou textura, é expressa pela proporção de argila ( $< 0,002$  mm), silte ( $0,002 - 0,05$  mm), areia fina ( $0,05 - 0,2$  mm) e areia grossa ( $0,2 - 2$  mm) (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 1997) cujas combinações destas três principais partículas foram divididas em 12 classes texturais diferentes, sendo que cada uma delas reúne valores de textura próximos e, por consequência, comportamentos semelhantes de outras propriedades do solo dependentes de textura. A identificação desta propriedade é importante para compreender a estrutura e o funcionamento do solo quanto à retenção de elementos e à permeabilidade à água e ao ar (RIBEIRO, 2013).

A estrutura do solo é estabelecida pela ligação de partículas do solo entre si com diversas substâncias encontradas no solo, como matéria orgânica, óxidos de ferro e alumínio, sílica, dentre outros. Essa propriedade exerce influência no desenvolvimento de plantas no solo, como o sistema radicular, armazenamento e disponibilidade de água e nutrientes e resistência a erosão (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2018).

A água e os gases são elementos essenciais para o preenchimento dos espaços entre as partículas sólidas do solo. A porção do solo em volume que não é ocupada por partículas sólidas, incluindo todo o espaço poroso ocupado pela água e ar (gases), representa a porosidade do solo, isso significa dizer que, quanto menor for o tamanho das partículas sólidas que formam o solo, maior será a porosidade, e quanto maior forem as partículas, menor será seu espaço poroso. Essa característica interfere no processo de aeração, movimentação de água, penetração de raízes e infiltração, pois, quanto maior a porosidade menor é a taxa de infiltração de água pelo solo e, conseqüentemente, menor sua absorção pelas plantas (RIBEIRO, 2013).

A classificação dos solos é obtida a partir da combinação e da individualidade das características morfológicas, físicas, químicas e mineralógicas. A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA (2018) estabeleceu um sistema taxonômico de solos hierárquico, multicategórico e aberto, composto por seis níveis de classificação: ordem, subordem, grande grupo, subgrupo, família e série. Os solos brasileiros estão classificados em 13 ordens sendo elas: Argissolos, Cambissolos,

Chernossolos, Espodossolos, Gleissolos, Latossolos, Luvisolos. Neossolos, Nitossolos, Organossolos, Planossolos, Plintossolos e Vertissolos.

Os Latossolos, por sua vez, possuem quatro subordens: Brunos, Amarelos, Vermelhos e Vermelho-amarelos (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2018). Em geral, os Latossolos são solos intemperizados, profundos, homogêneos, constituído principalmente por óxidos de ferro (hematita, goethita e maghemita) e óxidos de alumínio (gibbsita) (VILAR, 2010). O Latossolo Vermelho presente na região norte do estado do Paraná é considerado um dos solos com maior potencial produtivo do país, pois foram formados a partir da decomposição de rochas basálticas com elevados teores de argila, quantidades significativas de micro e macronutrientes e alta estabilidade química (SILVA *et al.*, 2001).

Diante a tantas propriedades peculiares, evidencia-se o quanto o solo é um sistema biogeoquímico complexo que desempenha funções relevantes para as atividades vitais de qualquer ser vivo. Ele, enquanto capital natural, proporciona a conservação do ciclo da água e dos nutrientes; produção de alimentos e outros bens de consumo primário; ação como filtro natural, tampão e meio de adsorção, degradação e transformação de substâncias químicas e organismos; proteção de águas superficiais e subterrâneas; conservação do patrimônio geológico e arqueológico e ambiente físico e social para o homem perpetuar suas atividades (CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE, 2009).

Em vias de fato, a multifuncionalidade do solo transforma-se em uma incongruência, uma vez que a sua importância para o desenvolvimento de atividades humanas, torna-o mais vulnerável às mais diversas formas de poluição e contaminação (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2000). A contaminação de solos pode advir da presença de microrganismos, elementos radioativos, compostos orgânicos e substâncias químicas inorgânicas, tais como metais.

### **3.2 Contaminação de solos por metais**

Os níveis de contaminação de ecossistemas terrestres por metais cresceu drasticamente desde o início do século XIX, mais precisamente à partir da Revolução Industrial, cujas principais fontes derivam da incessante queima de combustíveis fósseis, atividades extrativistas, fundição de minérios, resíduos urbanos, agrotóxicos

e fertilizantes, sendo fruto de todo o desenvolvimento socioeconômico mundial ocorrido nas últimas décadas (REICHERT, 2009).

Os metais pertencem a um grupo de elementos químicos sólidos no seu estado puro (exceto o mercúrio), reconhecidos pelo seu brilho, dureza, boa condutividade elétrica e térmica, maleabilidade e elevados pontos de ebulição e fusão (RIBEIRO, 2013). Há de se esclarecer que o termo “metal pesado” tem uma vasta gama de significados, redigidos por diferentes autores, contudo, o termo tem sido utilizado de forma inconsistente na literatura científica, não sendo definido pela União Internacional de Química Pura e Aplicada – IUPAC, devido a denominação genérica dada a um grupo de elementos extremamente heterogêneos cuja similaridade funcional subjacente das propriedades biológicas ou toxicológicas pode estar incorreta (INTERNATIONAL UNION OF PURE AND APPLIED CHEMISTRY, 2002).

Alguns metais, diferentemente da matéria orgânica, podem alterar seu estado de oxidação e são altamente persistentes na natureza (ASHRAF *et al.*, 2019). Elementos como cádmio, chumbo, cobre, mercúrio, níquel e zinco, possuem propriedades tóxicas, reativas e bioacumulativas, sendo capazes de desencadear diversas reações químicas não metabolizáveis, oferecendo riscos à vida de plantas e animais e de degradação ambiental (RIBEIRO, 2013), sendo também denominados como metais tóxicos. Ressalta-se que cada metal pode vir a apresentar um efeito toxicológico específico sobre determinado ser vivo, além disso, fatores como biodisponibilidade e espécie química influenciam na toxicidade de um elemento químico (VALLS; LORENZO, 2002).

O termo elementos-traço também têm sido empregado para definir metais catiônicos e aniônicos presentes naturalmente em baixas concentrações em plantas, solos (usualmente  $< 0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e sistemas aquáticos superficiais e subsuperficiais (SPARKS, 2003) sem que suas atividades metabólicas sejam comprometidas, uma vez que alguns metais auxiliam no cumprimento de funções vitais de seres vivos.

A presença de metais tóxicos no solo têm origem primária da rocha-mãe, que em sua maioria é constituída por diversos metais. A ação do intemperismo sob as rochas e a consequente lixiviação no perfil do solo, são processos naturais responsáveis pela disponibilidade desses elementos no ambiente (GUILHERME *et al.*, 2005).

Entretanto, as concentrações de metais tóxicos que existem nos solos não resultam apenas da rocha-mãe, mas principalmente de atividades de origem

antropogênica. A agropecuária, por exemplo, fornece ao solo quantidades significativas de substâncias poluentes, denominados produtos nitrogenados e fosfatados, estrumes, lamas de estações de tratamento e agroquímicos, que por vezes aplicados de forma desajustada, levam a perda de fertilidade e poluição do solo (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2000).

O mesmo acontece em centros urbanos, onde o solo encontra-se, permanentemente, sujeito a elevadas cargas de contaminantes como óleos, metais, cloretos, sulfatos e nitratos, originários dos gases de combustão que alteram as características naturais do solo, gerando impactos à fauna e flora e, por sua vez, restringindo seus usos (RIBEIRO, 2013; MARQUES; AGUIAR; SILVA, 2011).

Torna-se importante compreender que as características do solo (tipo, textura, porosidade, dentre outras) influenciam de forma particularizada a disponibilidade dos contaminantes e, por consequência, a biodisponibilidade dos mesmos e a exposição dos organismos (RIBEIRO, 2013). Se os elementos necessários para o crescimento das plantas estiverem em baixas concentrações no solo, as plantas podem sofrer problemas de deficiência. No entanto, se as concentrações forem muito altas, poderá ocorrer toxicidade (BAKER *et al.*, 1994).

As concentrações de elementos no solo podem ser divididas em concentrações totais e concentrações disponíveis. As concentrações disponíveis dizem respeito à fração da concentração total que está potencialmente disponível para os organismos, enquanto que as concentrações totais abrangem todas as formas dos elementos no solo, como compostos iônicos, adsorvidos, orgânicos e inorgânicos, permitindo averiguar se o solo encontra-se contaminado por determinado elemento, se existe um enriquecimento geoquímico natural ou se há risco de toxicidade para as plantas, animais e microrganismos (ALLOWAY, 1995). As plantas adotam estratégias diferentes para lidar com a toxicidade dos metais, contribuindo para certos mecanismos de tolerância, como sequestro de metais, compartimentação em certas organelas celulares, exclusão e inativação por exsudação de ligantes orgânicos (SARWAR *et al.*, 2017).

Uma área será considerada contaminada, quando, entre outros fatores, as concentrações de elementos ou substâncias (sejam elas biológicas e/ou químicas) de interesse ambiental estiverem acima de um dado limite, denominado valor de intervenção, havendo risco potencial de efeito adverso sobre a saúde e o ambiente (ZEITOUNI; BERTON; ABREU, 2007).

### 3.2.1 Zinco: de micronutriente à contaminante

Os micronutrientes são elementos essenciais para o crescimento das plantas, caracterizando-se por serem absorvidos em pequenas quantidades (alguns miligramas por quilograma de matéria seca da planta), devido ao fato de não participarem da parte estrutural da planta e sim da constituição das enzimas ou mesmo da ativação destas. Os micronutrientes são divididos em catiônicos (Cu, Fe, Mn, Ni e Zn) e aniônicos (B, Cl e Mo), (DECHEN; NACHTIGALL, 2006).

Os micronutrientes catiônicos são de natureza metálica e encontram-se nos solos e substratos na forma de óxidos, hidróxidos ou como sais, sendo insolúveis em valores altos de pH. Em relação aos micronutrientes aniônicos, B e Cl são considerados não-metals e o Mo, por sua vez, é um metal de transição (DECHEN; NACHTIGALL, 2006).

A carência de micronutrientes pode ocorrer tanto pela sua ausência em quantidade suficiente no solo ou pelo fato de não se encontrarem na forma disponível para as plantas, muitas vezes por estarem retidos em algum componente do solo ou indisponíveis devido a presença de outros elementos. Os principais fatores que podem afetar a absorção de micronutrientes pelas plantas são pH, matéria orgânica e textura. O pH exerce influência na disponibilidade dos micronutrientes, uma vez que em valor alto de pH ocorre a diminuição da solubilização e da absorção de Cu, Zn, Fe e Mn. Ainda, solos com elevado teor de matéria orgânica, frequentemente demonstram deficiências de um ou mais nutrientes, indicando baixa disponibilidade ou elevada fixação dos micronutrientes nestes tipos de solo. Quanto a textura, observa-se que solos de textura arenosa exibem, com maior frequência, baixa disponibilidade de B, Cu, Mn, Mo e Zn, devido ao fato destes elementos serem lixiviados com maior facilidade (DECHEN; NACHTIGALL, 2006).

O Zn é um metal de transição não encontrado em sua forma elementar na natureza, sendo extraído, principalmente, do mineral esfalerite [(ZnFe)S] (RIBEIRO, 2013). O Zn é um elemento químico comumente detectado na crosta terrestre, aproximadamente 70 mg kg<sup>-1</sup>, cujo teor médio na litosfera é de 8 mg kg<sup>-1</sup> predominantemente, na forma de material particulado cujas as principais fontes provém da queima de carvão vegetal e demais combustíveis fósseis e da fundição de metais não ferrosos (ALLOWAY, 1995).

Evidencia-se que as concentrações de Zn no solo, ar e água têm aumentado em razão das atividades antrópicas nos últimos séculos. As maiores fontes de emissão de Zn para o ambiente estão nos resíduos metalúrgicos (escórias), bacias de rejeitos de mineração, cinzas de processos de combustão e o uso de fertilizantes à base de Zn, como óxidos, sulfatos, nitratos e cloretos (WOLFF *et al.*, 2009). O óxido de Zn, por exemplo, é um composto amplamente aplicado na indústria, voltado à produção de tintas, plásticos, produtos cosméticos, farmacêuticos, têxteis e utensílios elétricos (PEAKALL; BURGER, 2003).

No Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA, por meio da Resolução nº 420/2009 instituiu critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabeleceu diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por esses elementos em decorrência de atividades antrópicas. A resolução fixou os valores de Zn no solo em 300 mg kg<sup>-1</sup> para prevenção, 450 mg kg<sup>-1</sup> para investigação em área agrícola, 1000 mg kg<sup>-1</sup> para área residencial e 2000 mg kg<sup>-1</sup> para área industrial (CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE, 2009).

Em condições naturais, os teores de Zn no solo geralmente encontram-se na faixa de 10 a 300 mg kg<sup>-1</sup> de Zn total e não se correlacionam com sua disponibilidade para plantas. O Zn é comumente encontrado nos horizontes superficiais, devido a dois fatores: (1) os resíduos de plantas se depositam na superfície, onde, pela decomposição liberam este nutriente; (2) o Zn apresenta baixa mobilidade no perfil, em razão à capacidade de ser fixado pela matéria orgânica, argilas silicatadas [Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> · 2SiO<sub>2</sub> · H<sub>2</sub>O], óxidos e hidróxidos de Fe (DECHEN; NACHTIGALL, 2006).

Para animais e plantas superiores, o Zn é um elemento essencial à vida. Em concentrações reduzidas, apresenta desempenho comprovadamente benéfico em animais, uma vez que atua como componente estrutural de enzimas envolvidas no metabolismo energético, age na transcrição e tradução dos ácidos nucléicos e exerce papel de regulação do sistema nervoso, imunológico e digestivo. A deficiência de Zn no organismo, pode ocasionar alterações de crescimento, lesões na pele, imunodepressão, perda de apetite e alteração significativa no paladar (ALLOWAY, 1995).

O Zn também é um micronutriente essencial para o desenvolvimento das plantas, atuando na síntese e conversão do hormônio relacionado ao crescimento vegetal. O Zn pode ser absorvido na forma de cátions de zinco (Zn<sup>2+</sup>) tanto por via

radicular como foliar, contudo, a partir de diversos estudos aplicados, verifica-se que o Zn concentra-se em grande parte na raiz, enquanto que em frutos seu conteúdo é geralmente muito baixo.

Sua disponibilidade às plantas depende da necessidade de Zn requerida, do clima, material de origem, pH, teores de fósforo, matéria orgânica e óxidos de ferro. Além disso, o suprimento deste elemento às plantas se dá a partir de Zn na solução do solo, Zn trocável sendo adsorvido por coloides ou Zn fixado, já que este elemento possui capacidade de substituir elementos da estrutura da argila, tais como Al, Fe, Mn, permanecendo indisponível à planta (ALCÂNTRA, 1993; DECHEN; NACHTIGALL, 2006).

Por outro lado, em concentrações acima de 300 mg kg<sup>-1</sup> o Zn passa à condição de contaminante. Nos casos de toxicidade de Zn, há o comprometimento do metabolismo de espécies vegetais a partir da diminuição do número de folhas, cloroses, necroses da radícula, devido à baixa concentração de Fe (o Zn impede a redução do Fe, bem como pode impedir seu transporte na planta), inibição de crescimento e pigmentação avermelhada no pecíolo e nervuras (MARSCHNER, 1995; ALEXANDRE *et al.*, 2012; SOARES *et al.*, 2001a).

Uma vez livre no meio ambiente, o Zn inicia processos de formação de compostos insolúveis. Entretanto, no solo, é um dos metais mais móveis em razão da sua elevada solubilidade na presença de soluções de solo com pH neutro ou ácido. Em valores de pH alcalinos, a disponibilidade do Zn diminui. Quando o pH assume valores acima de 5,5 o Zn é adsorvido a hidróxidos de Al, Fe e Mn. (CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 1999). Entretanto, em alguns solos, a elevação do valor de pH pode incrementar a disponibilidade de Zn devido à dissolução da matéria orgânica ou a formação de hidróxido de zinco [Zn(OH)<sup>+</sup>] (MALAVOLTA, 2006), criando condições que facilitam a percolação, colocando em risco a qualidade do sistema solo-água.

Para reduzir o risco potencial de contaminação é necessário conhecer as interações entre metais e o solo, sua distribuição ao longo do perfil e disponibilidade à planta, pois esta prática requer cuidados em razão da velocidade de decomposição da matéria orgânica e da capacidade do solo em adsorver metais tóxicos (CORRÊA *et al.*, 2008).



### 3.3 Adsorção de metais em solo

A disponibilidade de metais no solo depende da sua presença na solução do solo, associada a fatores como composição e reação do solo, condições de oxirredução, cinética das reações e os atributos do solo (ALLEONI; BORBA; CAMARGO, 2005). Ainda que todos esses fatores possam se integrar, a capacidade de adsorção é determinante para a disponibilidade e solubilidade de metais no solo.

O solo possui capacidade de autodepuração, em razão de suas propriedades de adsorção e tampão e da intensa atividade biótica, que atua como protetora de compartimentos ambientais. Neste sentido, a adsorção refere-se ao acúmulo de dado elemento ou substância na interface da superfície sólida dos constituintes do solo e sua solução adjacente, sendo um processo que envolve a troca de coloides inorgânicos (argilas, óxidos e hidróxidos de metais) e orgânicos (matéria orgânica) (LOPES, 2009; RIBEIRO, 2013), retardando o transporte de solutos no perfil do solo.

O processo de adsorção é o mais importante relacionado à disponibilidade de elementos tóxicos, uma vez que controla a concentração de íons e complexos na solução do solo (DIAS *et al.*, 2001). O pH, por sua vez, funciona como parâmetro determinante neste processo, pois tem ação significativa sob a fração do elemento que é adsorvida, ou seja, ao se alterar uma unidade de pH, pode ocorrer considerável efeito na adsorção de dado elemento pelo solo (SPARKS, 2003). Desta forma, o pH, o tipo de solo, o tipo e a concentração do metal são as principais variáveis responsáveis pelo controle da adsorção e mobilidade dos metais em solos.

Quando o contaminante está associado à fase sólida, não é de conhecimento se este foi adsorvido à superfície do sólido, absorvido na estrutura do sólido, precipitado na superfície do sólido ou fracionado na matéria orgânica. Um termo genérico usado para descrever a partição de constituintes da fase líquida para a fase sólida e que não leva em consideração o mecanismo de retenção, é referido como sorção (DIAS *et al.*, 2001). A sorção é quantificada pela função de distribuição que representa uma medida da partição do contaminante entre as fases sólida e líquida do sistema. A quantidade de soluto sorvida pelos sólidos é, em geral, uma função da sua concentração na solução (D'AGOSTINHO; FLUES, 2006).

Uma forma de analisar o comportamento de um metal no solo são as isotermas de sorção, que descrevem graficamente a relação matemática entre a quantidade de determinado elemento químico adsorvido pela fase sólida do solo e sua concentração

remanescente na solução do solo, permitindo conhecer mais a respeito da capacidade de retenção e da força pela qual o adsorvato é retido pelo solo (LOPES, 2009).

Os modelos de isotermas mais conhecidas e utilizadas na ciência do solo são as de Langmuir e Freundlich. A teoria de Langmuir é utilizada para descrever a adsorção de gases por sólidos e permite a estimativa da adsorção máxima, pois pressupõe que a superfície adsorvente é homogênea, isto é, a adsorção é constante e independente da extensão da cobertura da superfície, o que teoricamente permite a formação de uma camada monomolecular completa do adsorvato sobre a superfície adsorvente (LOPES, 2009).

No modelo de Langmuir deve-se considerar alguns pressupostos como a imobilidade lateral de moléculas na superfície, superfícies homogêneas que não interagem, adsorção ocorrendo em uma única camada e adsorção reversível. Assim, este modelo pode ser utilizado para descrever o fenômeno apenas de forma qualitativa, vista que suas suposições não são válidas para superfícies heterogêneas, como ocorrem nos solos (SPARKS, 2003). A equação que descreve o modelo de Langmuir é representada pela Equação 1.

$$q_e = \frac{q_0 K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (\text{Equação 1})$$

Sendo:  $q_e$  – concentração de metal sorvido ( $\text{mg kg}^{-1}$ );  $q_0$  – capacidade máxima de adsorção ( $\text{mg kg}^{-1}$ );  $K_L$  – constante relacionada à energia de ligação do metal no solo ( $\text{mg kg}^{-1}$ );  $C_e$  – concentração de equilíbrio no tempo  $t$  ( $\text{mg kg}^{-1}$ ).

O ajuste dos resultados experimentais de adsorção à equação de Langmuir não oferece informações sobre o mecanismo químico da reação e constitui um procedimento de ajuste da curva no qual os parâmetros obtidos são válidos para condições nas quais o experimento é idealizado. Contudo, este modelo tem sido amplamente utilizado na estimativa da capacidade de adsorção de diferentes íons no solo (LOPES, 2009).

A Equação de Freundlich é amplamente empregada para descrever a adsorção de químicos nas superfícies dos adsorventes do solo (argilominerais, matéria orgânica, óxidos) (CORRÊA *et al.*, 2008). Este modelo foi usado primordialmente para delinear a adsorção de gases e solutos, cuja energia de adsorção decresce em escala logarítmica, à medida que a superfície se torna coberta pelo soluto (DIAS *et al.*, 2001).

A equação de Freundlich considera a não uniformidade das superfícies reais e, quando aplicada ao solo, descreve bem a adsorção iônica dentro de certos limites de concentração, mas acima deles apresenta dificuldade em considerar a quantidade de íons presentes no solo. Apesar dessa limitação, o modelo prediz o comportamento de metais em solos de forma satisfatória (CHAVES *et al.*, 2009). A equação que descreve o modelo de Freundlich é representada pela Equação 2.

