

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

STEPHANIE DOS SANTOS LOCATELLI

**AVALIAÇÃO DA ABSORÇÃO DE ZINCO POR *Ocimum basilicum* L. EM
LATOSSOLO VERMELHO**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**LONDRINA
2019**

STEPHANIE DOS SANTOS LOCATELLI

**AVALIAÇÃO DA ABSORÇÃO DE ZINCO POR *Ocimum basilicum* L. EM
LATOSSOLO VERMELHO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *Câmpus* Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Alessandra Furtado da Silva

Co orientador: Prof. Dr. Marcelo Hidemassa Anami

**LONDRINA
2019**



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Londrina
Coordenação de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

AVALIAÇÃO DA ABSORÇÃO DE ZINCO POR *Ocimum basilicum* L. EM LATOSSOLO VERMELHO

por

Stephanie dos Santos Locatelli

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado no dia 29 de Novembro de 2019 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

Prof. Adriana Zemiani

Prof. Maurício Moreira dos Santos
(UTFPR)

Profa. Dra. Alessandra Furtado da Silva
(UTFPR)
Orientador

Profa. Dra. Edilaine Regina Pereira
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

AGRADECIMENTOS

Agradeço muito aos meus pais, Madalena e Onofre, e à minha irmã, Joyce, que possibilitaram a realização e a conclusão desse curso com apoio financeiro e emocional, me ajudaram nas horas mais difíceis e me deram colo nas horas em que tudo parecia estar errado.

Agradeço também toda a minha família, que não medem esforços em me ajudar em relação à vida profissional.

À Professora Alessandra, por ter me dado a oportunidade de realizar a iniciação científica e este trabalho em sua presença. Foi uma honra tê-la como orientadora e só tenho a agradecer por todo ensinamento, calma e dedicação a nós.

Às meninas, Ana Flávia, Martina e Thayná, que foram sensacionais e agradeço muito por todo trabalho e tempo que dividimos juntas nesses últimos anos. Graças aos nossos esforços, juntas, conquistamos muitas coisas boas e sempre serei grata por tudo, tanto na vida profissional quanto na pessoal.

Agradeço, de forma geral, aos meus amigos de classe que dividiram inúmeras experiências comigo e por sempre estarem ao meu lado quando precisei, em especial, à Juliana e Thais. Amo vocês!

Não tenho palavras para descrever o quanto sou grata a vocês.

RESUMO

LOCATELLI, S. S. **Avaliação da absorção de zinco por *Ocimum basilicum* L. em latossolo vermelho**. 2019. 56p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental). – Curso de Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2019.

Objetivou-se verificar nesse trabalho a absorção de zinco por *Ocimum basilicum* L., conhecido como manjeriço, em latossolo vermelho contaminado. As mudas foram preparadas a partir do plantio de sementes catalogadas até alcançarem 10 cm de altura para se realizar o transplante em vasos de 2 kg de polipropileno. Foram aplicadas concentrações crescentes de zinco no solo em quintuplicata, e sem adição de zinco no solo (controle). As concentrações de zinco foram definidas a partir da capacidade máxima do solo em adsorver o metal em suas partículas, sendo estabelecidas as seguintes concentrações: 0,0 mg kg⁻¹, 120,5 mg kg⁻¹, 160,7 mg kg⁻¹, 241,0 mg kg⁻¹, 482,0 mg kg⁻¹, 964,0 mg kg⁻¹, 1928,0 mg kg⁻¹ e 3856,0 mg kg⁻¹ de zinco. Cada vaso recebeu uma muda de *Ocimum basilicum* L., totalizando quarenta vasos. As plantas ficaram dispostas nos vasos com zinco por noventa dias e, após esse tempo, foram retiradas, lavadas e separadas em caule, folha e raiz, sendo submetidas à estufa e trituradas com moinho de facas, passadas em peneira de abertura < 70 µm e tratadas com digestão ácida. Em seguida, as amostras foram analisadas por espectrometria de absorção atômica com atomização em chama (FAAS) para a determinação de zinco. A parte da planta que mais absorveu metal foi a folha (2945,2 mg kg⁻¹), seguida pela raiz (890,8 mg kg⁻¹) e caule (420,7 mg kg⁻¹). Fatores de bioacumulação e translocação e a taxa de absorção do metal (MER) foram calculados para avaliar a presença do metal nas partes da planta. Os dados foram submetidos à análise de variância, análise discriminante canônica e teste de Tukey (5%). Todos os valores calculados dos fatores de bioacumulação e translocação foram maiores que um (1), indicando que a planta pode ser considerada fitoextratora e que ocorre translocação desse metal para a parte aérea, apresentando taxa de absorção do metal com tempo mínimo de 5,6 anos.