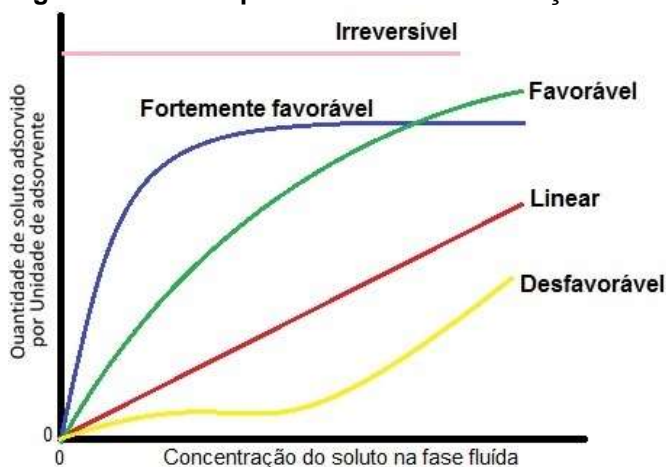
$$q_e = K_f C_e^{1/n} \quad (\text{Equação 2})$$

Sendo:  $q_e$  – concentração de metal sorvido ( $\text{mg kg}^{-1}$ );  $K_f$  – constante de Freundlich ( $\text{mg kg}^{-1}$ );  $C_e$  – concentração de equilíbrio no tempo  $t$  ( $\text{mg L}^{-1}$ );  $n$  – parâmetro de afinidade do solo pelo soluto.

A técnica usada para determinar os dados de adsorção é simples, pois uma quantidade conhecida do soluto (metal) é adicionada ao sistema contendo uma quantidade conhecida de adsorvente (solo). Logo, admite-se que a diferença entre a quantidade adicionada e a remanescente na solução encontra-se adsorvida na superfície adsorvente (ALLEONI; BORBA; CAMARGO, 2005).

A capacidade de adsorção de solo envolve a interação de três propriedades: a concentração do soluto na fase fluída, a concentração do adsorvente na fase sólida e a temperatura do sistema. Caso a temperatura se mantenha constante, as demais variáveis serão representadas graficamente pelas isotermas de adsorção (Figura 1), a fim de que a relação de equilíbrio existente entre as variáveis seja determinada (ANTUNES *et al.*, 2018).

Figura 1. Padrões para isotermas de adsorção.



Fonte: Adaptado de McCabe, Smith e Harriott, 1999.

Se a isoterma for linear, a capacidade de adsorção vai ser proporcional a concentração em equilíbrio, sem haver a determinação de um limite máximo de capacidade do adsorvente. Para isotermas com concavidade para baixo (fortemente favorável e favorável) a capacidade de remoção do adsorvente (soluto) é alta, mesmo quando há condições de baixa concentração do adsorvato em solução, enquanto que isotermas com concavidade para cima (desfavorável) a capacidade do adsorvente só é satisfatória quando a concentração do adsorvato em solução for alta (McCABE, SMITH, HARRIOTT, 1993; HOMEM, 2001).

A determinação da capacidade máxima de adsorção do metal pelo solo é encontrada quando ao adicionar concentrações crescentes de soluto (metal) no meio (solo) há uma estabilização na curva de adsorção, ou seja, independente de aumentar a quantidade de soluto, a quantidade adsorvida pelo meio não irá aumentar, uma vez que o solo atingiu o estado de “saturação”. As demais concentrações de metal que forem adicionadas ao solo ficarão prontamente disponíveis para a absorção pela planta ou cultura inserida no meio contaminado. Portanto, a capacidade máxima de adsorção foi utilizada neste trabalho com a finalidade de se estabelecer a faixa de concentração do metal no solo. Em concentrações abaixo da capacidade máxima, a planta e o solo competem pela adsorção do metal; acima da capacidade máxima, o solo está saturado e parte do metal está na forma livre podendo facilitar a absorção pela planta.

### **3.4 Fitorremediação**

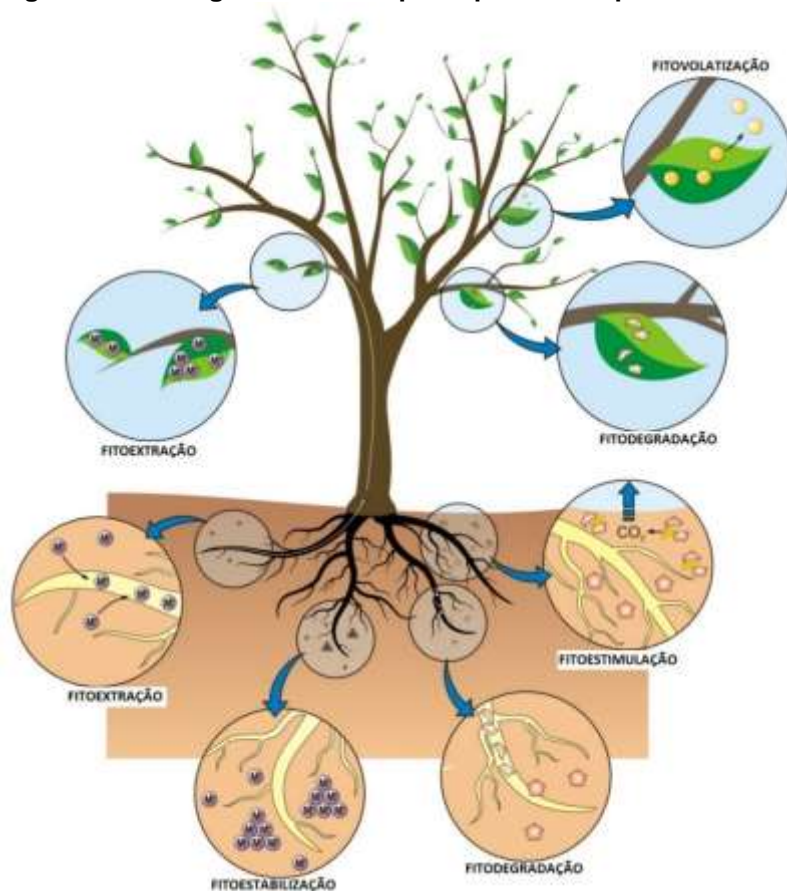
A remediação trata-se de uma ação de intervenção que visa reabilitar uma área contaminada a partir da aplicação de técnicas que promovam a remoção, contenção ou redução da concentração de contaminantes (CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE, 2009). *In situ* e *ex situ* são duas abordagens que estão sendo praticadas para a remediação de metais tóxicos em solos. A técnica de descontaminação *ex situ* envolve a escavação e o transporte dos solos contaminados para uma unidade de tratamento físico-química o que onera o processo. Por outro lado, a remediação *in situ*, efetuada no próprio local contendo contaminação, utilizando plantas é econômica (custo entre 60-80% menor comparado a técnicas convencionais), ambientalmente amigável e dependente da biodisponibilidade dos metais (ASHRAF, *et al.*, 2019).

O termo *phytoremediation* (*phyto* = vegetal; *remediation* = remediação) fora estabelecido em 1991 para definir o uso de vegetais e de microrganismos a eles associados, como instrumento para contenção, isolamento, remoção ou redução das concentrações de contaminantes em meio sólido, líquido ou gasoso (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000). Contudo, a fitorremediação não é um estudo recente. A inovação está, justamente, na investigação sistemática científica desenvolvida para explicar o processo de utilizar espécies vegetais para descontaminar ambientes.

A fitorremediação é um procedimento relativamente novo que combina uma série de processos baseados na utilização de plantas para limpar ambientes contaminados, ou seja, explora-se a capacidade natural de espécies vegetais para acumular e transportar elementos químicos em seus tecidos. Trata-se de um processo simples, econômico, de grande aceitação pública, tecnologia verde e não prejudicial ao meio ambiente (SUBHASHINI; SWAMY, 2016).

Procópio *et al.* (2009) dividiu a fitorremediação em 8 processos não exclusivos e que podem ocorrer simultânea ou sequencialmente em função das características morfofisiológicas de cada espécie vegetal ou ainda condições da área a ser reabilitada, conforme descrito a seguir: (1) fitoextração: absorção do contaminante presente no ambiente pela espécie vegetal; (2) fitoacumulação: armazenamento do contaminante nas raízes ou em outros órgãos, sem modificação nas moléculas do xenobiótico (aprisionamento); (3) fitodegradação: bioconversão do contaminante em formas menos tóxicas ou não-tóxicas nas raízes ou em outros órgãos dos vegetais; (4) fitovolatização: volatilização de um contaminante fitotransportado a uma forma volátil, a qual é liberada na atmosfera; (5) fitoestimulação: estimulação à concentração/ativação da comunidade microbiana apta a biodegradar o contaminante, resultado da produção e liberação de exsudatos radiculares pela espécie vegetal; (6) rizodegradação: biodegradação do contaminante pela comunidade microbiana associada à rizosfera da espécie vegetal; (7) rizovolatilização: volatilização de um contaminante rizotransformado a uma forma volátil, a qual é liberada na atmosfera e (h) rizoestabilização: imobilização, lignificação ou humificação do contaminante na rizosfera da espécie vegetal, ficando o contaminante inativo no solo. Algumas dessas estratégias foram esquematizadas na Figura 2.

Figura 2. Estratégias utilizadas pelas plantas no processo de fitorremediação.



Fonte: Adaptado de FAVAS *et al.*, 2014.

As variadas técnicas de fitorremediação podem ser empregadas para descontaminação de áreas sujeitas a contaminação de substâncias orgânicas ou inorgânicas, como metais, hidrocarbonetos de petróleo, agrotóxicos, explosivos, solventes clorados e subprodutos tóxicos da indústria (CUNNINGHAM *et al.*, 1996).

Segundo Marques, Aguiar e Silva (2011) a fitorremediação como opção para restaurar áreas contaminadas ainda é limitada por alguns fatores de natureza técnica, tais como: ação tóxica dos contaminantes sobre várias espécies de plantas, quando em concentrações altas; processo de descontaminação relativamente lento e incompleto; dependência do tipo de solo, das condições edafoclimáticas e do ciclo de vida da espécie vegetal, que pode ser longo; biomassa que acumula os resíduos tóxicos deve receber tratamento/disposição final adequado, ou oferecerá riscos de liberação para o solo, cadeia alimentar ou mesmo volatilização para a atmosfera e ação geralmente limitada à profundidade da zona das raízes.

Antes de iniciar um protocolo de fitorremediação, os aspectos físico-químicos do solo e do contaminante precisam ser identificados, assim como sua distribuição na

área, pois qualquer fator externo que possa intervir na performance das espécies fitorremediadoras devem ser minimizados e controlados (CARMO *et al.*, 2008).

Características como anatomia foliar, sistema radicular, drenagem de solos, atividade microbiana, condições de oxidação-redução, condições climáticas e classificação botânica (família, gêneros e espécies) dos vegetais empregados na remediação também influenciam na absorção, distribuição e no acúmulo de metais. Algumas plantas são adequadas para auxiliar na remoção de metais do solo, podendo ser identificadas através da investigação de parâmetros de germinação, crescimento e de produção em meio contaminado com os metais (CUNNINGHAM *et al.*, 1996; (DECHEN; NACHTIGALL, 2006).

Procópio *et. al* (2009) elencou alguns critérios que podem facilitar a escolha de espécies vegetais para atuarem como potenciais fitorremediadoras. Destaca-se entre elas: sistema radicular profundo e denso; alta taxa de crescimento e produção de biomassa; capacidade transpiratória elevada; alta taxa de exsudação radicular; resistência à pragas e doenças; adaptabilidade ao local a ser remediado (tanto em relação ao clima quanto ao solo); facilidade de controle ou de erradicação posterior; facilidade de aquisição ou multiplicação de propágulos e ocorrência natural em áreas contaminadas. Contudo, é difícil reunir todos esses atributos em uma só espécie, logo, aquela que for selecionada deve reunir o maior número delas. Outra possibilidade seria a utilização de várias espécies em um mesmo local, a fim de aliar mais características e remover mais de um contaminante.

Algumas espécies de plantas possuem adaptações que lhes permitem sobreviver e se reproduzir em solos contaminados com metais tóxicos, essas espécies foram divididas em dois grupos, sendo àquelas que crescem em solos contaminados ou não e as que crescem em solos naturalmente ricos em metais. Dependendo da espécie, a tolerância ao metal pode resultar na exclusão ou acumulação. Na estratégia de exclusão, cabe à planta evitar a absorção de metal e o transporte para as partes aéreas, enquanto que a acumulação consiste na alta concentração de metais em tecidos vegetais, requisitando uma fisiologia vegetal altamente especializada (DAHMANI-MULLER *et al.*, 2000).

As plantas tolerantes podem ser classificadas como: acumuladoras (concentração do elemento nos tecidos superior à entrada no solos), indicadoras (concentração na planta semelhante à encontrada no solo) ou ainda, exclusoras (concentração do metal é mantida constante até que a concentração crítica à planta

seja alcançada) quando expostas a um gradiente de contaminação de metais no solo (BATISTA, 2013).

Atualmente duas vertentes têm sido testadas para classificação das plantas quanto a hiperacumulação. A primeira delas refere-se ao nível máximo de tolerância ao metal em plantas que produzem pouca fitomassa na parte aérea, sendo possível conter teores  $> 100 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ ,  $> 1.000 \text{ mg Ni, Pb e Cu kg}^{-1}$ ,  $> 10.000 \text{ mg Zn e Mn kg}^{-1}$  (BAKER *et al.*, 1994) ou ainda, de acordo com Van der Ent *et al.* (2013)  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  para Cd, Se e Ti,  $300 \text{ mg kg}^{-1}$  para Co, Cu e Cr,  $1.000 \text{ mg kg}^{-1}$  para Ni, Pb e As,  $3.000 \text{ mg kg}^{-1}$  para Zn e  $10.000 \text{ mg kg}^{-1}$  de Mn em plantas que produzem grandes quantidades de fitomassa na parte aérea. Destaca-se que o uso de plantas hiperacumuladoras depende da sua própria capacidade de absorver contaminantes metálicos do solo e translocá-los para partes aéreas.

Os fatores de bioacumulação e translocação são importantes parâmetros para caracterizar o processo de hiperacumulação de metais em plantas, já que eles avaliam a capacidade que a planta possui de retirar o metal do solo e de translocá-lo para suas estruturas. O Fator de Bioacumulação ou Bioconcentração (FB) é uma medida da eficiência da planta para concentrar metais em seus tecidos a partir do ambiente circundante, sendo determinado a partir da razão entre a concentração de metal na parte aérea da planta e a concentração de metal no solo, enquanto que o Fator de Translocação (FT) é obtido a partir da razão entre a concentração de metal retida na parte aérea da planta (caule e folhas) pela concentração de metal nas raízes (SUBHASHINI; SWAMY, 2016). O valor de FT para espécies hiperacumuladoras deve ser  $> 1$  para demonstrar que a concentração de metais é maior nos tecidos acima do solo comparado aos tecidos radiculares. Além disso, este fator é de suma importância para espécies comestíveis já que envolve a colheita das partes aéreas (ASHRAF, *et al.*, 2019).

O Brasil possui grande potencial fitorremediador para a recuperação de áreas contaminadas, devido, principalmente, à diversidade e o clima que favorecem os processos biológicos no tratamento da poluição. Alguns estudos de fitorremediação envolvendo a contaminação de solos por Zn estão apresentados na Tabela 1.



**Tabela 1. Relação de espécies estudadas na fitorremediação de áreas contaminadas por zinco e concentrações absorvidas (mg kg<sup>-1</sup>).**

Autoria	Espécie de planta	Conc. de Zn no solo (mg kg <sup>-1</sup> )	Conc. de Zn na parte aérea (folhas +caule) (mg kg <sup>-1</sup> de planta)	Conc. de Zn na raiz (mg kg <sup>-1</sup> de planta)
FELIX <i>et al.</i> , 1999	<i>Alyssum murale</i>	810	675 (parte aérea + raiz)	
SOARES <i>et al.</i> , 2001a	<i>Cesearia lasiophylla</i>	8.800	1.109	1.356
	<i>Hymenaea courbaril</i>	8.800	597	1.825
	<i>Stratum granulosum</i>	8.800	2.917	3.087
	<i>Peltophorum dubium</i>	8.800	1.117	3.104
SOARES <i>et al.</i> , 2001b	<i>Eucalyptus maculata</i>	175	1.033	-
	<i>Eucalyptus urophylla</i>	205	1.194	-
ZEITOUNI; BERTON; ABREU, 2007	<i>Ricinus communis</i> L.	125	717	-
	<i>Helianthus annuus</i> L.	125	1.800	-
	<i>Capsicum baccatum</i> L.	125	564	-
	<i>Nicotiana tabacum</i> L.	125	899	-
SILVA; VITTI; TREVIZAM, 2007	<i>Glycine max</i>	554	171,3	-
	<i>Oriza sativa</i>	113	59	-
DISANTE; FUENTES; CORTINA, 2010	<i>Pinus pinea</i> L.	15	142	28
	<i>Pinus pinaster</i> Ait.	15	41	8
	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	15	4	3
	<i>Tetraclinis articulata</i>	15	8	1
	<i>Rhamnus aleternus</i> L.	15	5	1
	<i>Quercus suber</i> L.	15	178	385
MGANGA, 2014	<i>Aerva lanata</i> (L.) Schultes.	142	50	37
	<i>Grewia microcarpa</i> K. Schum.	142	47	24
	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	142	162	99
NIROLA; MEGHARAJ; PALANISAMI; ARYAL; NAIDU, 2015	<i>Acacia pycnantha</i>	63	224	62
	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	40	151	107
ALBUQUERQUE; GUEDES; DRUMOND, 2017	<i>Lactuca sativa</i>	270	164	-
	<i>Zea mays</i>	270	17	7,2
	<i>Phaseolus vulgaris</i>	270	79	-
	<i>Cynodon dactylon</i>	270	37,7	163,7
NWORIE; QIN; LIN, 2019	<i>Agrostis tenuis</i>	1881	147	-
	<i>Festuca pratensis</i>	1450	37	-
	<i>Agrostis stolonifera</i>	1263	54	-

Fonte: Elaborado pelo autor.

#### 3.4.1 *Mentha crispa* L.

Alguns estudos demonstram que culturas aromáticas e medicinais podem ser eficientes acumulando metais presentes no solo, evidenciando que essas espécies

podem ser estudadas a fim de verificar seu potencial fitorremediador (FAGERIA, 2000; KUNWAR *et al.*, 2015; JEZLER *et al.*, 2015).

A família Lamiaceae é uma das principais famílias botânicas representante das plantas medicinais, sendo composta por ervas e arbustos geralmente aromáticos e com ramos de seção quadrangular. Esta família está distribuída mundialmente, com aproximadamente 300 gêneros e 7500 espécies, mas no Brasil apenas 28 gêneros e 350 espécies foram descritas (JEZLER *et al.*, 2015).

A menta (*Mentha spp*) popularmente denominada como hortelã, hortelã-pimenta ou menta-inglesa, pertence à família Lamiaceae, a qual foram pautadas aproximadamente 25 espécies com facilidade de hibridização entre elas (BATTISTIN *et al.*, 2011). Originária da Europa e Ásia, no Brasil a planta começou a ser cultivada no início do século XX por imigrantes japoneses e europeus que a trouxeram para o interior do estado de São Paulo (GARLET; SANTOS, 2008). Atualmente, encontra-se amplamente distribuída pelo território nacional e atrai interesses econômicos para a indústria alimentícia (produção de balas e licores), farmacêutica (devido características digestivas, calmantes, tônicas, anti-sépticas e anti-asmáticas), cosmética (fabricação de sabonetes, perfumes) e de limpeza (JEZLER *et al.*, 2015).

A espécie *Mentha crispa* L. (Figura 3) originou-se do cruzamento entre a *Mentha spicata* L. e a *Mentha suaveolens* Ehlh (MATOS, 1994), caracterizando-se por ser uma planta herbácea perene, rasteira, muito ramificada, com caules quadrangulares verdes ou roxos, folhas ovais com bordas serrilhadas e carregadas com sacos de óleo aromático (SANTOS-FILHO *et al.*, 2004). Os óleos essenciais são frações líquidas e voláteis que contêm as substâncias responsáveis pelo aroma das plantas, neste caso, os principais componentes do óleo essencial são carvona e o mentol que possuem ampla exploração comercial no Brasil (PAULUS *et al.*, 2007).

Figura 3. Exsicata de *Mentha crispa* L. catalogada.



Fonte: REFLORA – HERBÁRIO VIRTUAL, 2019.

As espécies de menta podem ser cultivadas durante o ano todo, uma vez que toleram baixas temperaturas, entretanto, recomenda-se que o local de cultivo seja bem protegido do vento e a planta seja alocada em lugares ensolarados ou com incidência parcial de radiação solar, sendo irrigadas diariamente de forma a manter o solo sempre úmido. Recomenda-se a colheita a partir do terceiro mês de plantio, período correspondente a produção máxima de óleo essencial pela planta (RAIMUNDO; MACHADO-FILHO, 2017; CARVALHO, 2015; CHAVES, 2015).

Além disso, para garantir o bom desenvolvimento das variedades de menta, faz-se necessário analisar a composição dos nutrientes e qual a demanda requerida dos mesmos pela planta. O metal Zn, considerado como micronutriente de especial interesse neste trabalho, aparece na condição de elemento traço na estrutura da espécie (Tabela 2).

**Tabela 2. Demanda de nutrientes extraídos pela *Mentha spp.***

	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Cu	Zn	B	Mn
Unidade	----- kg t <sup>-1</sup> -----					----- g t <sup>-1</sup> -----				
Extração <sup>1</sup>	9,5	1,0	12,8	2,5	0,6	23,0	2,4	6,7	12,1	4,6

<sup>1</sup> Quantidade de nutriente na parte aérea da planta para cada tonelada de massa fresca produzida.  
Fonte: Adaptado de Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (2017).

Em relação ao cultivo em solos contaminados com metais, Zemiani (2017) avaliou o comportamento da *Mentha crispa* L. cultivada em solo contaminado por Cd constatando a redução na altura, diminuição do número de folhas, brotos e do tamanho da raiz em função do aumento da concentração do contaminante. Ainda, verificou que a maior concentração de Cd se deu na raiz, não havendo translocação para as partes aéreas da planta. Boldarini (2017), por sua vez, aferiu os efeitos causados na mesma espécie quando cultivada em solos contaminados com doses crescentes de cobre (Cu), sendo verificada a diminuição no crescimento da planta em concentrações mais altas do metal comparadas ao controle e identificada a capacidade da planta em tolerar o excesso desse metal, acumulando o mesmo nas raízes em doses maiores que as necessárias para a nutrição.

Sá *et al.* (2014) monitoraram o comportamento da *Mentha crispa* L. cultivada em solo contaminado com Pb, observando que o comprimento da raiz e a altura das partes aéreas não foram significativamente afetados em diferentes concentrações quando comparada ao controle. Entretanto, o número de folhas, brotos e massa verde foram reduzidos a partir do aumento da concentração de Pb no solo.

Jezler *et al.* (2015) avaliou o efeito de concentrações crescentes de Pb e Cd aplicados separadamente ao solo sobre o crescimento de *Mentha arvensis* e sobre a produção e qualidade do seu óleo essencial durante 40 dias. Como resultado, verificou-se que os metais foram absorvidos em quantidades diferentes pelas raízes. Nas folhas apenas o teor de Cd foi quantificado, tendo em vista a baixa translocação de Pb para esta estrutura. Por fim, a espécie foi considerada acumuladora destes metais, uma vez que não apresentou sintomas de toxicidade que comprometessem o crescimento e a produção de óleo essencial da planta.

Kunwar *et al.* (2015) estudaram duas plantas, *Ocimum basilicum* L. e *Mentha spicata* L., que foram cultivadas em solos tratados com diferentes concentrações de Pb, Cu e Cd, a fim de verificar alterações na composição dos metabólitos secundários (terpenóides). No caso da planta *Mentha*, nenhuma mudança significativa na composição do óleo essencial foi observada, evidenciando que a planta reteve maior concentração de contaminantes nas raízes, não translocando-o para estruturas aéreas. No caso de *Ocimum* foi constatada quantidade significativa de variação no teor de óleo essencial em todos os solos alterados pelos metais.

Pratas *et al.* (2014) avaliou a contaminação e distribuição de metais pesados no solo em torno de uma mina de chumbo abandonada e analisou o potencial de

fitorremediação da flora espontânea que viera a se desenvolver nesses solos. Desta forma, verificou-se que *Mentha suaveolens*, assim como as demais dessa espécie, foram tolerantes a concentrações elevadas de prata (Ag), podendo ser de grande utilidade na fitorremediação de áreas contaminadas por este tipo de metal.

A fitorremediação baseada na utilização de espécies vegetais para o tratamento *in situ* de solo e águas contaminadas constitui uma solução economicamente viável para a recuperação de sítios contaminados. Espécies da família Lamiaceae revelaram-se como potenciais fitorremediadoras de metais e neste sentido, o presente trabalho avaliou os efeitos da contaminação de Zn em Latossolo Vermelho no cultivo de *Mentha crispera* L.

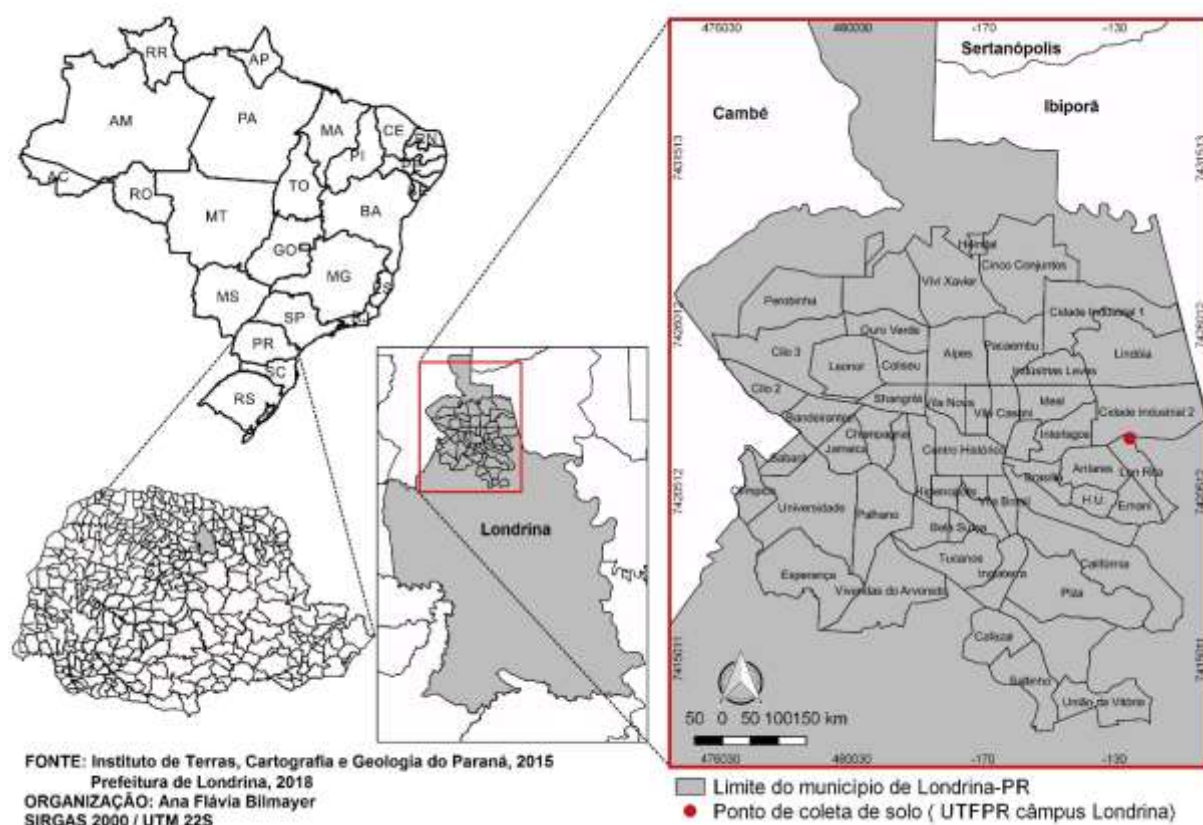
## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Coleta do solo

#### 4.1.1 Caracterização da área de coleta de solo

As amostras de solo foram coletadas nas proximidades da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR Câmpus Londrina, estado do Paraná, coordenadas geográficas do ponto de coleta 23° 18' 29" de Latitude Sul e 51° 06' 59" de Longitude Oeste, a 562 metros de altitude (Figura 4). Tratou-se de uma área sem edificações, coberta por vegetação rasteira e, conseqüentemente, com menor probabilidade de contaminação por Zn proveniente da construção civil.

Figura 4. Localização do município de Londrina – PR e do ponto de coleta de solo.



Fonte: Elaborado pelo autor.

O município de Londrina está localizado na Mesorregião Geográfica Norte Central Paranaense, Microrregião Geográfica Londrina (INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL, 2012) entre as coordenadas

geográficas 23° 10' 16" e 23° 46' 46" de Latitude Sul e 51° 19' 13" e 50° 52' 33" de Longitude Oeste, com altitude variando entre 356 e 851 metros (BAGNOLA *et al.*, 2011). Londrina possui 1652 km<sup>2</sup> de extensão territorial e população estimada em 564 mil habitantes para o ano de 2018 (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2018), sendo que aproximadamente 3% desta população reside em área rural, o que torna a cidade altamente urbanizada. As principais atividades econômicas desenvolvidas no município referem-se ao comércio varejista, indústria de transformação e de serviços (INSTITUTO PARANAENSE SE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL, 2018).

Dentre as características ambientais de relevância para este estudo, destaca-se o clima do município, que pela classificação de Köppen trata-se do tipo Cfa (h) caracterizado como clima subtropical, úmido, com média de temperatura do mês mais quente superior a 22°C. Este clima é predominante no Norte, Oeste e Sudoeste paranaense em altitudes inferiores a 900 metros. Evidencia-se que Londrina apresenta temperatura média anual de 20,9°C, sendo janeiro o mês mais quente (24°C) e junho o mês mais frio (16,6°C). A precipitação média anual é de 1.563 mm, sendo agosto o mês menos chuvoso (54 mm) e dezembro o mês mais chuvoso (205 mm) (BAGNOLA *et al.*, 2011).

#### 4.1.2 Coleta, preparação e análise do solo

Retirou-se a vegetação rasteira instalada na superfície do solo para que fosse coletado, aproximadamente, 85 kg de solo a uma profundidade de 0 - 20 centímetros, com o auxílio de pás e enxadas. Posteriormente, o solo foi seco em casa de vegetação com circulação de ar e temperatura ambiente, destorroado e peneirado manualmente em malha de 2 mm de diâmetro, a fim de obter Terra Fina Seca ao Ar (TFSA). Esta metodologia seguiu o protocolo estabelecido em literatura pela EMBRAPA (1997) e Nascimento e Fontes (2004).

A partir do montante de solo preparado, reservou-se uma amostra para realização de análises físico-químicas. As análises químicas foram executadas pelo Laborsolos Laboratório – Londrina/PR, com obtenção de medidas como pH, teor de matéria orgânica (MO), Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e composição química do solo, enquanto que a análise física e a determinação granulométrica foi realizada no Laboratório de Solos da UTFPR – Londrina, pelo Método da Pipeta descrito pela

EMBRAPA (1997) com adaptações. A determinação do valor de pH (EMBRAPA, 1997) também foi realizada no Laboratório de Solos da UTFPR para fins de comparação com o valor obtido pelo Laborsolos Laboratório.

#### 4.2 Isoterma de adsorção do zinco

O estudo de adsorção do Zn no solo foi realizado usando 1 g de amostra de solo em pH 5,67 (natural), suspenso em 25 mL de solução com concentrações crescentes de Zn na forma de acetato ( $\text{ZnC}_4\text{H}_6\text{O}_4$ ) e na presença de cloreto de cálcio ( $\text{CaCl}_2$ )  $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ . As soluções de Zn foram preparadas nas concentrações: 0, 2, 4, 6, 8, 10, 20, 40, 60, 80, 100, 120 e  $140 \text{ mg L}^{-1}$  (BOLDARINI, 2017; ZEMIANI, 2017). Utilizou-se o Zn na forma de acetato para evitar o uso de nitrato ou cloreto que podem atuar como nutrientes para as plantas, exercendo influência no processo de crescimento da *Mentha crispa* L.

Como o pH da suspensão solo-solução influencia fortemente na adsorção de metais no solo, as suspensões com adição de acetato de Zn tiveram seus valores de pH ajustados aos valores de pH próximo ao natural (em torno de 5-6) com pequenas adições de hidróxido de sódio ( $\text{NaOH } 1 \text{ mol L}^{-1}$ ) ou ácido clorídrico ( $\text{HCl } 1 \text{ mol L}^{-1}$ ), monitorando o pH final usando potenciômetro equipado com eletrodo combinado de vidro. Posteriormente, as soluções foram agitadas em mesa agitadora orbital por 24 horas com 150 rotações por minuto (rpm), centrifugadas por 2 minutos em 2000 rpm e depois filtradas. A concentração de Zn remanescente no sobrenadante foi determinada por espectrometria de absorção atômica com atomização em chama (FAAS), com correção de fundo de deutério e lâmpada de cátodo oco.

As concentrações de Zn adsorvidas pelo solo foram calculadas com base na diferença entre a concentração adicionada e a concentração remanescente (sobrenadante) após o período de equilíbrio. A partir desses valores experimentais, foram construídas as isotermas de adsorção, considerando a concentração de Zn adsorvida no eixo y (ordenada) em função da concentração de Zn em equilíbrio na solução (remanescente) no eixo x (abscissa). A partir dos modelos de Lagmuir e Freundlich aplicados às isotermas foi possível determinar a capacidade máxima de adsorção de Zn no solo.



### 4.3 Contaminação do zinco no solo

A partir do valor da capacidade máxima de adsorção de Zn no solo, determinado pelo do melhor ajuste obtido entre os modelos de Langmuir e Freundlich, estabeleceu-se, arbitrariamente, uma faixa de concentração de Zn com valores inferiores e superiores a esse valor. As concentrações de Zn no solo foram estabelecidas como  $C_0$ , sem adição de Zn, para efeito de controle, e as demais concentrações foram chamadas de  $C_1$ ,  $C_2$ ,  $C_3$ ,  $C_4$ ,  $C_5$ ,  $C_6$  e  $C_7$ , sendo que  $C_1$  refere-se à 1/8 da capacidade máxima de adsorção obtida,  $C_2$  à 1/6,  $C_3$  à 1/4,  $C_4$  à 1/2,  $C_5$  igual à máxima,  $C_6$  refere-se ao dobro da máxima e  $C_7$  ao quádruplo.

O delineamento experimental considerou o vaso controle  $C_0$ , somado às 7 concentrações crescentes de Zn, em quintuplicata, totalizando 40 vasos de polipropileno, contendo 2 kg de solo cada. A contaminação foi realizada a partir da diluição das soluções pré-determinadas de acetado de Zn, cujo volume foi determinado a partir do protocolo definido por Serafim *et al.* (2012), sendo considerado 60% dos espaços vazios do solo preenchidos por água a fim de suprir a demanda hídrica diária da planta e evitar o acúmulo de água na parte inferior do vaso. O volume de água utilizado durante o experimento foi de 830 mL tomando como base de cálculo as equações de volume do solo no interior do vaso (Equação 3), densidade do solo (Equação 4) e porosidade do solo (Equação 5)

$$Vt = a . b . c \quad \text{(Equação 3)}$$

$$ds = \frac{Ms}{Vt} \quad \text{(Equação 4)}$$

$$\alpha_s = 1 - \frac{ds}{dp} \quad \text{(Equação 5)}$$

Sendo:  $Vt$  = volume total de solo ( $\text{cm}^3$ );  $a$  = largura do vaso (cm);  $b$  = comprimento do vaso (cm);  $c$  = altura do vaso (cm);  $ds$  = densidade do solo ( $\text{g cm}^{-3}$ );  $Ms$  = massa de solo no vaso (g);  $dp$  = densidade de partícula ( $\text{g cm}^{-3}$ );  $\alpha_s$  = porosidade ( $\text{cm}^3$  água  $\text{cm}^{-3}$  solo).

Após a adição do metal em cada vaso contendo o solo, o procedimento de incubação proposto por Wang *et al.* (2007) foi seguido durante 45 dias, período suficiente para que o solo e o metal entrassem em equilíbrio.

#### 4.4 Preparação das mudas

As mudas matrizes da *Mentha crispa* L. foram obtidas no Herbário Medicinal da Universidade Paranaense - UNIPAR, sendo cultivadas em caixotes com solo previamente preparado – Latossolo Vermelho Distroférico Típico (Figura 5A). As novas mudas foram feitas por estaquia de raiz e plantadas em sacos apropriados, sendo monitoradas e irrigadas diariamente durante 25 dias, período suficiente para o enraizamento e estabilização das mesmas (Figura 5B). Posteriormente, as mudas foram transplantadas para os vasos utilizados no experimento.

**Figura 5. Preparação das mudas para plantio em solo contaminado. A) Mudas matrizes; B) Mudas obtidas por estaquia de raiz.**



Fonte: Elaborado pelo autor.

O método de estaqueamento é utilizado para aumentar o número de mudas da espécie desejada, obtendo material com as mesmas características da planta-mãe ou matriz. Consiste na retirada de alguma estrutura da planta-mãe (folhas, raiz ou caules) para o enraizamento, podendo ser plantadas diretamente no local definitivo, em viveiro ou sacos próprios ao cultivo de mudas (AZEVEDO; MOURA, 2010).

#### 4.5 Plantio e cultivo da *Mentha crispa* L. em solo contaminado

Após o período de 45 dias de incubação do metal no solo, as mudas de *Mentha crispa* L. contendo aproximadamente 10 centímetros de altura foram transplantadas para os vasos, sendo utilizada uma muda por vaso. Na primeira rega foram adicionadas em todas as replicadas, inclusive a do controle, 0,047 g L<sup>-1</sup> de sulfato de amônio [(NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>], 0,010 g L<sup>-1</sup> de cloreto de potássio (KCl) e 0,095 g L<sup>-1</sup> de fosfato

monopotássico ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ), determinados à partir de análise química preliminar (Anexo A) e tomando por referência o Manual de Adubação e Calagem para o Estado do Paraná (PAULETTI; MOTA, 2017), a fim de garantir condições ótimas para o desenvolvimento da espécie. As dosagens foram reaplicadas com aproximadamente 30 e 60 dias de experimento.

O experimento foi conduzido em casa de vegetação, em condições naturais de luz, umidade e temperatura, no período de agosto a dezembro de 2018, resultando em 105 dias de experimento. O volume de água diário necessário as plantas foi obtido seguindo a metodologia de determinação de umidade proposta por Serafim *et al.* (2012), calculado a partir da massa total de cada vaso no limite superior da faixa de umidade (60%), adotado como massa de referência.

#### **4.6 Sintomatologia visual**

Durante todo o período do experimento, inspeções diárias foram realizadas com o propósito de verificar o comportamento da planta em relação a ocorrência de amarelecimento, ressecamento, diminuição do número de folhas, diminuição da área foliar, escurecimento de pecíolo e comprometimento do desenvolvimento vegetativo. O registro fotográfico da sintomatologia visual foi realizado diariamente na primeira semana e quinzenalmente após este período. Quinzenalmente, foi realizada a avaliação do desenvolvimento da espécie avaliando-se os parâmetros como número de brotos e de folhas (contagem manual) e altura da parte aérea (determinada com o auxílio de uma régua a partir da identificação do ramo principal utilizando barbante).

Transcorrido o período de exposição ao contaminante de 105 dias, a *Mentha crispa* L. foi coletada com raízes e partes aéreas. As raízes, depois de limpas com água ultrapura, foram pesadas com auxílio de uma balança analítica e foram realizadas medidas de comprimento com auxílio de uma régua (os três maiores comprimentos visuais da planta) para efeito de comparação no desenvolvimento da espécie no solo com concentrações de Zn.

#### **4.7 Preparação das amostras e determinação da concentração de zinco**

O processo de limpeza da planta após a retirada do solo seguiu o protocolo da EMBRAPA (2009). Desta forma, as quintuplicatas da *Mentha crispa* L. foram lavadas

em água ultrapura (Purelab Option Q-7, Elga, Inglaterra) e as raízes foram imersas em solução de ácido clorídrico 10% v/v (destilado, *subboiling* BSB-939-IR, Berghof, Alemanha) durante um minuto, sendo em seguida enxaguadas em água ultrapura, a fim de remover resíduos de solo aderido à estrutura física da planta. Depois de limpas, as amostras foram separadas em raízes e partes aéreas (caules e folhas) e levadas em estufa com circulação de ar forçada, a 60° C, durante aproximadamente 72 horas até obtenção de massa constante.

Para obtenção da média de concentração de Zn em cada tratamento (C0 a C7), as amostras obtidas em quintuplicata no experimento formaram uma amostra composta, considerando a separação entre raízes, caules e folhas. O material foi triturado em moinho de facas tipo Willye (STAR FT 50) e peneirado em malha de poliéster com diâmetro de abertura de 75 µm.

Na sequência, as amostras foram submetidas à digestão ácida, conforme metodologia proposta por Silva (2012) com adaptações (relacionado à proporção de volume de amostra) para a determinação de Zn por espectrometria de absorção atômica com chama. Foi utilizada uma massa de 0,3 g da amostra, em triplicata, a partir do emprego de um bloco digestor (SL-25/40-R), onde foram adicionados 4 mL de ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>) (destilado, *Subboiling* BSB-939-IR, Berghof, Alemanha), submetido ao aquecimento de 50 °C por 30 minutos. Em seguida, a temperatura foi elevada a 120°C durante 90 minutos. Ao final, foram adicionados 2 mL de peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) por 2 vezes consecutivas, totalizando 4 mL, com manutenção da temperatura em 120 °C por mais 20 minutos. O material contido no tubo de ensaio foi filtrado e vertido para tubos de polipropileno tendo seu volume final completado para 20 mL com água ultrapura. Desta forma, a concentração de Zn nas estruturas vegetais digeridas foi determinada por espectrometria de absorção atômica com atomização em chama (Solaar S4, Thermo Scientific, Estados Unidos), lâmpada de cátodo oco operando em 213,9 nm, correção de fundo com lâmpada de deutério e demais parâmetros recomendados pelo fabricante.

A concentração de Zn no solo controle C<sub>0</sub> também foi determinada a fim de verificar a presença de Zn em concentrações naturais, que fora de 89 mg kg<sup>-1</sup>. Para tanto, adotou-se a metodologia de Lemos *et al.* (2017) utilizando 0,1 g de solo em triplicada, com adição de 2 mL de ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) aquecidos a 280 °C durante 60 minutos em bloco digestor. Em seguida, adicionou-se 1 mL de peróxido de hidrogênio aguardando resfriamento por 5 minutos e retomando o aquecimento a 280

°C por mais 30 minutos. Ao final, procedeu-se a filtração quantitativa e transferiu-se para tubos de polipropileno obtendo volume final de 20 mL completado com água ultrapura.