Palavras-chave: fitoextração, fator de bioacumulação, fator de translocação, capacidade máxima de adsorção.

ABSTRACT

LOCATELLI, S. S. **Evaluation of zinc absorption by *Ocimum basilicum* L. in red latosol.** 2019. 56p. Course Completion Work (Bachelor of Environmental Engineering). - Environmental Engineering Course - Federal Technological University of Paraná, Londrina, 2019.

The objective of this work was to verify the absorption of zinc by *Ocimum basilicum* L., known as basil, in contaminated red latosol. The seedlings were prepared from the cataloged seed planting until they reached 10 cm in height for transplantation in 2kg pots of prolipropylene. Increasing concentrations of zinc were applied to the soil in quintuplicate, and no zinc was added to the soil (control). Zinc concentrations were defined from the maximum capacity of the soil to adsorb the metal in its particles, and the following concentrations were established: 0.0 mg kg⁻¹, 120.5 mg kg⁻¹, 160.7 mg kg⁻¹, 241.0 mg kg⁻¹, 482.0 mg kg⁻¹, 964.0 mg kg⁻¹, 1928.0 mg kg⁻¹ and 3856.0 mg kg⁻¹ zinc. Each pot received one seedling of *Ocimum basilicum* L., totaling forty pots. The plants were placed in the pots with zinc for ninety days and after that time they were removed, washed and separated in stem, leaf and root, submitted to the greenhouse and crushed with a knife mill, passed through an opening sieve <70 µm and treated with acid digestion. The samples were then analyzed by flame atomization atomic absorption spectrometry (FAAS) for zinc determination. The part of the plant that most absorbed metal was the leaf (2945.2 mg kg⁻¹), followed by the root (890.8 mg kg⁻¹) and stem (420.7 mg kg⁻¹). Bioaccumulation and translocation factors and metal absorption rate (MER) were calculated to assess the presence of metal in plant parts. Data were submitted to analysis of variance, canonical discriminant analysis and Tukey test (5%). All calculated values of bioaccumulation and translocation factors were greater than one (1), indicating that the plant can be considered phytoextractor and that translocation of this metal to the shoots occurs, with metal absorption rate with a minimum time of 5.6. years.

Key-words: phytoextraction, bioaccumulation factor, translocation factor, maximum adsorption capacity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa pedológico do Brasil. _____	15
Figura 2 – Mapa pedológico da cidade de Londrina. _____	16
Figura 3 – Formas de contaminação do solo. _____	18
Figura 4 – Possíveis mecanismos realizados pelas plantas no processo de fitorremediação. _____	25
Figura 5 – <i>Ocimum basilicum</i> L. _____	28
Figura 6 – Localização geográfica do ponto de coleta do solo. _____	30
Figura 7 – Localização do ponto de coleta das amostras de solo. _____	31
Figura 8 – Isotermas de Freundlich e Langmuir. _____	33
Figura 9 – <i>Ocimum basilicum</i> L. antes de serem retirados dos potes. _____	40
Figura 10 – Processo de digestão em bloco digestor. _____	41
Figura 11 – Procedimento de preparação e digestão ácida das amostras. _____	42
Figura 12 – Perfil da concentração de zinco absorvida pelas folhas, caules e raízes _____	43
Figura 13 – Raízes de <i>Ocimum basilicum</i> L. após a colheita em solo contaminado com Zn em ordem de concentração. _____	48
Figura 14 – Diagrama de Análise Discriminante Canônica da correlação da absorção de Zn por <i>Ocimum basilicum</i> L. e os diferentes tratamentos. _____	49