#### 4.8 Fatores de Bioacumulação, Translocação e Extração do Metal

A obtenção dos Fatores de Bioacumulação (FB) (Equação 6) e Translocação (FT) (Equação 7) permitem classificar a planta como eficiente para translocação de Zn da raiz para a parte aérea se  $FT > 1$ , e ineficiente se  $FT < 1$ . A partir do FB, a planta pode ser classificada como acumuladora quando  $FB > 1$ , indicadora quando  $FB = 1$ , e exclusora quando  $FB < 1$  (SUBHASHINI; SWAMY, 2016; BATISTA, 2013).

$$FB = \frac{\text{Concentração de Zn retida na parte aérea da Mentha } \left(\frac{mg}{kg}\right)}{\text{Concentração de Zn no solo } \left(\frac{mg}{kg}\right)} \quad (\text{Equação 6})$$

$$FT = \frac{\text{Concentração de Zn retida na parte aérea da Mentha } \left(\frac{mg}{kg}\right)}{\text{Concentração de Zn nas raízes da Mentha } \left(\frac{mg}{kg}\right)} \quad (\text{Equação 7})$$

A Taxa de Extração do Metal (*Metal Extraction Ratio*, MER), expressa a capacidade de extração do metal (Zn) considerando a biomassa de planta produzida e o volume do solo a ser limpo (Equação 8) (MERTENS; LUYSSAERT; VERHEYEN, 2005), possibilitando estimar o número de ciclos (tempo) necessários para descontaminação de determinada área ou mesmo volume de solo.

$$MER = \frac{\text{Concentração de Zn na Mentha } \left(\frac{mg}{kg}\right) \times \text{Massa da Mentha } (kg)}{\text{Concentração de Zn no solo } \left(\frac{mg}{kg}\right) \times \text{Massa de solo a ser limpa } (kg)} \times 100 \quad (\text{Equação 8})$$

#### 4.9 Análise estatística

Os resultados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e posteriormente as médias foram comparadas pelo teste Scott-Knott com nível de significância  $P < 0,05$ . A ANOVA foi aplicada com o objetivo de testar diferenças significativas entre os tratamentos (amostras com diferentes concentrações de Zn) e

o teste Scott-Knott foi realizado para identificar em quais grupos haviam tais diferenças a partir da comparação múltipla de agrupamento univariado. Referidos testes foram realizados no *software* RStudio.

A Análise Discriminante Canônica (ADC) é uma técnica estatística indicada para determinar as variáveis mais importantes na segregação entre dois ou mais grupos formados (BOLDARINI, 2017; ZEMIANI, 2017). A ADC foi realizada para verificar quais variáveis (altura da parte aérea, número de brotos e de folhas) foram mais importantes na segregação entre dois ou mais grupos com diferentes concentrações de Zn e, portanto, quais foram mais afetadas pelos tratamentos com Zn no solo (C0 a C7). Os testes foram processados no *software* Statistica® Release 7.

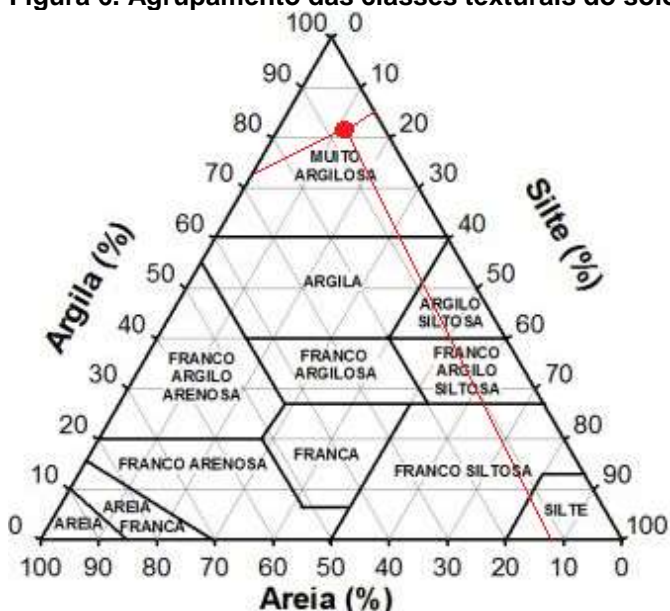
Os dados referentes ao crescimento da *Mentha crispa* L. ao longo dos dias de experimento, das concentrações de Zn absorvidas pela espécie e dos fatores de bioacumulação e translocação foram analisados graficamente pelas médias simples entre as replicatas de cada um dos tratamentos.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Análises físicas e químicas do solo

Os resultados da análise granulométrica do solo apresentados na Figura 6 revelaram composição de 73% de argila, 15% de silte e 12% de areia, evidenciando a predominância do solo com textura muito argilosa, em que o teor de argila foi superior a 60%. A partir dessa análise, é possível determinar a ordem e subordem do solo em estudo como Latossolo Vermelho (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2018), respectivamente.

Figura 6. Agrupamento das classes texturais do solo.



Fonte: Adaptado de EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2018.

A composição granulométrica do solo está ligada de forma direta com a variação na adsorção dos metais. A argila, fração textural mais representativa em Latossolo Vermelho, possui diâmetro de partícula inferior a 2  $\mu\text{m}$ , característica que implica maior área superficial específica, maior superfície de reação e consequentemente possibilita a maior adsorção de metais (VILAR, 2010; ZEMIANI, 2017).

Nascimento e Fontes (2004) observaram que o teor de argila no solo é um fator determinante para valores máximos de adsorção. Os minerais de argila afetam o fenômeno de adsorção de Zn através do seu efeito sobre a CTC e influência do teor de MO. A CTC indica a capacidade do solo em reter íons em condições específicas e

de trocar por quantidades iguais de íons de mesma carga, enquanto que a MO influencia a adsorção do elemento devido à formação de substâncias complexas, solúveis e insolúveis, afetando a disponibilidade às plantas (WANG, HARRELL; 2005).

Os resultados das análises químicas são apresentados na Tabela 3. Os valores de MO e CTC encontrados no solo foram de 24,02 g dm<sup>-3</sup> e 13,26 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, respectivamente, sendo considerados médios (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2009).

**Tabela 3. Características químicas das amostras de solo.**

Característica química	Unidade	Amostra
pH CaCl <sub>2</sub>	-	4,83
pH H <sub>2</sub> O	-	5,51
Matéria Orgânica (MO)	g dm <sup>-3</sup>	24,02
Capacidade de Troca Catiônica (CTC)	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	13,26
Soma de Bases Trocáveis (BT)	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	6,92
Porcentagem de Bases Trocáveis (V)	%	52,14
Teor de Fósforo (P)	mg dm <sup>-3</sup>	7,53
Teor de Potássio (K)	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	0,52
Teor de Magnésio (Mg)	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	1,98
Teor de Cálcio (Ca)	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	4,42

**Fonte: Laborsolo Laboratórios.**

A quantidade de Bases Trocáveis (BT) de potássio, cálcio, sódio e magnésio indicam o grau de intemperismo no solo, ou seja, solos considerados jovens sofreram menor ação intempérica e apresentam teores desses elementos mais altos (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2015). Com as análises químicas realizadas neste estudo, constatou-se um solo jovem e moderadamente resistente ao intemperismo, uma vez que os teores de potássio e magnésio apresentaram nível de suficiência alta, o fósforo nível de suficiência média e o cálcio, baixa.

A porcentagem de saturação de Bases Trocáveis (V), por sua vez, é um excelente indicativo das condições de fertilidade do solo, sendo que solos eutróficos (férteis) apresentam  $V \geq 50\%$  e os solos distróficos (pouco férteis)  $V < 50\%$  (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2015; 2010). A partir das análises químicas foi possível determinar o Grande Grupo do solo, que trata-se de Latossolo Vermelho Distroférico Típico (LVdf) de relevo plano, de fertilidade eutrófica, confirmando os resultados descritos por Bagnola *et al.* (2011) que apuraram que cerca



de 5,6% da área total do município de Londrina apresenta solos desta classificação (Latosolos Vermelhos com caráter férrico, correspondem a 29,2% do município).

O Latossolo Vermelho Distroférico originou-se de rochas basálticas derivadas da Formação Serra Geral, especialmente na parte do território referente à Bacia do Rio Paraná. Em geral, é um solo profundo, bem drenado, com homogeneidade de características ao longo do perfil, coloração vermelho-escura e de grande importância para produção agrícola nacional (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2007).

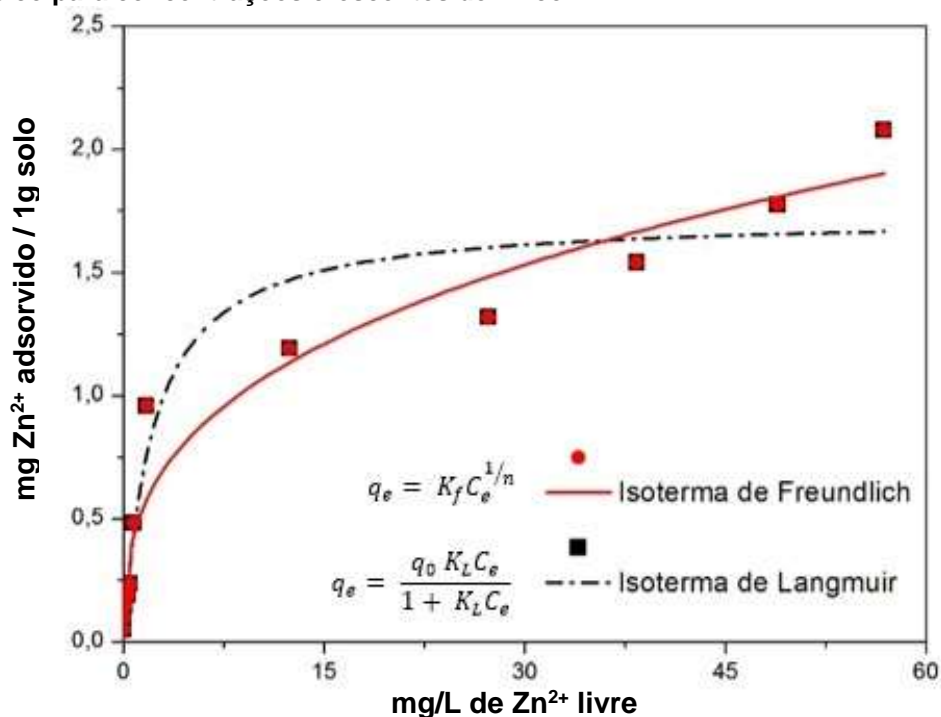
No presente estudo, o valor do pH obtido em água foi inferior a 7,0 o que permite afirmar que o Zn encontra-se na solução do solo predominantemente como íon  $Zn^{+2}$  (ALCÂNTARA, 1993), característica que propicia maior disponibilidade do elemento Zn para o solo e plantas. Os metais apresentam maior solubilidade em condições de acidez, devido a menor retenção desses elementos, pois há a diminuição da capacidade de troca de cátions e ânions no solo (BORGES; COUTINHO, 2004). Complementarmente, em um estudo elaborado por Consolini e Coutinho (2004) constatou-se que a elevação de pH foi o fator determinante para a redução da quantidade de Zn acumulada na matéria seca de uma espécie de milho, o que permite ressaltar a importância deste parâmetro para processos de remoção de Zn do solo utilizando plantas.

## 5.2 Isotermas de adsorção

O processo de adsorção determina a quantidade de nutrientes, metais, pesticidas e outros compostos orgânicos retidos na superfície do solo afetando o sistema de transporte de nutrientes e contaminantes no solo (SPARKS, 2003). As isotermas de adsorção, por sua vez, produzem indícios sobre a capacidade que os metais possuem de adsorverem-se no solo (HINZ, 2001).

No presente estudo, a isoterma de adsorção de Zn no solo ajustou-se de forma mais satisfatória ao modelo de Freundlich ( $R^2=0,9478$ ) quando comparada à isoterma de Langmuir ( $R^2=0,9129$ ) (Figura 7). O modelo de Freundlich tem sido utilizado por diversos autores (NASCIMENTO; FONTES, 2004; LOPES, 2009; LINHARES *et al.*, 2010) com coeficientes de determinação tão altos quanto aos obtidos no presente trabalho, o que sugere que a equação se ajusta as diversas classificações de solo e variadas concentrações de metais.

Figura 7. Isotermas de Freundlich e Langmuir obtidas em Latossolo Vermelho Distroférico Típico para concentrações crescentes de zinco.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Com a aplicação do modelo de Freundlich, a capacidade máxima de adsorção do Zn no solo foi determinada a partir do valor de  $q_0$ , que foi de  $482,66 \text{ mg kg}^{-1}$ , sugerindo alta capacidade do solo em reter concentrações de Zn. Souza, Chaves e Fernandes (2006) encontraram resultados semelhantes ao analisar o padrão de adsorção de Zn em Latossolo Vermelho, cujo valor foi de  $461,4 \text{ mg kg}^{-1}$ .

O melhor ajuste apresentado no modelo de Freundlich pode ser justificado pelo fato de ser aplicado para descrever a adsorção de soluções sobre sólidos em superfícies heterogêneas, o que não se aplica ao modelo de Langmuir, que descreve a adsorção de gases por sólidos em superfícies homogêneas (ALLEONI; BORBA; CAMARGO, 2005).

Nascimento e Fontes (2004) observaram que o teor de argila é mais determinante que o teor de matéria orgânica no processo de adsorção de Zn, portanto, quanto mais argiloso o solo, mais propenso ele é à adsorção do metal. Este pressuposto corrobora com o presente estudo, uma vez que o Latossolo Vermelho Distroférico é um solo de textura muito argilosa (73%), confirmando a alta capacidade de adsorção obtida.

Portanto, a partir do valor obtido da Capacidade Máxima de adsorção do solo (CMA), as concentrações de Zn aplicadas em cada tratamento foram estabelecidas, de forma arbitrária, conforme a Tabela 4.

**Tabela 4. Concentrações de zinco aplicadas em cada tratamento.**

Tratamento	Concentração (mg kg <sup>-1</sup> )
C0 – sem adição de Zn	0,0
C1 – 1/8 da CMA	60,3
C2 – 1/6 da CMA	80,4
C3 – 1/4 da CMA	120,5
C4 – 1/2 da CMA	241,3
C5 = CMA	482,6
C6 – dobro da CMA	965,2
C7 – quadruplo da CMA	1930,4

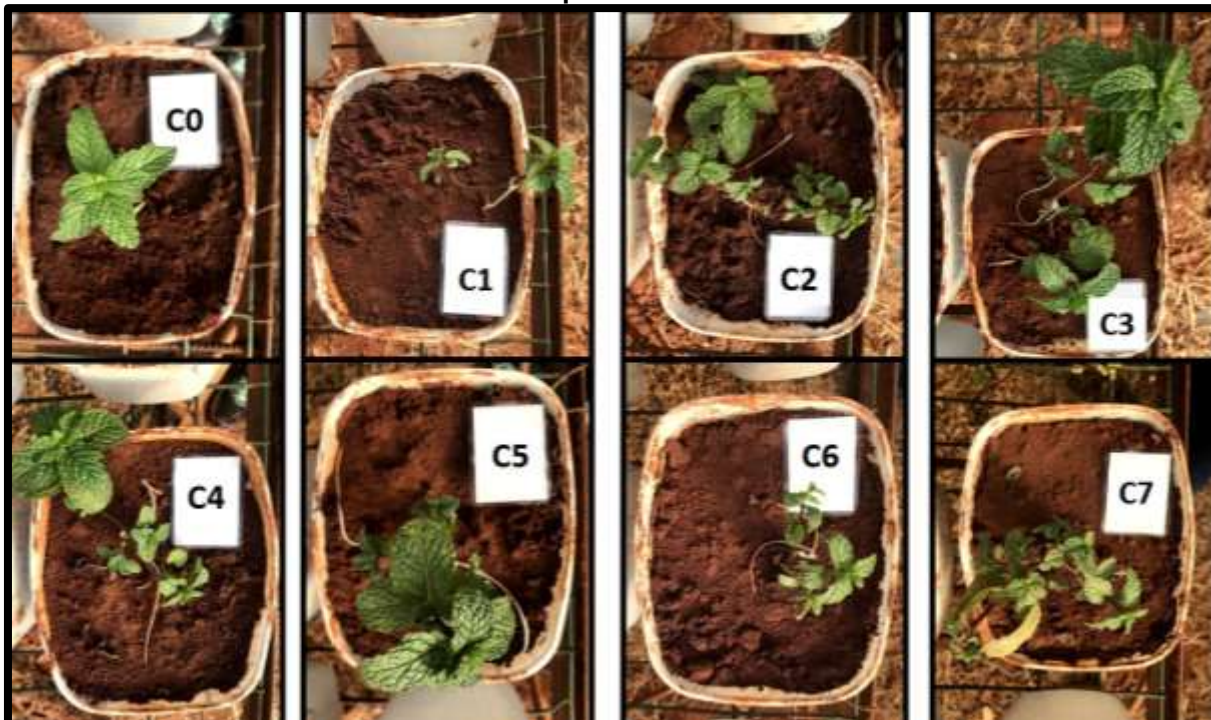
Fonte: Elaborado pelo autor.

### 5.3 Sintomatologia visual

A sintomatologia consistiu na inspeção visual e no registro fotográfico do desenvolvimento de *Mentha crispa* L. em Latossolo Vermelho contaminado com Zn correspondentes aos tratamentos (C1 a C7) em comparação com o tratamento controle (C0) realizados durante os 105 dias de experimento.

As primeiras diferenças visuais entre os tratamentos foram notadas a partir do sétimo dia de plantio através do escurecimento na pigmentação das folhas dos tratamentos C5, C6 e C7 quando comparadas a C0, o ressecamento das folhas dos tratamentos C6 e C7 e a queda de folhas em três replicatas do tratamento C7. Os tratamentos C1 a C4 se apresentaram visualmente semelhantes a C0 (Figura 8).

Figura 8. Registro fotográfico dos tratamentos contendo *Mentha crispa* L. cultivada em solo contaminado com zinco no sétimo dia de experimento.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A partir do 45º dia de experimento foi observada visualmente a diminuição do número de folhas e da altura da parte aérea de todos os tratamentos quando comparados ao tratamento C0. Além disso, a coloração amarelada das folhas ficou evidente nos tratamentos C0, C5, C6 e C7. No tratamento controle (C0), tal fato pode estar relacionado a deficiência nutricional de Zn, enquanto que nos demais tratamentos possa ser indicativo do surgimento de cloroses. Segundo Fontes e Cox (1998), a ocorrência de clorose está relacionada à deficiência de elementos responsáveis pela formação dos cloroplastos e a síntese de clorofila, que na presença de Zn pode inibir, por competição, a absorção de outros íons, tais como o ferro devido à similaridade de raio iônico.

Em relação à perda foliar nos tratamentos C6 e C7, as novas folhas nasceram com uma área menor e aspecto rugoso. Esses sintomas foram semelhantes aos observados por Boldarini (2017) que avaliou o desenvolvimento de *Mentha crispa* L. em solo contaminado com Cu, outro micronutriente importante para o funcionamento metabólico das plantas. No tratamento C7, especificamente, observou-se evidências de toxidez a partir do arroxamento das veias foliares e epinastia (curvatura do pecíolo voltada para baixo) (Figura 9).

**Figura 9. Registro fotográfico dos tratamentos contendo *Mentha crispa* L. cultivada em solo contaminado com zinco no 45º dia de experimento.**



Fonte: Elaborado pelo autor.

Destaca-se que os tratamentos C4 e C5 foram os mais numerosos quanto ao número de brotações (Figura 10). Provavelmente a quantidade de Zn nestes tratamentos proporcionou um maior estímulo no desenvolvimento da planta, pois eram visualmente mais uniformes, saudáveis e apresentavam um tom mais intenso da cor verde quando comparado aos demais tratamentos, inclusive C0. Esse comportamento possivelmente relaciona-se ao fato do Zn, em proporções nutricionais adequadas, atuar como cofator funcional, estrutural ou regulador de um grande número de enzimas, dentre elas a Anidrase Carbônica (AC), que age de forma metabólica transportando o dióxido de carbono no processo de fotossíntese. O Zn também está relacionado à síntese e conservação das auxinas, hormônios vegetais relacionados ao crescimento vegetal (MENGEL; KIRBY, 1987).

**Figura 10. Ramificações dos tratamentos C4 e C5 com 73 e 82 centímetros de comprimento, respectivamente.**



Fonte: Elaborado pelo autor.

A partir do 90º dia de experimento foi observada a intensificação do processo de perda foliar em todos os tratamentos, provavelmente decorrente do encerramento do ciclo vegetativo da planta, fato que determinou o encerramento das análises aos 105 dias (Figura 11). A última avaliação sintomatológica registrou diferenças em relação à pigmentação e textura das folhas, tamanho da área foliar e coloração arroxeadada das nervuras das folhas e ramos, podendo estas características estar associadas como sintomas de toxicidade. Wolff *et al.* (2009) e Soares *et al.* (2001b) encontraram efeitos semelhantes sob o cultivo de *Salvinia auriculata* e *Eucalyptus maculata* expostas a elevadas concentrações de Zn, respectivamente.

Destaca-se que o efeito de contaminantes depende do tempo de exposição e da concentração do metal, além de depender do ciclo vegetativo e da fisiologia específica da planta em estudo (ZEMIANI, 2017).

**Figura 11. Registro fotográfico dos tratamentos contendo *Mentha crispa* L. cultivada em solo contaminado com zinco no 105º dia de experimento.**



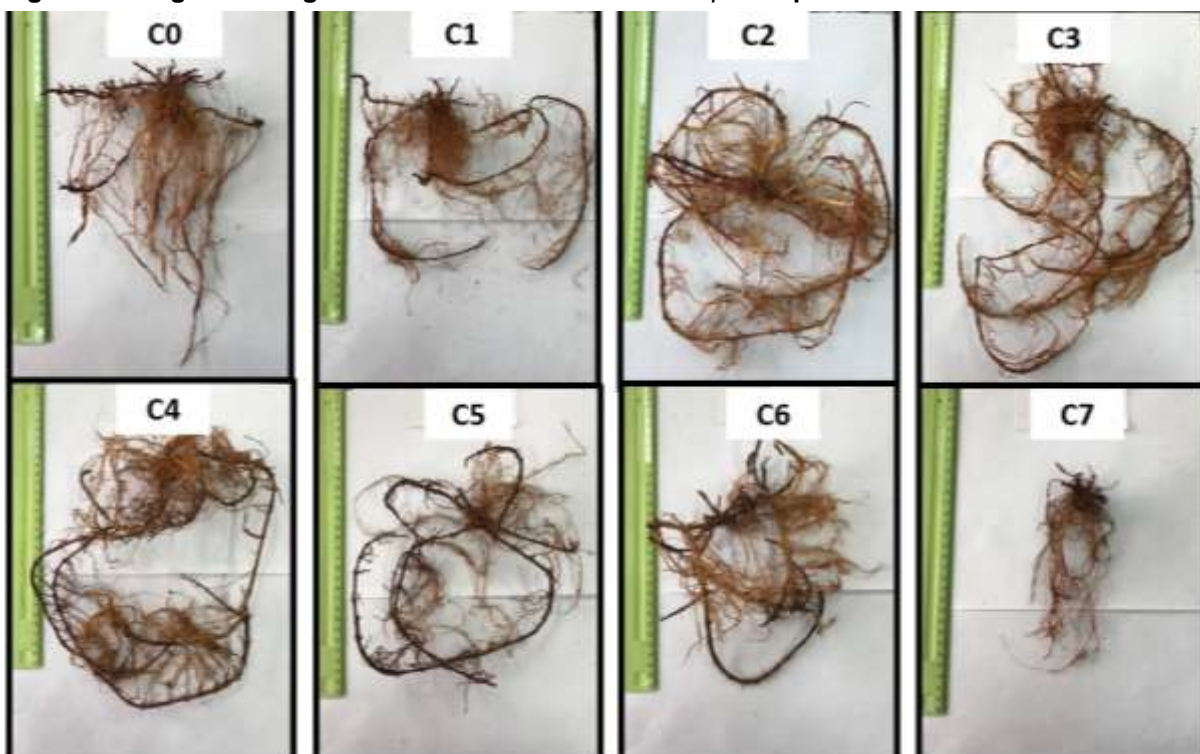
Fonte: Elaborado pelo autor.

Após a última avaliação visual, com 105 dias de experimento, foi realizada a retirada das amostras de *Mentha crispa* L. do solo. Além dos efeitos de toxicidade na parte aérea da planta, também foi possível observar implicações provocadas pelo metal no desenvolvimento da raiz (Figura 12), que é a principal fonte de entrada de

nutrientes e água para a planta, sendo a primeira estrutura a sofrer com a presença de elementos prejudiciais (JEZLER *et al.*, 2015).

As diferenças mais evidentes nas raízes foram observadas nos tratamentos C5, C6 e C7, que apresentaram coloração mais escura, comprimento e cabelo radicular inferiores ao vaso controle C0, tendo provavelmente seu desenvolvimento inibido devido à presença de alta concentração do metal. Segundo Baccouch, Chaoui e Ferjani (1998) o escurecimento gradativo das raízes de plantas expostas a altas concentrações de Zn pode ser consequência de deficiência induzida de cálcio. O alongamento da raiz pode ser reduzido pela inibição da divisão celular da raiz e/ou pela diminuição da expansão celular no alongamento da zona enraizada. Os principais efeitos morfológicos e estruturais causados pela toxicidade do metal em raízes podem ser resumidos como: (i) diminuição no alongamento da raiz, biomassa e diâmetro de vaso; (ii) dano na ponta da raiz; (iii) colapso ou diminuição do cabelo radicular; (iv) aumento ou diminuição na formação de raízes laterais; (v) aumento na suberificação e lignificações e (vi) alterações na estrutura da hipoderme e endoderme (ANSARI *et al.*, 2016).

**Figura 12. Registro fotográfico das raízes de *Mentha crisper* L. após 105 dias de cultivo.**

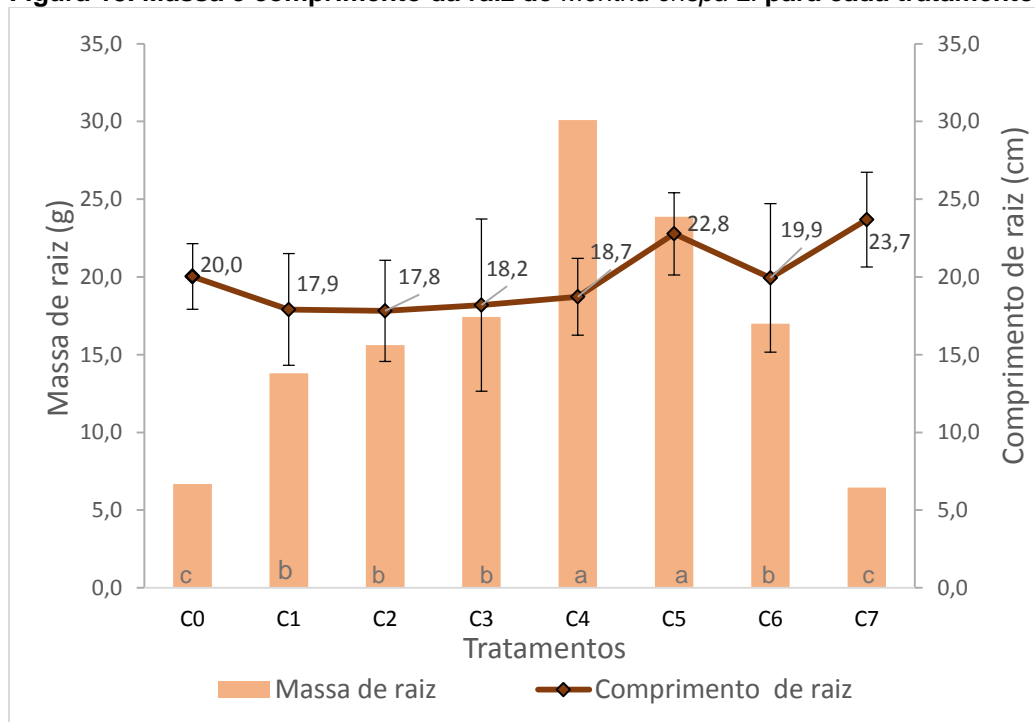


Fonte: Elaborado pelo autor.

Efeito contrário foi observado nos tratamentos C2, C3 e C4, que tiveram visualmente aumento no cabelo radicular e maior comprimento de raiz quando comparadas ao tratamento C0, com ramificações mais espessas. Essas observações indicaram o fortalecimento das raízes a partir da atuação do Zn como micronutriente.

A massa e comprimento das raízes foram medidos e os resultados podem ser observado na Figura 13. A massa da raiz da planta diminuiu 21, 43 e 78% nos tratamentos C5, C6 e C7, respectivamente, quando comparada com o tratamento C4. Disante, Fuentes e Cortina (2010) também identificaram a inibição no alongamento e na massa de raiz em seis espécies lenhosas expostas à níveis crescentes de Zn no solo. No que se refere ao comprimento de raiz, verificou-se grande variação na medida de comprimento, porém as médias entre os tratamentos pouco diferiram.

**Figura 13. Massa e comprimento da raiz de *Mentha crisper* L. para cada tratamento.**



\*Letras iguais indicam que os tratamentos pertencem ao mesmo grupo (Teste de Scott-Knott 5%).

Fonte: Elaborado pelo autor.

Uma ANOVA foi realizada (Tabela 5) para avaliar o efeito do Zn no solo sobre as massas de raiz. Pelo teste de Shapiro-Wilk ( $p$ -valor = 0,77) e o teste de Bartlett ( $p$ -valor = 0,06) à 5% de significância, foi verificado que os pressupostos da ANOVA foram atendidos. Portanto, como houve diferença significativa entre os tratamentos, o teste de Scott-Knott foi realizado ao nível de 5% de significância, identificando que os tratamentos C4=C5, C1=C2=C3=C6 e C0=C7 diferem entre si. Destaca-se que,



analisando individualmente os dados estatísticos de massa de raiz temos C0=C7, contudo, o registro fotográfico permite a identificação visual de diferenças no desenvolvimento da raiz entre os tratamentos, admitindo a atuação oposta do Zn com concentração natural deficiente como micronutriente (C0) e em excesso como contaminante (C7).

**Tabela 5. Análise de variância para massa de raiz.**

Causa de Variação	Grau de liberdade	Soma de Quadrado	Quadrado Médio	Estatística do Teste	<i>p</i> -valor
Tratamento	7	2227	318,14	75,417	0,0226
Resíduo	32	1349,9	42,18		
Total	39	3576,9			

**Fonte: Elaborado pelo autor.**

Aplicando-se ANOVA (Tabela 6) verificou-se que não houve diferença significativa entre os tratamentos em relação ao parâmetro comprimento de raiz. Pelo teste de Shapiro-Wilk (*p*-valor = 0,42) e o teste de Bartlett (*p*-valor = 0,57) com 5% de significância, foi verificado que os pressupostos da ANOVA foram atendidos.

**Tabela 6. Análise de variância para o comprimento de raiz.**

Causa de Variação	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	Estatística do Teste	<i>p</i> -valor
Tratamento	7	175,89	25127	19,348	0,0963
Resíduo	32	415,57	12987		
Total	39	591,46			

**Fonte: Elaborado pelo autor.**

Por fim, foi realizado o teste de Correlação de Pearson (*p*-valor = 0,36), sendo obtido o valor de  $r = -0,14$  (em uma escala de -1 a 1), não sendo possível estabelecer correção linear entre as variáveis massa e comprimento de raiz. Para avaliar o desenvolvimento da *Mentha crispa* L. em solo contaminado com Zn, a medida das massas das raízes dos tratamentos em conjunto com o registro fotográfico mostraram-se mais eficientes que a medida do comprimento.

#### **5.4 Análise do crescimento de *Mentha crispa* L.**

Durante o período experimental foram realizadas quinzenalmente as medições de altura da parte aérea e contagem do número de brotos e de folhas, visando

monitorar e analisar o crescimento da *Mentha crisper* L. em solo contaminado com doses crescentes de Zn. Os resultados das medições são apresentados na Tabela 7.

**Tabela 7. Médias da altura da parte aérea, número de brotos e de folhas de *Mentha crisper* L. expostas ao zinco, obtidas quinzenalmente e comparadas pelo Teste Scott-Knott 5%.**

TRATAMENTO	QUINZENA							
	1 <sup>a</sup>	2 <sup>a</sup>	3 <sup>a</sup>	4 <sup>a</sup>	5 <sup>a</sup>	6 <sup>a</sup>	7 <sup>a</sup>	8 <sup>a</sup>
	<b>ALTURA DA PARTE AÉREA (cm)</b>							
C0	7,3 a	12,5 a	18,2 a	23,8 a	26,7 a	30,8 a	34,5 a	36,3 a
C1	9,9 a	13,6 a	17,1 a	21,4 a	21,0 a	22,1 a	23,3 b	24,4 b
C2	10,9 a	15,1 a	18,2 a	21,0 a	22,7 a	23,5 a	24,4 b	25,3 b
C3	10,2 a	13,6 a	16,9 a	22,9 a	25,2 a	27,5 a	28,7 b	30,2 b
C4	12,7 a	16,0 a	17,0 a	21,4 a	23,9 a	25,4 a	26,3 b	28,4 b
C5	9,1 a	13,1 a	17,3 a	21,4 a	24,8 a	26,9 a	28,2 b	29,2 b
C6	9,2 a	12,5 a	16,1 a	20,4 a	23,5 a	26,4 a	27,8 b	29,3 b
C7	9,3 a	13,3 a	16,2 a	19,5 a	21,6 a	23,8 a	25,1 b	26,5 b
	<b>Nº DE BROTOS (unidade)</b>							
C0	0,6 a	1,8 a	2,6 a	3,0 a	3,0 a	3,0 a	3,2 a	3,2 a
C1	0,8 a	1,8 a	2,8 a	3,2 a	3,2 a	3,8 a	3,8 a	3,8 a
C2	0,8 a	1,4 a	1,8 b	2,4 a	2,4 a	2,8 a	3,0 a	3,0 a
C3	0,2 a	1,0 a	2,2 a	2,7 a	2,7 a	3,2 a	3,2 a	3,2 a
C4	0,3 a	1,6 a	2,8 a	3,3 a	3,3 a	4,1 a	4,1 a	4,1 a
C5	0,4 a	0,4 a	0,8 b	2,6 a	2,6 a	3,2 a	3,4 a	3,4 a
C6	0,8 a	1,4 a	1,4 b	2,0 b	2,0 b	2,6 a	2,6 a	2,6 a
C7	0,4 a	1,4 a	1,4 b	1,4 b	1,4 b	2,0 a	2,2 a	2,2 a
	<b>Nº DE FOLHAS (unidade)</b>							
C0	30,6 a	165,8 a	520,4 a	811,2 a	875,0 a	947,8 a	1709,7 a	1047,5 a
C1	41,0 a	131,0 a	354,6 b	597,8 b	631,0 b	641,4 b	729,6 c	687,0 c
C2	38,4 a	149,4 a	335,2 b	600,0 b	582,8 b	582,0 b	617,8 c	748,8 c
C3	39,7 a	144,5 a	344,7 b	618,7 b	624,0 b	637,7 b	880,2 b	761,2 c
C4	51,6 a	166,5 a	321,8 b	560,5 b	662,0 b	703,8 b	919,6 b	788,6 c
C5	43,4 a	175,0 a	309,0 b	458,8 b	449,0 c	534,4 b	705,2 c	718,6 c
C6	56,8 a	192,8 a	324,6 b	496,0 b	542,0 c	672,0 b	804, 0 b	766,0 c
C7	54,2 a	156,8 a	287,6 b	514,8 b	637,2 b	721,4 b	934,0 b	884,4 b

\*Letras iguais indicam que os valores não apresentam diferenças significativas (Teste de Scott-Knott 5%).

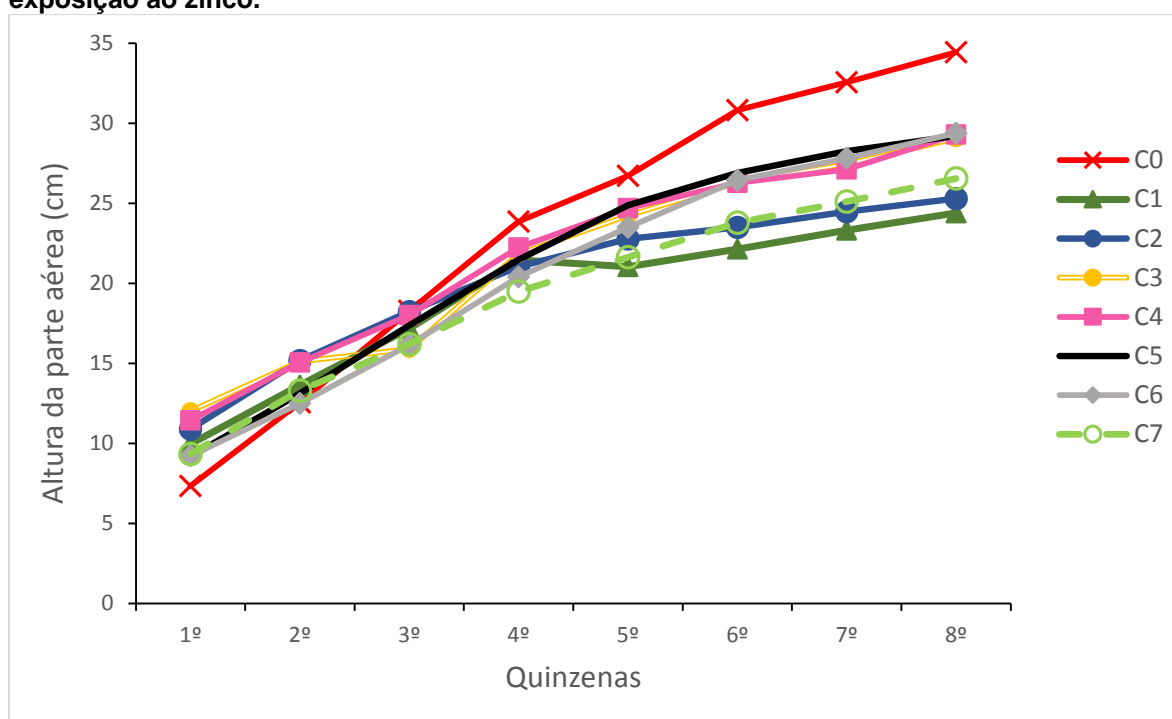
Fonte: Elaborado pelo autor.

A partir da ANOVA foi possível avaliar o efeito da contaminação de Zn no desenvolvimento da planta no decorrer do tempo. Dentre os parâmetros avaliados (altura da parte aérea, número de folhas e brotos) nas oito quinzenas de experimento, o número de brotos praticamente não sofreu alteração significativa quando comparado com o tratamento controle (C0). Também não houve diferenças significativas em relação à altura da parte aérea da planta, com exceção das duas últimas quinzenas.

No entanto, o número de folhas apresentou diminuição significativa a partir da terceira quinzena para todos os tratamentos quando comparado com o tratamento controle C0. Os resultados mostram que essas diferenças se intensificaram nas últimas quinzenas, indicando que *Mentha crisper* L. necessita um tempo de exposição ao contaminante para iniciar suas respostas fisiológicas.

Em relação à altura da parte aérea das plantas, observou-se um crescimento ascendente até a quarta quinzena de experimento como pode ser visto na Figura 14. Posteriormente, o desenvolvimento da planta foi atenuado nos tratamentos de C1 a C7, sendo constatada uma redução entre 16 e 30% em relação a C0. O excesso de Zn pode afetar os fotossistemas, aglomerados de clorofila e outros pigmentos vegetais, reduzindo a atividade enzimática e o crescimento da parte aérea em plantas (DHIR; SHARMILA; SARADHI, 2008).

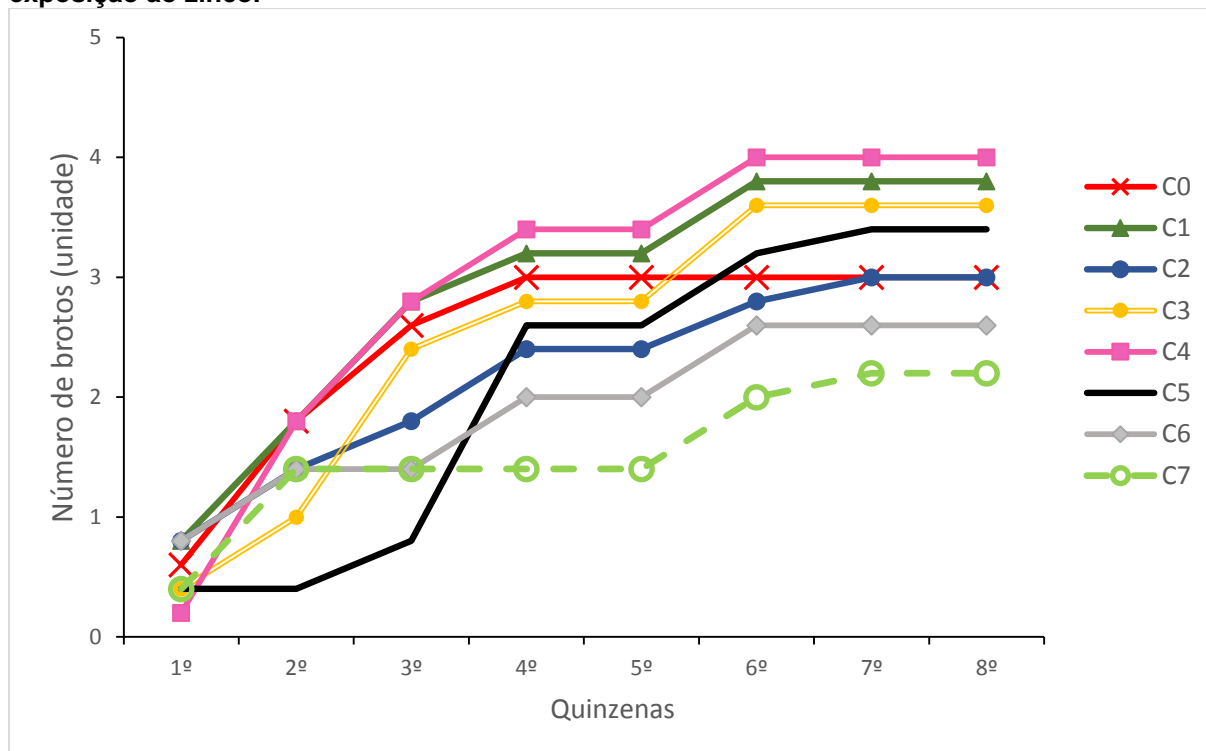
**Figura 14.** Altura da parte aérea de *Mentha crisper* L. para cada tratamento durante o tempo de exposição ao zinco.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Quanto ao número de brotos de *Mentha crisper* L., observou-se um aumento em função do tempo de exposição ao Zn para todos os tratamentos (Figura 15). Embora estatisticamente iguais aos demais tratamentos, C6 e C7, sofreram uma redução de 14 e 27%, respectivamente, em relação a C0 neste parâmetro.

**Figura 15. Número de brotos de *Mentha crispata* L. para cada tratamento durante o tempo de exposição ao zinco.**

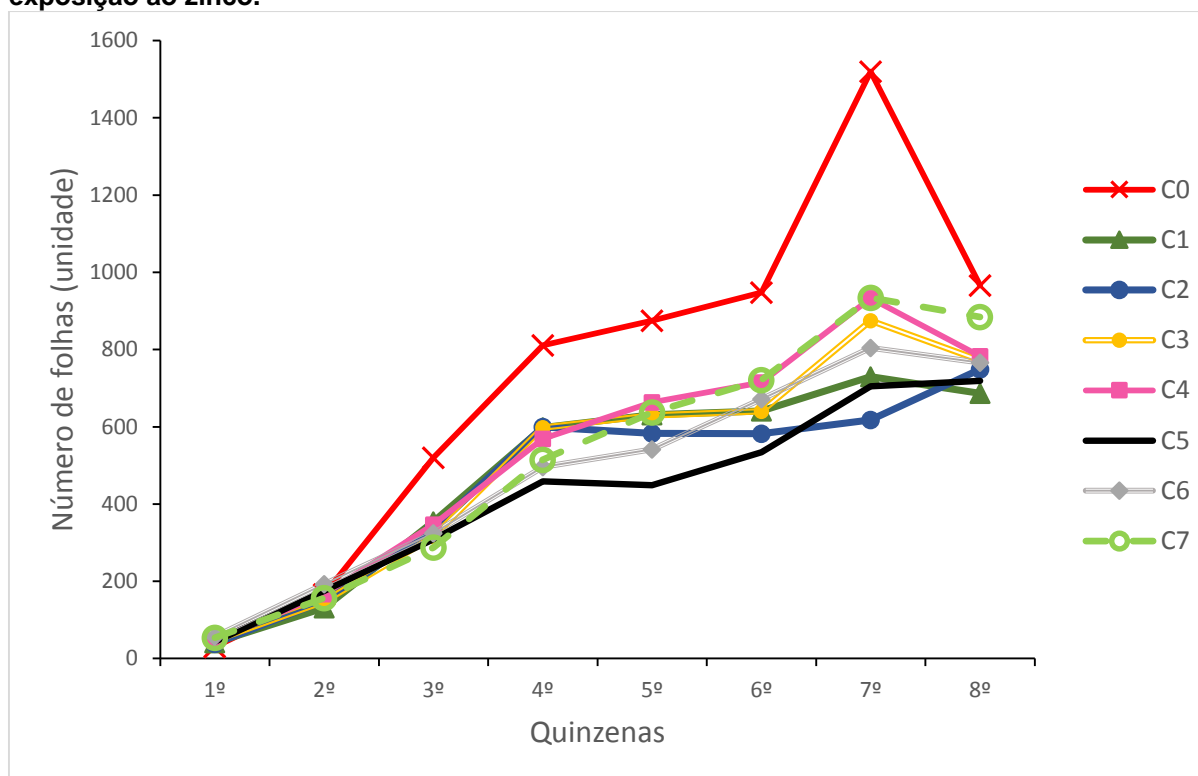


Fonte: Elaborado pelo autor.