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Vantagens e desvantagens dos processos remediadores _____	23
Tabela 2 – Custo da implementação de diferentes técnicas de remediação ____	24
Tabela 3 – Concentrações de zinco adotadas para cada tratamento _____	34
Tabela 4 – Características químicas do solo coletado _____	35
Tabela 5 – Concentração de zinco em mg.kg^{-1} determinada em <i>Ocimum basilicum</i> L. _____	42
Tabela 6 – Fatores de Bioacumulação (FB) e Translocação (FT) calculados para zinco absorvido por <i>Ocimum basilicum</i> L em Latossolo Vermelho _____	45
Tabela 7 – Taxa de Extração de Zinco (MER) por <i>Ocimum basilicum</i> L. _____	47

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	OBJETIVOS	13
2.1	Objetivo Geral	13
2.2	Objetivos específicos	13
3	REFERENCIAL TEÓRICO	13
3.1	Formação do solo	14
3.2	Entrada de contaminantes no solo	17
3.3	Zinco no solo	19
3.4	Técnicas de remediação no solo	21
3.4.1	Fitorremediação	24
3.5	<i>Ocimum basilicum L.</i>	27
4	MATERIAIS E MÉTODOS	30
4.1	Solo e Amostragem	30
4.1.1	Localização da coleta do solo	30
4.1.2	Coleta e preparação das amostras de solo	31
4.2	Isotermas de adsorção – zinco	32
4.3	Contaminação do solo	33
4.4	Cultivo de <i>Ocimum basilicum L.</i> em solo contaminado	34
4.5	Coleta e preparação das amostras para determinação de zinco	36
4.6	Determinação de zinco por FAAS	37
4.7	Avaliação da eficiência da absorção de zinco em <i>Ocimum basilicum L.</i>	37
4.8	Análises estatísticas	38
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
5.1	Digestão Ácida das Amostras	40
5.2	Concentração de Zinco em <i>Ocimum basilicum L.</i>	42
5.3	Fator de Bioacumulação, Fator de Translocação e Taxa de Extração do Metal	44
5.4	Análise Discriminante Canônica	48
6	CONCLUSÕES	50
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51
8	ANEXOS	59

1 INTRODUÇÃO

O solo é desenvolvido a partir da rocha que sofre o intemperismo físico e químico. O intemperismo físico provoca a quebra das rochas em partículas menores, mas mantendo as características do material. Assim, a redução das partículas implica no aumento da área de contato para a ação do intemperismo químico, o que apresenta metais pesados que ocorrem naturalmente no solo, sendo o percentual presente da maioria desses metais, baixo, não sendo prontamente disponíveis para as plantas devido sua forma na natureza (GUERRA; SILVA; BOTELHO, 2009).

Alguns metais potencialmente tóxicos, como o zinco, são requeridos na fisiologia das plantas e atuam como micronutrientes, podendo, em quantidades elevadas, atuar como contaminante. O zinco é encontrado no solo de forma natural a partir das suas rochas de origem, mas não está prontamente disponível para as plantas, porém, seu conteúdo encontrado pode ser afetado pelo pH do solo, sendo mais disponível em solos mais ácidos. Assim, é possível a contaminação de zinco em solos mais ácidos ou em solos que são originários de rochas ricas nesse nutriente ou ainda, de forma antrópica, através das indústrias ou aplicações de resíduos orgânicos na agricultura (FERNANDES, 2006).