O número de brotações em todos os tratamentos ficou estabilizado entre a quarta e quinta quinzena, período em que o experimento foi conduzido em ambiente de laboratório devido ao destelhamento da casa de vegetação que foi atingida por um temporal. Nesta ocasião, as plantas ficaram expostas somente a luz artificial e em ambiente com circulação de ar reduzida, fato que ocasionou estresse visível às plantas.

No que se refere ao número de folhas, ficou evidente que a planta se comportou diferente entre os tratamentos com Zn (C1 a C7) e o tratamento controle (C0) (Figura 16). Com maior tempo de exposição, a presença de Zn no solo alterou o desenvolvimento foliar da espécie, sendo constatada uma redução entre 8 e 28% em relação ao tratamento controle. Também foi observada uma queda do parâmetro na sétima quinzena de experimento, fato que pode ser associado a proximidade ao fim do ciclo vegetativo da planta ou ainda ao estresse ocasionado às mesmas devido transição dos ambientes de cultivo (casa de vegetação e laboratório).

**Figura 16.** Número de folhas de *Mentha crispata* L. para cada tratamento durante o tempo de exposição ao zinco.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Em geral, observou-se uma tendência de redução no número de folhas, brotos e na altura da parte aérea a partir do aumento das concentrações de Zn no solo. Contudo, essas concentrações não foram prejudiciais à vitalidade da espécie, demonstrando sua tolerância à presença do metal no solo. Segundo Ashraf *et al.* (2019) apenas algumas espécies têm capacidade de sobreviver em solo contaminado com Zn.

A inibição do crescimento vegetal e a redução na produção de matéria seca da parte aérea foram os principais efeitos observados em plantas cultivadas na presença de Zn (FAGERIA, 2000; CARNEIRO; SIQUEIRA; SOUZA, 2002; LI *et al.*, 2011; ALEXANDRE *et al.*, 2012). Por outro lado, esses resultados discordam dos obtidos por Jezler *et al.* (2015) que não constataram alteração no crescimento de *M. arvensis* com a aplicação separada de chumbo e cádmio no solo. Uma explicação plausível para tal feito pode estar relacionada ao fato de que as concentrações do contaminante aplicadas no solo não levaram em consideração a capacidade máxima de adsorção, usando concentrações muito baixas e por isso, provavelmente, não foi possível verificar diferenças significativas de crescimento.

### 5.5 Concentração de zinco em *Mentha crisper* L.

As concentrações de Zn determinadas nas raízes, caules e folhas de *Mentha crisper* L. são apresentadas na Tabela 8 e o perfil da distribuição da concentração do metal na planta pode ser visualizado na Figura 17. Destaca-se a uniformidade de absorção entre as estruturas da planta (raiz, caule e folhas) no tratamento C0 comparado aos demais.

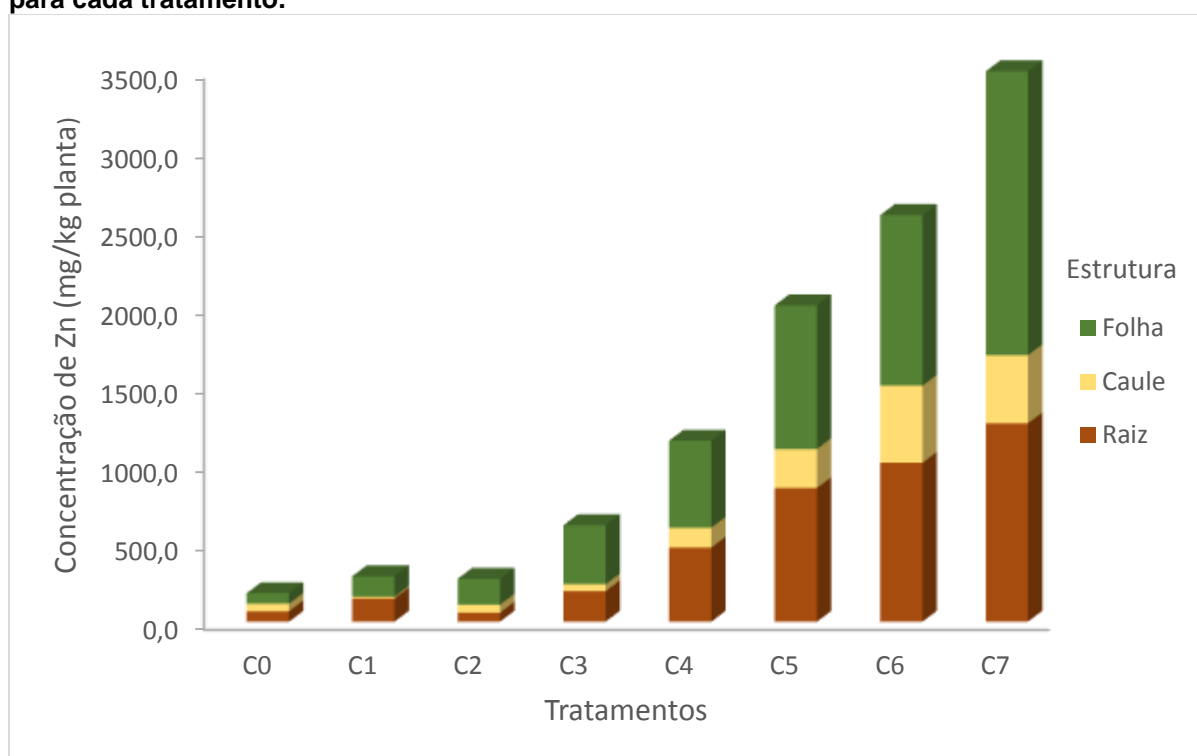
**Tabela 8. Concentrações de zinco encontradas em *Mentha crisper* L. determinadas por espectrometria da absorção atômica com chama, comparadas pelo Teste Scott-Knott 5%.**

TRATAMENTO	RAIZ (mg kg <sup>-1</sup> )	CAULE (mg kg <sup>-1</sup> )	FOLHA (mg kg <sup>-1</sup> )	TOTAL (mg kg <sup>-1</sup> )
C0	65,0	49,4	66,9	181,5 c
C1	212,9	61,8	196,0	470,8 c
C2	121,9	100,4	232,9	455,4 c
C3	259,6	93,9	443,1	796,7 c
C4	537,9	176,0	622,3	1336,3 c
C5	918,2	296,9	982,5	2197,7 b
C6	1079,0	541,4	1149,5	2770,0 b
C7	1330,9	484,1	1875,4	3690,4 a

\*Letras iguais indicam que os valores não apresentam diferenças significativas (Teste Scott-Knott 5%).

Fonte: Elaborado pelo autor.

**Figura 17. Perfil da concentração de zinco encontrada na raiz, caule e folha de *Mentha crisper* L. para cada tratamento.**



Fonte: Elaborado pelo autor.

Considerando a Tabela 8, não houve diferença significativa (Scott-Knott 5%) na absorção total de Zn pela planta até as concentrações do tratamento C4. A planta absorveu teores similares nos tratamentos C5 e C6, e no tratamento C7 apresentou uma expressiva concentração de metal devido ao aumento de sua absorção nas folhas.

As concentrações mais significativas de Zn foram encontradas nas folhas, em seguida na raiz e no caule, exceto para o tratamento C1 que obteve maiores concentrações na raiz, folhas e caule, respectivamente. Segundo White e Pongrac (2012) a concentração crítica de Zn nas folhas para causar toxicidade está na faixa de 100 a 700 mg kg<sup>-1</sup>, dependendo da espécie e da composição iônica da solução do solo. Tomando este valor por referência, *Mentha crispa* L. destaca-se pelos altos níveis de tolerância a esse metal.

Considerando ainda a Tabela 8, os tratamentos C6 e C7 acumularam uma concentração total de 2770 e 3690 mg kg<sup>-1</sup> de Zn, sendo aproximadamente 15 e 20 vezes maior, respectivamente, do que a concentração do tratamento controle (181,5 mg kg<sup>-1</sup>). A tolerância pode ser conseguida por algumas espécies por desenvolverem um complexo mecanismo de homeostase, controlando a absorção, acumulação e translocação de metais tóxicos no tecido vegetal (SANTOS *et al.*, 2007).

Nos estudos envolvendo *Mentha crispa* L. em solos contaminados com Cd e Cu, verificou-se que em ambos os casos o metal foi retido em maior concentração nas raízes (BOLDARINI, 2017; ZEMIANI, 2017). Neste sentido, Souza, Silva e Ferreira (2011) apontam que o maior acúmulo de metais no sistema radicular em relação à parte aérea está relacionado à produção dos ácidos orgânicos e a variação genética das espécies.

Espécies ou variedades de uma mesma espécie vegetal, expostas a uma concentração similar de metais, podem diferir quanto à absorção e distribuição interna na planta. Isso pode resultar em diferenças na capacidade de retenção do elemento absorvido nas raízes e variação na carga no xilema (SOARES *et al.*, 2001b).

Em um estudo envolvendo o cultivo de arroz, espécie herbácea pertencente à família Poaceae, Silva *et al.* (2007) constataram que os elementos Cd, Cu, Fe, Mn e Pb foram acumulados em sua maioria nas raízes, enquanto que o Zn foi acumulado em maior proporção na parte aérea. Complementarmente, esses resultados corroboram com Soares *et al.* (2001b) que verificou que as espécies *M. peruvianum* e *Piptadenia gonoacantha* apresentaram maior quantidade relativa de Zn nas folhas,

facilitando o processo de distribuição do elemento nos componentes do ecossistema, tendo em vista que as folhas se reciclam mais rapidamente que as demais partes da planta.

Em todos os tratamentos, o caule foi a estrutura vegetativa que reteve menor concentração do metal. Este acúmulo, ainda que em menor proporção, pode contribuir para a imobilização do elemento na vegetação e pode ser um mecanismo adicional de proteção da espécie, tornando-a promissora em sistemas de fitorremediação (SOARES *et al.*, 2001a).

De acordo com Gussarsson, Adalsteinsson e Asp (1995) o teor e o acúmulo de metais nos tecidos vegetais acontecem em função de sua disponibilidade na solução do solo, e os teores nas raízes e partes aéreas aumentam com a elevação da concentração de metais na solução do solo. Os metais absorvidos passam por um transporte radial apoplástico na raiz, encontrando um primeiro filtro de difusão e de regulação na endoderme. No estelo (eixo central da planta), os metais seguem essencialmente via xilema e podem induzir alterações na diferenciação do próprio sistema vascular, uma vez que, ao alcançarem as folhas, podem alterar a estrutura e a funcionalidade das células fotossintéticas (BARCELÓ; POSCHENRIEDER, 1992).

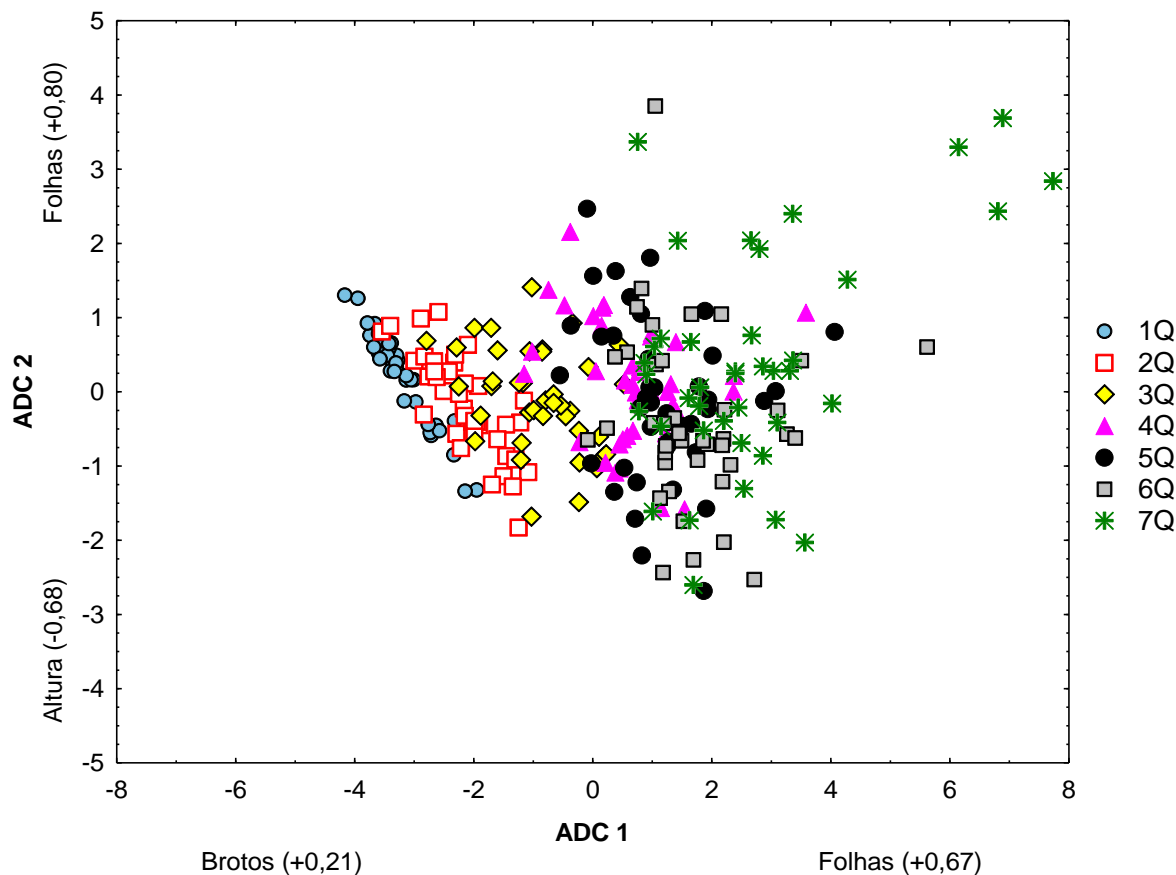
## **5.6 Correlação dos efeitos do zinco em *Mentha crispa* L. por meio da análise discriminante canônica (ADC)**

A Análise Discriminante Canônica (ADC) demonstra a influência exercida pela presença do contaminante no solo (Zn) sob os parâmetros de crescimento da *Mentha crispa* L. (altura da parte aérea, número de folhas e brotos).

A correlação entre os parâmetros de crescimento em função do tempo de exposição ao Zn pode ser observada na Figura 18. O eixo ADC 1 explica 98% da variabilidade dos dados, revelando-se significativamente mais importante na ordenação do efeito, tempo de experimento em quinzenas (1Q a 7Q), sobre os parâmetros analisados.



**Figura 18. Diagrama de Análise Discriminante Canônica obtido a partir da correlação entre os parâmetros altura, número de folhas e de brotos de *Mentha crispata* L. em função do tempo de exposição ao zinco, expresso em um total de sete quinzenas (1Q a 7Q).**

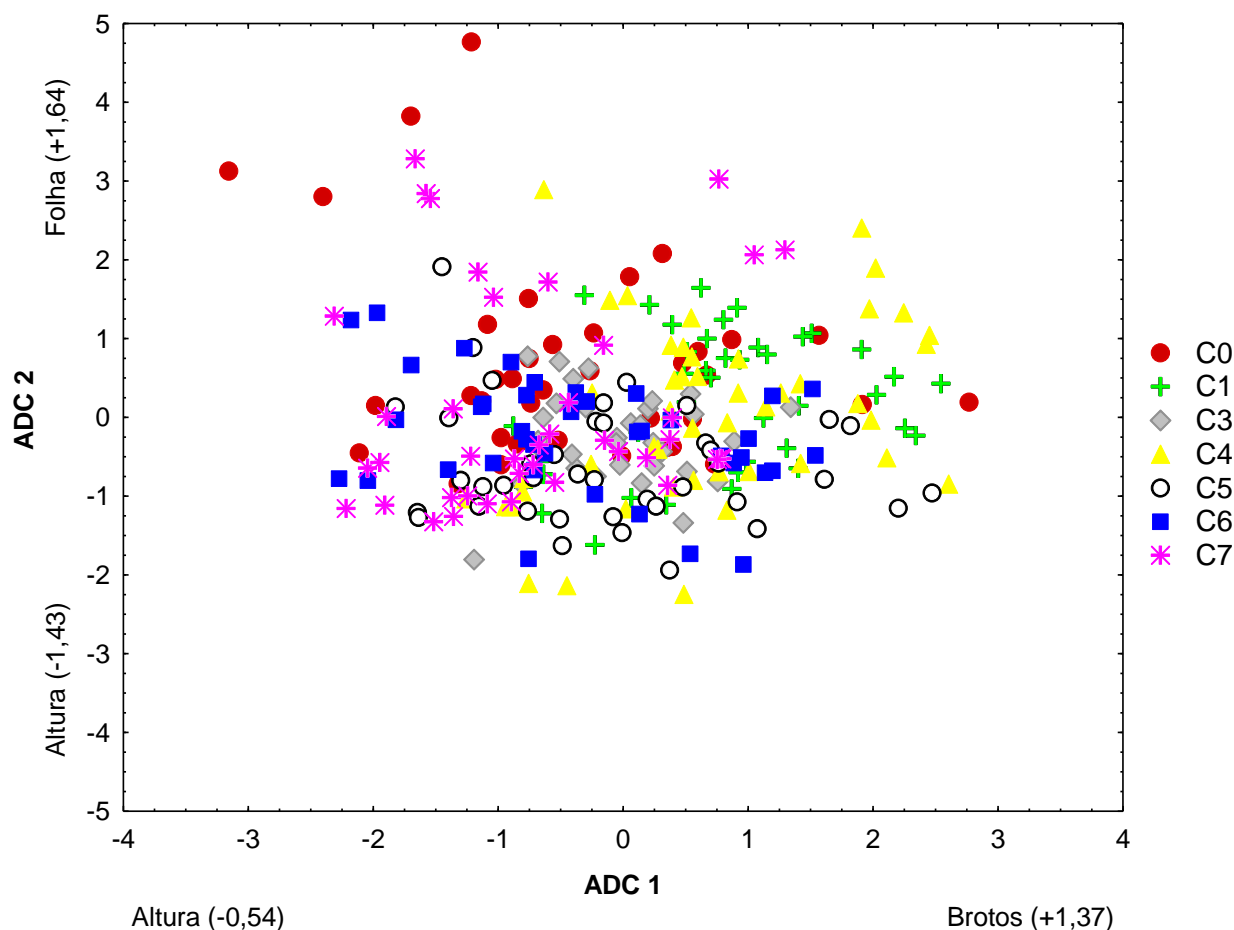


Fonte: Elaborado pelo autor.

Observa-se na Figura 18 que as três primeiras quinzenas foram mais afetadas pelo número de brotos no eixo ADC1 devido ao desenvolvimento intenso da planta após o transplante das mudas, com a separação desses grupos em função deste intervalo de tempo. A partir da 4ª quinzena não foi possível identificar uma tendência para segregação dos grupos pelo tempo. Comportamento semelhante foi observado por Zemiani (2017) no cultivo de *M. crispata* L. em solo contaminado com Cd, pois à medida que o tempo de exposição ao metal aumentou, os dados se tornaram mais dispersos, demonstrando diferentes respostas em relação aos tratamentos. No presente trabalho, o parâmetro número de folhas no eixo ADC 1 demonstrou maior contribuição para a dispersão dos dados a partir da quarta quinzena, pois, de acordo com a sintomatologia visual, o número de folhas variou muito entre os tratamentos.

A Figura 19 apresenta a correlação obtida entre os tratamentos C0 a C7 e os parâmetros de crescimento da planta: altura, número de folhas e brotos.

**Figura 19. Diagrama de Análise Discriminante Canônica obtido a partir da correlação entre os tratamentos e os parâmetros de altura, número de folhas e de brotos de *Mentha crispa* L..**



**Fonte: Elaborado pelo autor.**

\*O tratamento C2 não foi incluído nesta análise devido à limitação do software Statistica no processamento dos dados (permissão para correlacionar até 7 grupos distintos).

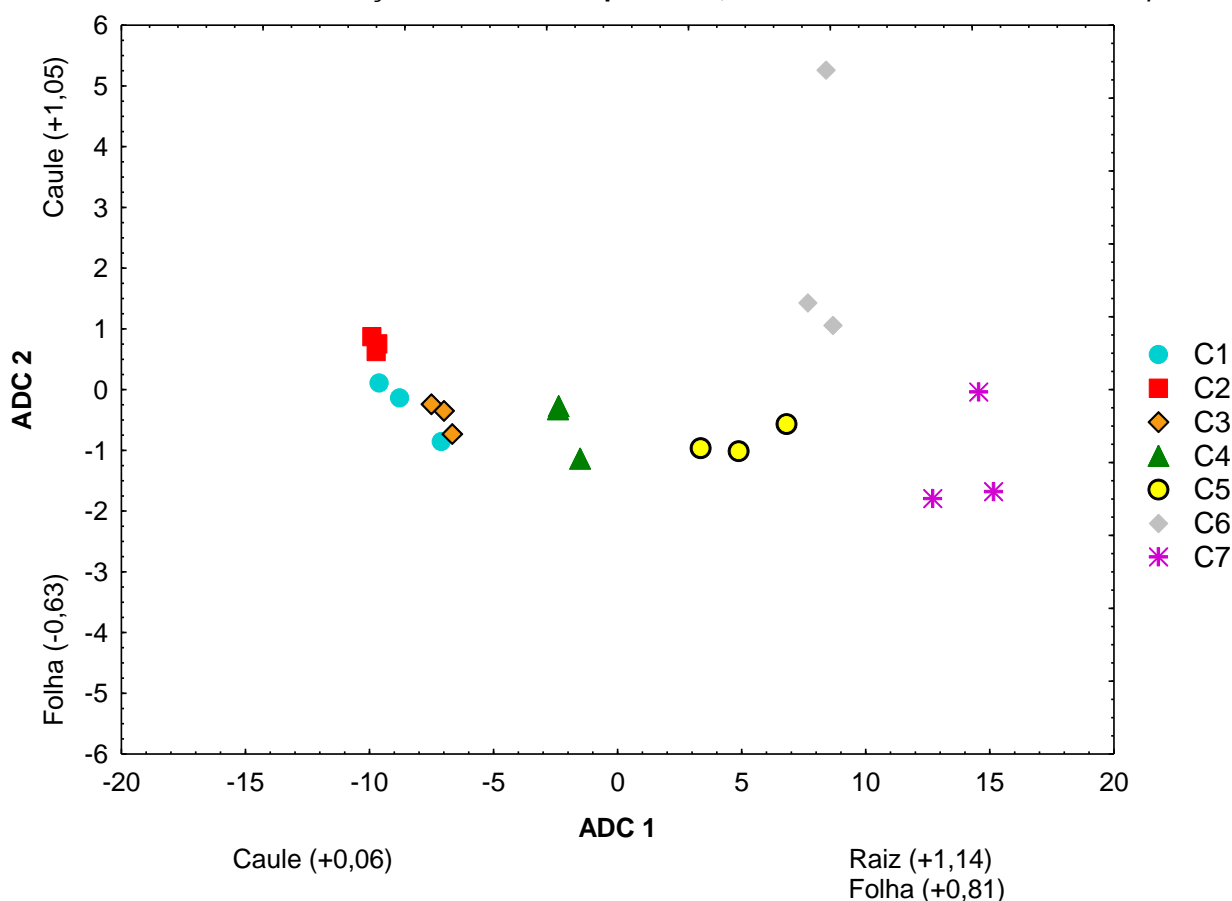
A análise sugere o eixo ADC 1 como o mais importante na interpretação dos dados, com 62% de variabilidade. Considerando referido eixo, observa-se que os tratamentos C1 a C4 foram os mais afetados pelo parâmetro número de brotos, provavelmente devido à atuação do metal como micronutriente. Esse efeito pode ser confirmado pela sintomatologia visual da Figura 15, onde é observado um aumento do número de brotos. Opostamente, os tratamentos C5 a C7 foram menos afetados sendo observado menor número de brotos, provavelmente devido às altas concentrações empregadas de Zn no solo passando a atuar, neste caso, como contaminante. Ainda no eixo ADC 1, o tratamento C0 foi o mais influenciado pelo parâmetro altura, apresentando maior comprimento da parte aérea principalmente nas duas últimas quinzenas como pode ser observado na Tabela 7.

O eixo ADC 2, por sua vez, explica 31% da variabilidade dos dados. O tratamento C0 foi o mais afetado pelo parâmetro folha (+1,64), concordando com o

resultado obtido na Tabela 7 onde esse parâmetro foi significativamente diferente (maior) para o tratamento controle em relação aos demais tratamentos, independentemente do tempo de exposição ao metal.

A correlação canônica entre os tratamentos com diferentes concentrações de Zn no solo e a absorção pelas estruturas da planta (raiz, caule e folhas) é apresentada na Figura 20. O eixo ADC 1 apresenta 98% de explicação sobre a variabilidade dos dados, sendo os parâmetros raiz (+1,14) e folha (+0,81) os que mais afetaram a separação dos tratamentos C5, C6 e C7 dos demais. Esses tratamentos foram os que continham a concentração de Zn igual e/ou superior à capacidade máxima de adsorção, apresentando uma alta fração do metal na forma livre sendo, possivelmente, mais facilmente absorvido pelas raízes e folhas.

**Figura 20. Diagrama de Análise Discriminante Canônica obtido a partir da correlação entre os tratamentos e as concentrações absorvidas pela raiz, caule e folhas de *Mentha crispa* L**



Fonte: Elaborado pelo autor.

## 5.7 Fatores de Bioacumulação, Translocação e Extração do zinco

Para avaliar a eficiência de acúmulo de Zn em *Mentha crispa* L. foi utilizado o FB obtido pela razão da concentração de metal na parte aérea da planta pela concentração de metal no solo. Espécies ditas acumuladoras de metais, tipicamente, apresentam  $FB > 1$ , enquanto que espécies tolerantes a metais apresentam  $FB < 1$  (ARAÚJO *et al.*, 2011).

Neste estudo, todos os tratamentos apresentaram  $FB > 1$  (Tabela 9), indicando que a *Mentha crispa* L. é uma espécie acumuladora de Zn na faixa de concentração entre 60 e 1930 mg kg<sup>-1</sup>. Este resultado foi análogo ao obtido por Jezler *et al.* (2015) que avaliou o acúmulo de Cd e Pb em outra espécie de *mentha*, *Mentha arvensis* L..

**Tabela 9. Fatores de Bioacumulação (FB) e Translocação (FT) de zinco em *Mentha crispa* L. para cada tratamento comparados pelo Teste Scott-Knott 5%.**

Tratamento	FB	FT
C1	2,7 a	1,3 b
C2	2,9 a	4,1 a
C3	3,6 a	2,2 b
C4	2,9 a	1,5 b
C5	2,4 a	1,4 b
C6	1,6 b	1,6 b
C7	1,1 b	1,7 b

\*Letras iguais indicam que os valores não apresentam diferenças significativas (Teste Scott-Knott 5%).

**Fonte: Elaborado pelo autor.**

Diversos estudos relatam que a quelação intracelular pode ser um potencial mecanismo de detoxicação e tolerância ao excesso de metais utilizado pelas plantas em resposta ao estresse (HALL, 2002; SOUZA; SILVA; FERREIRA, 2011). Segundo Tennstedt *et al.* (2009) a formação de fitoquelatinas é essencial para a tolerância ao Zn, pois fornece força-motriz para o acúmulo e compartimentalização de metais em estruturas celulares, além de atuar para elevar o nível de tolerância de espécies vegetais. Resultados de pesquisa demonstraram que espécies como *S. virgata*, (BRANZINI; GONZÁLEZ; ZUBILLAGA, 2012), *Dittrichia viscosa* e *Euphorbia pithyusa* subsp. *cupanii* (JIMÉNEZ *et al.*, 2011) também foram capazes de crescer em solos contaminados e estabilizar altas concentrações de Zn.

O FT também foi calculado visando avaliar a eficiência da planta no transporte do metal das raízes para as partes aéreas. Logo, quanto maior o FT, maior a concentração de metal translocada para o caule e/ou folhas. Na Tabela 8 todos os

tratamentos apresentaram  $FT > 1$ , ou seja, não houve restrições na translocação de Zn às partes aéreas. De acordo com Silva *et al.* (2007) elementos como Zn, Cu, Ni, B e Mn são absorvidos pelas plantas sem restrição de translocação para a parte aérea, sendo acumulados nos cloroplastos, membrana celular e fluído dos vacúolos, facilitando a entrada na cadeia alimentar (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2011).

Plantas com valores de FB e  $FT > 1$  têm potencial para serem utilizadas na fitoextração, enquanto que plantas com  $FB > 1$  e  $FT < 1$  são aptas à fitoestabilização (YOON *et al.*, 2006). Assim, *Mentha crispa* L. pode ser considerada capaz de acumular e fitoextrair concentrações significativas de Zn. Além disso, alguns trabalhos (BERNADINO *et al.*, 2016; GAYATRI; SAILESH; SRINIVAS, 2019) trazem espécies com valores de FT e  $FB > 1$  como hiperacumuladoras, no entanto, a maioria das pesquisas científicas reconhecem teores superiores a  $10.000 \text{ mg kg}^{-1}$  de Zn em plantas avasculares com baixa produção de fitomassa (BAKER *et al.*, 1994) para caracterizar a hiperacumulação. No presente estudo, a maior concentração de Zn acumulada foi de  $3.690 \text{ mg kg}^{-1}$  (tratamento C7).

Espécies aptas ao processo de fitoextração absorvem o contaminante, translocando-o e acumulando-o na parte aérea, de forma que o contaminante seja retirado quando a parte aérea for colhida (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000). A taxa de extração depende da biomassa coletada ao fim de cada ciclo, do número de colheitas anual e da concentração absorvida a cada nova colheita (ZEITOUNI; BERTON; ABREU, 2007).

A taxa de extração do metal (MER) foi calculada para este trabalho e é apresentada na Tabela 10, sendo obtidos valores entre 1,6 a 9,3% de extração. O tratamento C4, cuja concentração de Zn aplicada no solo foi de  $120,5 \text{ mg Zn kg}^{-1}$  teve a maior eficiência de extração do contaminante. Neste caso, essa concentração de Zn seria removida do solo por *Mentha crispa* L. em aproximadamente 9 ciclos de 120 dias (3 anos) da planta.

**Tabela 10. Fator de extração do metal (MER) zinco em *Mentha crispa* L. para cada tratamento e estimativa de tempo de remoção.**

Tratamento	MER (%)	Nº de ciclos* (Unidade)	Tempo estimado para remoção (Anos)
C1	5,37	16,29	5,36
C2	3,89	22,47	7,39
C3	6,70	13,05	4,29
C4	9,37	9,33	3,07
C5	6,97	12,56	4,13
C6	3,64	24,05	7,91
C7	1,63	53,78	17,68

\*Ciclo vegetativo da planta considerado de 120 dias.

Considerando um cenário crítico, com concentração de Zn referente ao tratamento C7, similar ao estabelecido pelo CONAMA para área industrial na faixa de  $2.000 \text{ mg kg}^{-1}$ , o período para descontaminação será de aproximadamente 53 ciclos vegetativos da *Mentha crispa* L., ou seja, 17 anos. A princípio pode parecer um período exacerbado, contudo, soluções convencionais (*Pump and Treat*, Extração de Vapor do Solo; Aeração *in situ*) são extremamente caras para os municípios e órgãos governamentais, degradantes para o ambiente e impraticável em grande escala (BERNADINO *et al.*, 2016).

A massa de raiz também pode ser uma variável diretamente relacionada com a porcentagem de extração do metal, já que a raiz é a principal fonte de entrada de água e nutrientes para o desenvolvimento da planta. Neste estudo, observou-se que as maiores taxas de extração de Zn (C4 > C5 > C3) ocorreram exatamente onde se obteve as maiores massas de raiz (sintomatologia visual). Os tratamentos C6 e C7, onde as concentrações de Zn foram superiores à capacidade máxima de adsorção do solo, resultaram em menor massa e comprimento de raiz e, conseqüentemente, tiveram as menores taxas de extração do Zn.

Gayatri, Sailesh e Srinivas (2019) obtiveram 2,89% de extração de Zn para a *Brassica juncea* cultivada em solo urbano alterado com esterco de vaca. Neste caso, a concentração de Zn no solo usada foi menor que neste estudo, implicando em menor MER. Os autores destacaram que a absorção de metais ou contaminantes é possível somente se eles estiverem na forma “fito-disponível”, desempenhando um fator vital para absorção e remoção de metais pelas plantas.

No estudo desenvolvido por Jezler *et al.* (2015) em que *Mentha arvensis* foi cultivada em meio contaminado com o Cd e Pb, o óleo essencial produzido pela planta

não teve seu rendimento e composição comprometidos pela presença desses metais. Desta forma, existe a possibilidade de viabilizar a recuperação do solo combinada com a exploração econômica a partir da extração do óleo essencial, componente de alto valor econômico para fabricação de produtos farmacêuticos, cosméticos e alimentícios.

Plantas com crescimento rápido, boa acumulação de biomassa e com alta concentração de metais na parte aérea possuem critérios importantes para serem escolhidas para a recuperação de ambientes contaminados (BHALERAO, 2013). No entanto, o tipo de mecanismo de tolerância mais utilizado pelas plantas em condições de excesso de metais depende e está diretamente relacionado à resposta intrínseca, fisiológica e bioquímica da espécie vegetal, assim como do elemento químico, capacidade de translocação do elemento pela planta e tempo de exposição ao estresse nutricional (SOUZA; SILVA; FERREIRA, 2011).

## 6 CONCLUSÃO

A planta *Mentha crispa* L. cultivada em Latossolo Vermelho Distroférico Típico (LVdf) contaminado com concentrações crescentes de Zn, definidas a partir da capacidade máxima de adsorção do solo, apresentou uma tendência de redução da altura, número de folhas e de brotos, a partir do aumento das dosagens do elemento. As principais evidências visuais se deram a partir da redução do número de folhas, em todos os tratamentos quando comparados ao tratamento controle, ocorrência de cloroses, epinastia e aspecto foliar rugoso nas concentrações mais altas. Verificou-se também o comprometimento no desenvolvimento das raízes devido à presença do metal nos tratamentos C5, C6 e C7 com a diminuição do comprimento e massa de raiz, cabelo radicular e coloração visualmente escurecida. Apesar destes sintomas de fitotoxicidade, conclui-se que a espécie foi tolerante a altas concentrações de Zn, que em concentrações superiores a  $300 \text{ mg kg}^{-1}$ , deixa de atuar como micronutriente catiônico e passa a ser um contaminante metálico (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO; 2017).

A ordem de acumulação de Zn na estrutura da planta corresponde a folha > raiz > caule. De acordo com os valores bioacumulados e translocados, conclui-se que a *Mentha crispa* L. pode ser considerada espécie acumuladora e fitoextratora de Zn, sendo capaz de absorvê-lo, translocá-lo e acumulá-lo na parte aérea, de modo que o contaminante seja retirado a partir da colheita dos caules e folhas da planta. Ainda neste sentido, destaca-se que apesar da divergência dos requisitos científicos para caracterizar a hiperacumulação de metais em plantas, *Mentha crispa* L. acumulou dosagens de Zn superiores a uma série de espécies de plantas, o que pode revelar seu potencial como hiperacumuladora.

O período para extração do metal pela *mentha* oscilou entre 3 e 17 anos, dependendo das dosagens de Zn aplicadas no solo. Ainda que moroso, o processo de recuperação de sítios degradados por Zn usando *Mentha crispa* L. pode ser prático e viável do ponto de vista econômico e ambiental. Além disso, a fitorremediação contribui para o restabelecimento estético-visual da área degradada, transformando-a em área verde que promove harmonização e manutenção da paisagem.

Sugere-se que a capacidade máxima de adsorção do metal no solo e a análise discriminante canônica sejam aplicadas na avaliação de plantas para fitorremediação. A capacidade máxima de adsorção é importante pois considera a especificidade de



cada tipo de solo e a sua interação com o metal. A análise discriminante canônica demonstrou ser uma ferramenta importante para identificar quais parâmetros avaliados foram afetados pela presença do metal no solo.

## REFERÊNCIAS

- ACCIOLY, A.M.A.; SIQUEIRA, J.O. Contaminação química e biorremediação do solo.  
In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R. **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000.
- ALBUQUERQUE, C.C.; GUEDES, P.A.P.; DRUMOND, M.M. Fitorremediação de áreas contaminadas por rejeito de mineração: Avaliação das concentrações de Ferro e Zinco – Estudo de caso de Bento Rodrigues, Mariana, MG. In: **III Fórum Latino Americano de Engenharia e Sustentabilidade**, Belo Horizonte, 2017.
- ALCÂNTARA, M.A.K. **Formas e disponibilidade de zinco às plantas em solos arenosos do Rio Grande do Sul**. 1993. 117 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1993.
- ALEXANDRE, J.R.; OLIVEIRA, M.L.; SANTOS, T.C.; CANTON, G.C.; CONCEIÇÃO, J.M.; EUTRÓPIO, F.J.; RAMOS, A.C. Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo. **Natureza on line**, v. 10, n.1, p. 23-28, 2012.
- ALLEONI, L.R.F.; BORBA, R.P.; CAMARGO, O.A. Metais pesados: da cosmogênese aos solos brasileiros. **Tópicos em ciência do solo**, Viçosa, v. 4, p. 1-42, 2005.
- ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. 2. ed. London, GB: Blackie. 368 p. 1995.
- ALTIERI, M.A. Construyendo resiliencia socio-ecológica en agroecosistemas: algunas consideraciones conceptuales y metodológicas. In: **Agroecología y Resiliencia Socioecológica: Adaptándose Al Cambio Climático Proyecto Redagres**, Colombia, p. 94-104, 2013.
- ANSARI, A.A.; GILL, S.S.; GILL, R.; LANZA, G.R.; NEWMAN, L. **Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants**. 3 vol. Springer: 2016.
- ANTUNES, E.C.E.; PEREIRA, J.E.S.; FERREIRA, R. L.; MEDEIROS, M.D.F.D. NETO, E.L.B. Remoção de corante têxtil utilizando a casca do abacaxi como adsorvente natural. **HOLOS**, v. 3, p. 81-97, 2018.
- ARAÚJO, A.S.A.; GUILHERME, L.R.G.; LOPES, G.; CAMPOS, M. L. Fitorremediação de solos contaminados com arsênio (As) utilizando braquiária. **Ciênc agrotec**, v.35, p. 84-91, 2011.
- ASHRAF, S.; ALI, Q.; ZAHIR, Z.A.; ASHRAF, S.; ASGHAR, H.N. Phytoremediation: Environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 174, p. 714-727, 2019.
- AZEVEDO, C.D.; MOURA, M.A. **Cultivo de Plantas Mediciniais: Guia Prático**. Niterói: Programa Rio Rural. 19 p. 2010.
- BACCOUCH, S.; CHAOUI, A.; EL FERJANI, E. Nickel toxicity: effects on growth and metabolism of maize. **Journal of Plant Nutrition**, v. 21, n. 3, p. 577-588, 1998.

BAGNOLA, I.A.; CURCIO, G.R.; GOMES, J.B.V.; CAVIGLIONE, J.H.; UHLMANN, A.; CARDOSO, A.; CAVALHO, A.P. **Levantamento semidetalhado de solos do município de Londrina**. Londrina: IAPAR, 2011. 100 p.

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

BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C.H. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. **Suelo y Planta**, v.2, p. 345-361, 1992.

BATISTA, A.A. **Seleção de espécies com potencial fitorremediador de chumbo**. 2013. 57 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Qualidade de Ecosistemas) - Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas – BA, 2013.

BATTISTIN, A; FERMINO, M.H; SILVEIRA, J.R.P; GONÇALVES, R.S; PESQUETTI, M.V; SANTOS, A.C; ROTTA, L; PAULETTI, G; BARNI, V. Espécies de *Mentha* com propriedades medicinais, aromáticas e condimentares. **Circular Técnica**, n. 28, 2011.

BERNADINO, C.A.R.; MAHLER, C.F.; PREUSSLER, K.H.; NOVO, L.A.B. State of the Art of Phytoremediation in Brazil – Review and Perspectives. **Water Air Soil Pollut**, p. 227-272, 2016.

BHALERAO, S.A. Arbuscular mycorrhizal fungi: a potential biotechnological tool for phytoremediation of heavy metal contaminated soils. **International Journal of Science and Nature**, v. 4, n. 1, p. 1-15, 2013.

BOLDARINI, M.T.B. **Avaliação dos efeitos da contaminação de cobre solo sobre *Mentha crispa* L.** 2017. 41 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina - PR. 2017.

BORGES, M.R.; COUTINHO, E.L.M. Metais pesados no solo após aplicação de biossólido. I- FRACIONAMENTO. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 543-555, 2004.

BRANZINI, A.; GONZÁLEZ, R.S.; ZUBILLAGA, M. Absorption and translocation of copper, zinc and chromium by *Sesbania virgata*. **Journal of Environmental Management**, v. 102, p. 50-54, 2012.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: Zinc. In: **Canadian Environmental Quality Guidelines**, 1999.

CARMO, M.L; PROCÓPIO, S.O; PIRES, F.R; CARGNELUTTI FILHO, A; BARROSO, A.L.L; SILVA, G.P; CARMO, E.L; BRAZ, G.B.P; SILVA, W.F.P; BRAZ, A.J.B.P; PACHECO, L.P. Seleção de plantas para fitorremediação de solos contaminados com *Picloram*. **Planta Daninha**, v. 26, n. 2, p. 301-313, 2008.

CARNEIRO, M.A.C.; SIQUEIRA, J.O.; SOUZA, F.M.M. Comportamento de espécies herbáceas em misturas de solo com diferentes graus de contaminação com metais pesados. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 37, n. 11, p. 1629-1638, 2002.

CARVALHO, L.M. Orientações técnicas para o cultivo de plantas medicinais, aromáticas e condimentares. **Embrapa Tabuleiros Costeiros - Circular Técnica**, n. 70, Aracajú – SE, 2015.

CHAVES, F.C.M. Vida na fazenda: Hortelã. **Embrapa Amazônia Ocidental – Globo Rural**, 2015.

CHAVES, L.H.G.; BRITO, M.E.B.; CARVALHO, A.P.; DANIEL, R.; RIBEIRO, S.; SANTOS, R.T. Adsorção de cobre em amostras de Plintossolo do Estado do Piauí, com diferentes características. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 226-232, 2009.

CONSOLINI, F.; COUTINHO, E.L.M. Efeito da aplicação de Zn e do pH do solo na disponibilidade do micronutriente. **Acta Scientiarum Agronomy**, v.26, n. 1, p. 7-12, 2004.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº. 420, de 28 de dezembro de 2009. **Diário Oficial da União**, 2009. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res09/res42009.pdf>>. Acesso em: 06 ago. 2018.