O zinco, como micronutriente, atua de forma considerável na planta, uma vez que é essencial para a atividade, regulação e estabilização da estrutura proteica, porém, em quantidades excessivas, causa toxicidade, interferindo no crescimento das folhas, ficando menores, e inibindo o crescimento da planta, permitindo a necrose da radícula e pigmentações vermelhas no pecíolo e nas nervuras (ALEXANDRE et al., 2012).

Com o uso exacerbado de produtos químicos consequentes do aumento da população e do progresso da tecnologia, a poluição do solo é facilitada pelos elementos que chegam até o solo e, quando isso acontece, podem ser retidas e permanecerem por muito tempo (FERNANDES, 2006).

Através de diversas formas o meio ambiente é contaminado por metais com origem antrópica. Descartes incorretos de materiais ricos em metais pesados como pilhas, descargas, mineração, dejetos suínos em lavouras e resíduos industriais são fontes que causam grande impacto ambiental por conterem consideráveis quantidades de metais pesados e, principalmente, de zinco (GAZANO, 2006; JUNIOR, 2008; ZEMIANI, 2017).

A poluição do solo com metais pesados é um problema crescente e responsável por sérios impactos ambientais, que afetam severamente a vegetação e as atividades biológicas do solo. Muitas são as consequências dessa poluição, como por exemplo, a destruição da camada vegetal dessas áreas contaminadas que provocam erosão hídrica e eólica e a lixiviação dos contaminantes para o lençol freático, agravando a contaminação de novas áreas (ZEITOUNI, 2003).

Considerada tecnologia emergente, uma das formas de remediação em solos contaminados com metal pesado é a fitorremediação (SANTOS; RODELLA, 2007) que tem papel importante nesses casos, pois utiliza a vegetação para remover, imobilizar ou tornar os contaminantes menos nocivos ao ecossistema no próprio local, com solução permanente aplicada *in situ*, sem a necessidade de remoção do solo para ser tratado. Além disso, é considerada tecnologia efetiva e vem se destacando por ter menor impacto, não-destrutiva, baixo custo, possuir estética agradável, utilizar energia solar, ser aplicável a uma grande variedade de contaminantes e possuir grande aceitação pública (ZEITOUNI, 2003).

Na fitorremediação a planta absorve o contaminante através da raiz, e este pode ser armazenado, transportado e acumulado nas partes aéreas. As plantas indicadas para essa finalidade são denominadas hiperacumuladoras, que possuem capacidade de armazenar concentrações elevadas de contaminantes em sua estrutura vegetal (GUERRA,SILVA; BOTELHO, 2009; ROCHA, 2009). O Brasil apresenta grande potencial para o uso da fitorremediação na recuperação de áreas contaminadas por possuir grande diversidade e pelo clima favorecer os processos biológicos no tratamento (ZEITOUNI, 2003).

A planta *Ocimum basilicum* L. (manjeriço), sendo considerada herbácea, se destaca para a implantação do processo de fitorremediação uma vez que tem crescimento e desenvolvimento mais rápido do que as plantas arbóreas, é mais comumente utilizada para essa técnica de remediação dos solos e são de grande interesse nas indústrias pelas propriedades medicinais que a planta apresenta além de seu aroma, identificado através dos óleos essenciais extraídos das folhas. Nas indústrias de condimento e na produção de cosméticos também possui ampla utilização (COSTA, 2018).

Dessa forma, considerando a importância da remoção de metais pesados do solo, sendo um dos maiores problemas ambientais da atualidade, do valor

econômico e facilidade de manejo da planta *Ocimum basilicum* L., objetiva-se avaliar a absorção do zinco por *Ocimum Basilicum* L. nas raízes, caules e folhas.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Este trabalho tem como objetivo principal avaliar a capacidade de absorção de zinco por *Ocimum basilicum* L. em latossolo vermelho contaminado.

2.2 Objetivos específicos

- Determinar a capacidade máxima de adsorção do zinco no solo através das isotermas de Langmuir e Freundlich;
- Contaminar o solo de concentrações crescentes de zinco tendo como referência a capacidade máxima determinada pela isoterma;
- Avaliar as concentrações de zinco nas raízes, caules e folhas de *Ocimum basilicum* L.;
- Classificar a planta *Ocimum basilicum* L. no processo de fitorremediação.

REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Formação do solo

A formação do solo ocorre através do intemperismo, ou seja, em como os materiais constituintes da Terra se modificam as mudanças de ambiente. Com a ação do intemperismo e de outros processos pedogênicos em rochas e no próprio material de origem do solo, os metais pesados podem ser encontrados de forma natural no solo (GUERRA, 2009; ALEXANDRE et al., 2012).

Uma das consequências mais importantes do intemperismo químico é o desenvolvimento de solos. De forma concomitante, o intemperismo físico age na quebra das rochas em partículas menores, permitindo a ação química nessas partículas. Com a degradação de rochas e minerais, o produto gerado promove a vida, sendo possível o crescimento de plantas enraizadas (GUERRA, 2009).

Fatores climáticos como a temperatura e a umidade, somado ao tamanho da partícula, interferem consideravelmente no intemperismo químico da rocha, uma vez que a combinação de temperaturas quentes e umidade alta são características ideais para a ocorrência do intemperismo (GUERRA, 2009).

Os primeiros compostos formados são os óxidos, hidróxidos e argilo-minerais e podem se acumular, juntamente com os minerais não reativos e com pedaços que não foram decompostos, como um manto residual. A partir da modificação desse manto acontece a formação dos solos (GUERRA, 2009).

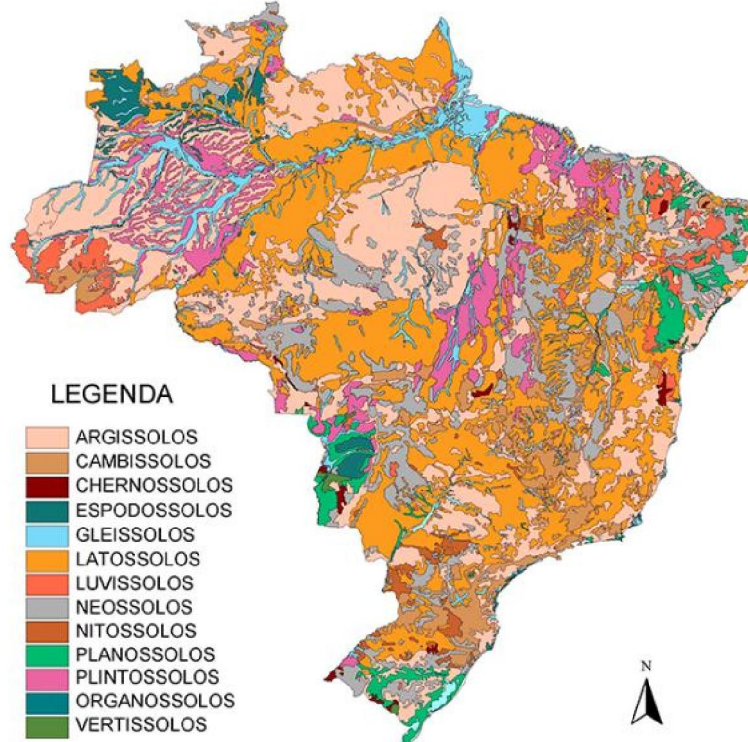
Os solos são dispostos em camadas e são diferenciados conforme sua rocha de origem do qual são formados. Propriedades como pH, matéria orgânica e sua localização possibilitam a caracterização dos mesmos, pois variam de região para região (GUERRA, 2009).

Segundo a Embrapa (2018), os solos podem ser classificados conforme sua morfologia, mineralogia, características físicas e químicas, e se dividem em: Argissolos, cambissolos, chernossolos, espodossolos, gleissolos, latossolos, luvissolos, neossolos, nitossolos, organossolos, planossolos, plintossolos e vertissolos.