CORRÊA, J.C.; BÜLL, L.T.; PAGANINI, W.S.; GUERRINI, I.A. Disponibilidade de metais pesados em Latossolo com aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.43, n.3, p. 411-419, 2008.

CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, A.P; HSU, F.C. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Advances in agronomy**, v. 56, n. 1, p. 55-114, 1996.

D'AGOSTINHO, A.; FLUES, M. Determinação do coeficiente de distribuição (Kd) de benzo(a)pireno em solo por isotermas de sorção. **Química Nova**, v. 29, n. 4, p. 657 - 661, 2006.

DAHMANI-MULLER, H.; van OORT, F.; GELIE, B.; BALABANE, M. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. **Environmental pollution**, v. 109, n. 2, p. 231-238, 2000.

DECHEN, A.R.; NACHTIGALL, G.R. Micronutrientes. In: FERNANDES, M.S. **Nutrição Mineral de Plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p. 327-354, 2006.

DHIR, B.; SHARMILA, P.; SARADHI, P.P. Photosynthetic performance of *Salvinia natans* exposed to chromium and zinc rich wastewater. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 20, n.1, p. 61-70, 2008.

DIAS, N.M.P; ALLEONI, L.R.F; CASAGRANDE, J.C; CAMARGO, O.A. Isothermas de adsorção de cádmio em solos ácidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.5, n.2, p. 229-234, 2001.

DISANTE, K.B.; FUENTES, D.; CORTINA, J. Sensitivity to zinc of Mediterranean woody species important for restoration. **Science of the total environment**, v. 408, n. 10, p. 2216-2225, 2010.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Guia Prático para Interpretação de Resultados de Análise de Solo**. Embrapa Tabuleiros Costeiros: Aracaju. 13p. 2015.

\_\_\_\_\_. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Embrapa Informação Tecnológica: Brasília. 627 p. 2009.

\_\_\_\_\_. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2. ed. Centro Nacional de Pesquisa de Solos: Rio de Janeiro. 212 p. 1997.

\_\_\_\_\_. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Centro Nacional de Pesquisa de Solos: Rio de Janeiro. 353 p. 2018.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. **Down to Earth: Soil degradation and sustainable development in Europe, A challenge for the 21st century**. Copenhagen, n. 16. 32 p. 2000.

FAGERIA, N.K. Níveis adequados e tóxicos de zinco na produção de arroz, feijão, milho, soja e trigo em solo de cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n.3, p. 390-395, 2000.

FAVAS, P.J.; PRATAS, J.; VARUN, M.; D'SOUZA, R.; PAUL, M.S. Phytoremediation of soils contaminated with metals and metalloids at mining areas: potential of native flora. **Environmental risk assessment of soil contamination**, v.3, p. 485-516. 2014.

FELIX, H.R.; KAYSER, A.; SCHULIN, R. Phytoremediation field trials in the years 1993 - 1998. In: **International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements**, Vienna - Austria: s.n, p. 8-9, 1999.

FONTES, R.L.F.; COX, F.R. Zinc toxicity in soybean grown at high iron concentration in nutrient solution. **Journal of Plant Nutrition**, v. 21, n. 8, p. 1723-1730, 1998.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **Guidelines for Soil Description**. Organization of the United Nations, Rome. 109 p. 2006.

GARLET, T.M.B.; SANTOS, O.S. Solução nutritiva e composição mineral de três espécies de menta cultivadas no sistema hidropônico. **Ciência Rural**, v. 38, n. 5, 2008.

GAYATRI, N.; SAILESH, A. R.; SRINIVAS, N. Phytoremediation Potential of *Brassica juncea* for removal of selected heavy metals in urban soil amended with cow dung. **J. Mater. Environ. Sci.**, v. 10, n. 5, p. 463-469, 2019.

GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.; PIERANGELI, M.A.P.; ZULIANI, D.Q.; CAMPOS, M.L.; Marchi, G. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos em ciências do solo**, v. 4, p. 345-390, 2005.

GUSSARSSON, M.; ADALSTEINSSON, P.J.; ASP, H. Cadmium and copper interactions on the accumulation and distribution of Cd and Cu in birch (*Betula pendula* Roth) seedlings. **Plant and Soil**, v. 171, p. 185-187, 1995.

HALL, J.L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. **Journal of Experimental Botany**, v. 53, n. 366, p. 1-11, 2002.

Hinz, C. Description of sorption data with isotherm equations. **Geoderma**, v. 99, p. 225-243, 2001.

HOMEM, E. M. **Remoção de Chumbo, Níquel e Zinco em Zeólita Utilizando Sistema de Leito Fluidizado**. 2001. 132 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades**: Londrina. 2018. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/londrina/panorama>> Acesso em: 20 fev. 2019.

\_\_\_\_\_. **Manual Técnico de Pedologia**. 2º ed. Rio de Janeiro, 2007.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL. **Caderno estatístico**: Município de Londrina. 2018. Disponível em: <<http://www.ipardes.gov.br/cadernos/MontaCadPdf1.php?Municipio=86000>>. Acesso em: 25 out. 2018.

\_\_\_\_\_. **Relação dos municípios do estado ordenados segundo as mesorregiões e as microrregiões geográficas do IBGE**. 2012. Disponível em: <[http://www.ipardes.gov.br/pdf/mapas/base\\_fisica/relacao\\_mun\\_micros\\_mesos\\_para\\_na.pdf](http://www.ipardes.gov.br/pdf/mapas/base_fisica/relacao_mun_micros_mesos_para_na.pdf)>. Acesso em: 19 jul. 2018.

INTERNATIONAL UNION OF PURE AND APPLIED CHEMISTRY. “Heavy Metals” – A meaningless term?. **Pure Appl. Chem.**, v. 74, n. 5, p. 793-807, 2002.

JEZLER, C.N.; MANGABEIRA, P.A.O.; ALMEIDA, A.A.F.D.; JESUS, R.M.D.; OLIVEIRA, R.A.D.; SILVA, D.D.C.; COSTA, L.C.D.B. Pb and Cd on growth, leaf ultrastructure and essential oil yield mint (*Mentha arvensis* L.). **Ciência Rural**, v. 45, n. 3, p. 392-398, 2015.

JIMÉNEZ, M.N.; BACCHETTA, G.; CASTI, M.; NAVARRO, F.B.; LALLENA, A.M.; FERNÁNDEZ-ONDOÑO, E. Potential use in phytoremediation of three plant species growing on contaminated mine-tailing soils in Sardinia. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 2, p. 392-398, 2011.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 4. Ed. London, Boca Raton: CRC Press, 2011, 534p.

KLAASSEN, C.D. **Casarett and Doull's toxicology: the basic science of poisons**. 6. ed. New York, NY: McGraw-Hill.1236 p. 2001.

LEMOS, I.J.R.; SILVA, A.T.L.S.; SOUZA, C.M.A.; TEIXEIRA, O.M.M. Elaboração de metodologia de abertura de amostra de solo por digestão via micro-ondas com comparação estatística de dados. Embrapa Amazônia Oriental-Artigo em anais de congresso (ALICE). In: **Congresso Brasileiro de Química**, 57, 2017, Gramado, RS.

LI, T.; DI, Z.; ISLAM, E.; JIANG, H.; YANG, X. Rhizosphere characteristics of zinc hyperaccumulator *Sedum alfredii* involved in zinc accumulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, p. 818-823, 2011.

LINHARES, L.A.; EGREJA FILHO, F.B.; BELLIS, V.M.; SANTOS, E.A.; IANHEZ, R. Utilização dos modelos de Langmuir e de Freundlich na adsorção de cobre e zinco em solos Brasileiros. **Acta Agronômica**, v. 59, n.3, p. 303-315, 2010.

LOPES, C.M. **Adsorção individual e competitiva de Cd, Cu, Ni e Zn em solos em função da variação de pH**. 2009. 100 f. Dissertação (Mestrado em agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba – SP, 2009.

KUNWAR, G.; PANDE, C.; TEWARI, G.; SINGH, C., KHARKWAL, G.C. Effect of Heavy Metals on Terpenoid Composition of *Ocimum basilicum* L. and *Mentha spicata* L. **Journal of Essential Oil Bearing Plants**, v.18, n. 4, p. 818-825, 2015.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres. 638 p. 2006.

MARQUES, M.; AGUIAR, C.R.C.; SILVA, J.J.L.S. Desafios técnicos e barreiras sociais, econômicas e regulatórias na fitorremediação de solos contaminados. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 35, n. 1, 2011.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. San Diego: Academic Press, 1995.

MATOS, F.J.A. **Farmácias vivas: sistema de utilização de plantas medicinais projetado para pequenas comunidades**. Embrapa Hortaliças. Fortaleza: EUFC, 2 ed., 180 p., 1994.

McCABE, W.L.; SMITH, J.C.; HARRIOTT, P. **Unit operations of chemical engineering**. New York: McGraw-Hill, vol.5, p. 154, 1993.

MENGEL, K.; KIRKBY, E.A. **Principles of plant nutrition**. Bern: International Potash Institute. 319p. 1987.

- MERTENS, J.; LUYSSAERT, S.; VERHEYEN, K. Use and abuse of trace metal concentrations in plant tissue for biomonitoring and phytoextraction. **Environmental pollution**, v. 138, n. 1, p. 1-4, 2005.
- MGANGA, N.D. The potential of bioaccumulation and translocation of heavy metals in plant species growing around the tailing dam in Tanzania. **International Journal of Science and Technology**, v. 3, n. 10, p. 690-697, 2014.
- NASCIMENTO, C.W.A.; FONTES, R.L.F. Correlação entre características de Latossolos e parâmetros de equações de adsorção de cobre e zinco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 6, p. 965-971, 2004.
- NIROLA, R.; MEGHARAJ, M.; PALANISAMI, T.; ARYAL, R.; VENKATESWARLU, K.; NAIDU, R. Evaluation of metal uptake factors of native trees colonizing an abandoned copper mine—a quest for phytostabilization. **Journal of Sustainable Mining**, v.14, n. 3, p. 115-123, 2015.
- NWORIE, O.E.; QIN, J.; LIN, C. Trace element uptake by herbaceous plants from the soils at a multiple trace element-contaminated site. **Toxics**, v.7, n. 3, 2019.
- PAULUS, D; MEDEIROS, S.L.P; SANTOS, O.S; MANFRON, P; PAULUS, E; FABBRIN, E. Teor e qualidade do óleo essencial de menta (*Mentha arvensis* L.) produzida sob cultivo hidropônico e em solo. **Revista Brasileira de Plantas Mediciniais**, v. 9, n. 2, p. 80-87, 2007.
- PEAKALL, D.; BURGER, J. Methodologies for assessing exposure to metals: speciation, bioavailability of metals, and ecological host factors. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 56, n. 1, p. 110-121, 2003.
- PRATAS, J.; FAVAS, P.J.C.; D'SOUZA, R.; VARUN, M.; PAUL, M.S. Metais pesados em solos e vegetação espontânea da área de uma mina de chumbo, mina de Barbadalhos, Centro de Portugal. **Comunicações Geológicas**, v. 101, Especial II, 2014.
- PROCÓPIO, S.O.; PIRES, F.R.; SANTOS, J.B; SILVA, A.A. **Fitorremediação de solos com resíduos de herbicidas**. Aracaju: EMBRAPA. 32 p. 2009.
- RAIMUNDO, M.G.M.; MACHADO-FILHO, J.V. **Sabores da horta: do plantio ao prato**. São Paulo: Coordenadoria de Desenvolvimento de Agronegócios. 44 p. 2017.
- REFLORA - HERBÁRIO VIRTUAL. Disponível em: <<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/>>. Acesso em: 13 fev. 2019.
- REICHERT, J.M. Solos Florestais. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009. Disponível em: <[http://www.fisicadosolo.ccr.ufsm.whoos.com.br/downloads/Disciplinas/SolosFloresta/Is/Apostila\\_Teorica%20SF.pdf](http://www.fisicadosolo.ccr.ufsm.whoos.com.br/downloads/Disciplinas/SolosFloresta/Is/Apostila_Teorica%20SF.pdf)>. Acesso em: 11 set. 2018.



RIBEIRO, M.A.C. **Contaminação do solo por metais pesados**. 2013. 249 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias, Lisboa, 2013.

RIBEIRO, N.D.; SANTOS, O.S. Aproveitamento do zinco aplicado na semente na nutrição da planta. **Ciência Rural**, v. 26, n. 1, p.159-165, 1996.

SÁ, R.A.; SÁ, R.A.; ALBERTON, O.; GAZIM, Z.C.; LAVERDE-JUNIOR, A.; CAETANO, J.; DRAGUNSKI, D.C. Phytoaccumulation and effect of lead on yield and chemical composition of *Mentha crisper* essential oil. **Desalination and Water Treatment**, v. 53, n. 11, p. 3007-3017, 2014.

SANTOS-FILHO, S.D; DIRÉ, G.L; LIMA, E; OLIVEIRA, M.N; BERNARDO-FILHO, M. Effect of *Mentha crisper* (mint) extract on the labeling of blood elements with technetium-99m: A possible evaluation of free radicals. **J. Biol. Sci**, v. 4, n. 3, p. 266-270, 2004.

SANTOS, F.S.D.; MAGALHÃES, M.O.L.; MAZUR, N.; AMARAL-SOBRINHO, N.M.B.D. Chemical amendment and phytostabilization of an industrial residue contaminated with Zn and Cd. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 5, p. 506-512, 2007.

SARWAR, N.; IMRAN, M.; SHAHEEN, M.R.; ISHAQUE, W.; KAMRAN, M.A.; MATLOOB, A.; REHIM, A.; HUSSAIN, S. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives. **Chemosphere**, v. 171, p. 710 – 721, 2017.

SERAFIM, M.E.; ONO, F.B.; ZEVIANI, W.M.; NOVELINO, J.O.; SILVA, J.V. Soil moisture and potassium doses on soybean culture. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, n. 2, p. 222-227, 2012.

SILVA, H.D.; BELLOTE, A.F.J.; FERREIRA, C.A.; BOGNOLA, I.A. Recomendação de solos para *Araucaria angustifolia* com base nas suas propriedades físicas e químicas. **Embrapa Florestas**, v. 1, n. 43, p. 61-74, 2001.

SILVA, M.L.S.; VITTI, G.C.; TREVIZAM, A. R. Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.42, p.527-535, 2007.

SILVA, V.C.S. **Influência de fungos micorrízicos arbusculares no crescimento e produção de óleo essencial em *Mentha x piperita* L. Var. Citrata (ehrh.) Briq.** 2012. 84 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Bahia, 2012.

SOARES, C.R.F.S; ACCIOLY, A.M.A.; MARQUES, T.C.L.L.S.M; SIQUEIRA, J.O; MOREIRA, F.M.S. 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**, v. 13, n. 3, p. 302-315, 2001a.

SOARES, C.R.F.S; GRAZZIOTTI, P.H; SIQUEIRA, J.O; CARVALHO, J.D; MOREIRA, F.M.S. Toxidez de zinco no crescimento e nutrição de *Eucalyptus*

*maculata* e *Eucalyptus urophylla* em solução nutritiva. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 2, p. 339-348, 2001b.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. **Manual de adubação e calagem para o Estado do Paraná**. Curitiba: SBCS/NEPAR, 482 p., 2017.

SOUZA, E.P.; SILVA, I.F.; FERREIRA, L.E. Mecanismos de tolerância a estresses por metais pesados em plantas. **R. Bras. Agrociência**, v. 17, n. 2-4, p.167-173, 2011.

SOUZA, S.; CHAVES, L.H.G; FERNANDES, J.D. Adsorção de zinco e sua relação com características de solos do Estado da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 1, n. 1, p. 1-6, 2006.

SPARKS, D.L. **Environmental soil chemistry**. 2 ed. Amsterdam: Academic Press, 352 p. 2003.

SUBHASHINI, V.; SWAMY, A.V.V.S. Phytoremediation of Heavy Metals Contaminated Soils by *Catharanthus roseus*. **International Journal of Science and Research (IJSR)**, v. 5, n. 12, p. 726–729, 2016.

TENNSTEDT, P.; PEISKER, D.; BÖTTCHER, C.; TRAMPCZYNSKA, A.; CLEMENS, S. Phytochelatin synthesis is essential for the detoxification of excess zinc and contributes significantly to the accumulation of zinc. **Plant Physiology**, v. 149, n. 2, p. 938-948, 2009.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Introduction to Phytoremediation**. EPA/600/R-99/107. Cincinnati, OH, 104 p. 2000.

VALLS, M.; LORENZO, V. Exploiting the genetic and biochemical capacities of bacteria for remediation of heavy metal pollution. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 26, p. 327-338, 2002.

VILAR, C.C. **Interação entre atributos físicos, químicos e mineralógicos e a capacidade máxima de adsorção de fósforo e chumbo de amostras do Horizonte A e B de Latossolos do Estado do Paraná tratadas com calcário e fosfato**. 2010. 144 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá – PR, 2010.

WANG, M.; ZOU, J.; DUAN, X.; JIANG, W. E LIU, D. Cadmium accumulation and its effects on metal uptake in maize (*Zea mays* L.). **Bioresource Technology**, v. 98, p. 82-88, 2007.

WANG, J.J.; HARRELL, D.L. Effect of ammonium, potassium, and sodium cations and phosphate, nitrate, and chloride anions on zinc sorption and lability in selected acid and calcareous soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 69, n. 4, p. 1036-1046, 2005.

WHITE, P.; PONGRAC, P. Heavy-metal Toxicity in Plants. 2012. In: **Plant Stress Physiology**. Boston. 300 p. 2012.

WOLFF, G; ASSIS, L.R; PEREIRA, G.C; CARVALHO, J.G; CASTRO, E.M. Efeitos da toxicidade do zinco em folhas de *Salvinia auriculata* cultivadas em solução nutritiva. **Planta daninha**, v. 27, n.1, p. 133-137, 2009.

YOON, J.; CAO, X.; ZHOU, Q.; MA, L. Q. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. **Science of the total environment**, v. 368, n. 2, p. 456-464, 2006.

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

ZEMIANI, A. **Avaliação do desenvolvimento de *Mentha crisper* L. em solo contaminado com cádmio**. 2017. 52 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.

## ANEXO A – ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO

Página 2 Índice na página 1

**LABORSOLO**  
Laboratórios

AV. TIRADENTES, 3173 - LONDRINA - PR - BRASIL  
CEP 86072-000 - FONE/FAX (43) 3338-0738  
laborsolo@laborsolo.com.br - www.laborsolo.com.br

SOLICITANTE	ADRIANA ZEMIANI	DATA ENTRADA	02/12/2015
PROPRIETÁRIO	ADRIANA ZEMIANI	DATA SAÍDA	11/12/2015
PROPRIEDADE	UTFPR	CÓD. LAB.	30727/146090
MUNICÍPIO	LONDRINA - PR	CÓD. INTERES	NAO INFORMADO

### RESULTADO DE ANÁLISE QUÍMICA DA TERRA

BÁSICA		NÍVEL DE SUFICIÊNCIA		
ELEMENTOS	TEOR	BAIXO	MÉDIO	ALTO
	cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>			
Cálcio (Ca <sup>+2</sup> )	4,42	████████████████████		
Magnésio (Mg <sup>+2</sup> )	1,98	████████████████████		
Potássio (K <sup>+</sup> )	0,52	████████████████████		
Sódio (Na <sup>+</sup> )	***	████████████████████		

REAÇÃO DO SOLO			
DETERMINAÇÃO	ÍNDICE	ELEMENTOS	TEOR
			cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>
pH em CaCl <sub>2</sub>	4,83	Alumínio (Al <sup>+3</sup> )	0,00
pH em SMP	5,67	Acidez Potencial (H + Al)	6,35
pH em H <sub>2</sub> O	5,51	Acidez Não Trocável (H <sup>+</sup> )	6,35

ÍNDICES DE SATURAÇÃO		LEGENDA
Ca %	33,29	<p> <span style="color: green;">■</span> EQUILIBRADO  <span style="color: yellow;">■</span> LIMITE DE TOLERÂNCIA  <span style="color: orange;">■</span> DESEQUILÍBRIO  <span style="color: red;">■</span> EXCESSIVO         </p>
Mg %	14,90	
K %	3,95	
Na %	***	
H %	47,86	
Al %	0,00	

CAPACIDADE TAMPÃO			
Disponibilidade	Fósforo (P)	Enxofre (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	Zinco (Zn)
Nível Crítico (mg/dm <sup>3</sup> )	7,36	4,41	1,13
Valor Relativo (%)	102	878	628

DOSES PARA RESTITUIR O EQUILÍBRIO DE SATURAÇÃO			
cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	MÍNIMO	MÁXIMO	
Potássio (K <sup>+</sup> )	***	0,14	
Cálcio (Ca <sup>+2</sup> )	2,22	4,21	
Magnésio (Mg <sup>+2</sup> )	***	0,68	

MICRONUTRIENTES		NÍVEL DE SUFICIÊNCIA		
ELEMENTOS	TEOR	BAIXO	MÉDIO	ALTO
	mg/dm <sup>3</sup>			
Manganês (Mn)	505,80	████████████████████		
Ferro (Fe)	149,27	████████████████████		
Cobre (Cu)	18,46	████████████████████		
Zinco (Zn)	7,11	████████████████████		
Boro (B)	0,32	████████████████████		

EXTRATORES	
(P, K <sup>+</sup> , Na <sup>+</sup> ), (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	MEHLICH-1 Ca (H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> 0,01 M
(Ca <sup>+2</sup> , Mg <sup>+2</sup> , Al <sup>+3</sup> )	MEHLICH-3; KCl 1N
(Mn, Fe, Cu, Zn); (B)	MEHLICH-3; HCl 0,05 M

**PARA SIMPLES VERIFICAÇÃO PELO SOLICITANTE. NÃO TEM VALOR OFICIAL.**

Os dados deste documento HTML foram arquivados no Laborsolo. Qualquer alteração nos dados pode ser detectada.