O latossolo é identificado em todo território nacional, conforme figura 1, ocorre em locais bem drenados, apresenta grande profundidade e é poroso, características estas adequadas ao crescimento radicular das plantas. Suas

características de cor, textura e estrutura são uniformes e apresenta granulometria muito pequena, com teor de silte inferior a 20%, argila variando entre 15% a 80% e pH entre 4 e 5,5, pelo fato da variação do latossolo em: Ferrífero (LF), Roxo (LR), Vermelho-Escuro (LE), Vermelho-Amarelo (LV), Amarelo (LA), Bruno (LB), Vermelho-Amarelo variação Una (LU) (KER, 1997).

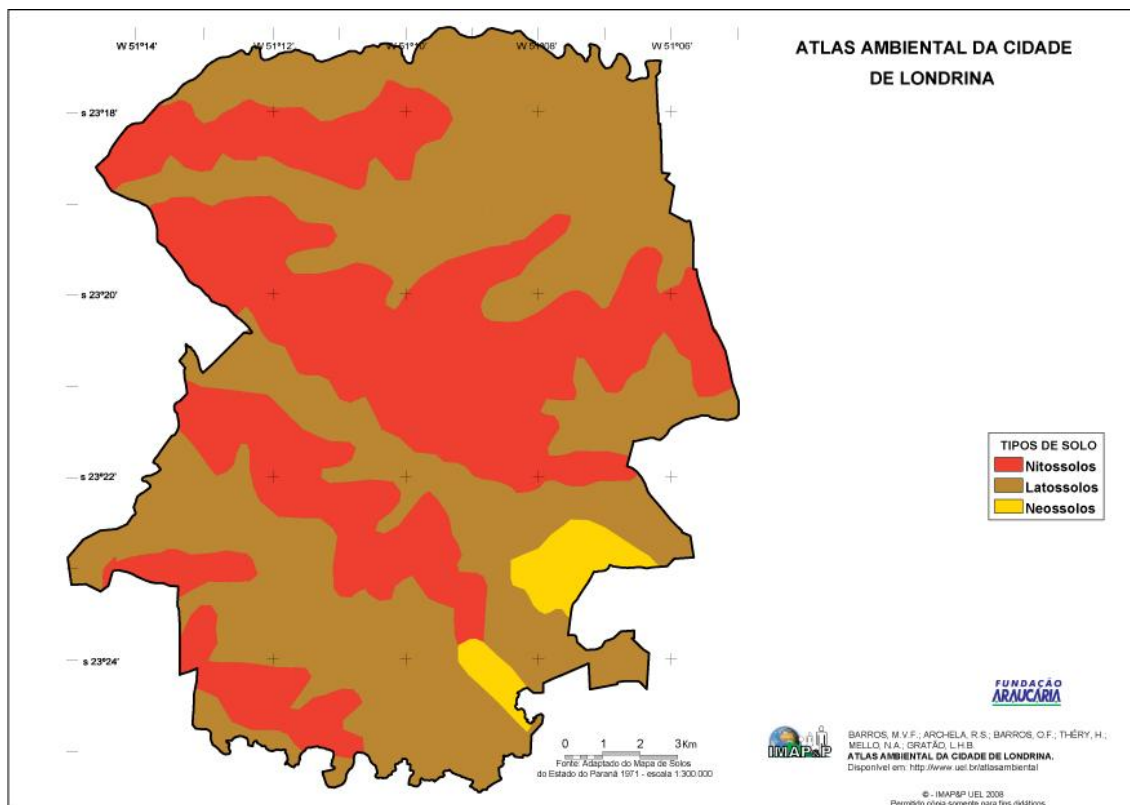
Figura 1 – Mapa pedológico do Brasil.



Fonte: Embrapa (2014).

Especificamente, na região de Londrina, o latossolo é presente em grande parte da região, o que pode ser visualizado na Figura 2, e seu pH varia entre 5 e 6,5. Quanto mais ácido o solo for, mais suscetível é a solubilidade de metais, pois ocorre a diminuição da capacidade de troca de cátion (CTC) (ROCHA, 2009; EMBRAPA, 2018).

Figura 2 – Mapa pedológico da cidade de Londrina.



Fonte: Barros (2008).

O tipo de solo e suas características como pH, quantidade de matéria orgânica, CTC, têm grande relevância, pois segundo Zemiani (2017), “o comportamento dos elementos metálicos varia de acordo com essas características”.

Os metais pesados encontrados naturalmente no solo, após serem liberados das rochas pelos processos de intemperismo, podem ser precipitados ou co-precipitados com os minerais secundários, adsorvidos nas superfícies de argilas ou óxidos de ferro, alumínio ou manganês, ou seja, quanto mais argiloso for o solo, mais adsorvidos serão os metais pesados (TAVARES, 2013).

Em relação à fertilidade, é preferível que o solo apresente valores elevados de CTC, pois, dessa forma, quantidades elevadas de CTC podem ser armazenadas e depois transferidas às raízes dos vegetais através das trocas iônicas que acontecem entre a raiz e solo (EMBRAPA, 2018).

2.2 Entrada de contaminantes no solo

Desde os primórdios da vida humana na Terra o homem interage com a natureza e, de forma intuitiva e empírica, quando havia algum desequilíbrio que afetasse sua vida, pensava em como solucionar tal problema para que este não mais o afetasse (BRANCALION, GANDOLFI, RODRIGUES; 2015). Conseguiram identificar as áreas que eram mais férteis para plantio conforme o resultado de produções elevadas, sendo derivada da constante troca da água com a matéria orgânica e os nutrientes do solo. Assim, com o passar dos anos observou-se que essas ações humanas praticadas ao manejar o solo provocaram impactos ambientais irreversíveis aos solos, tais como a erosão, a perda de produtividade e a própria infertilidade do solo (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009).

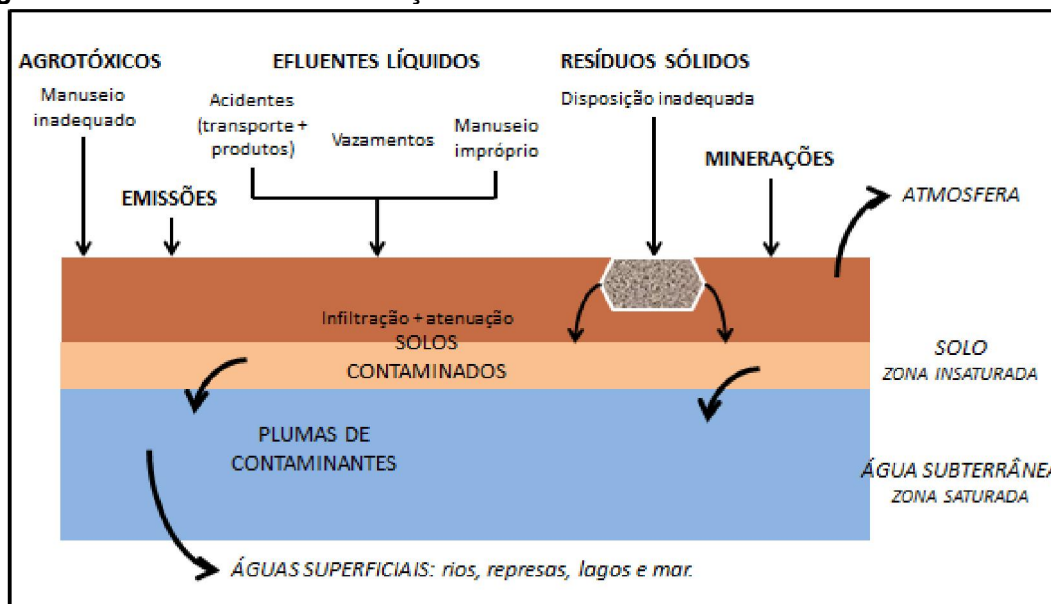
Em nosso cenário atual, há ecossistemas inalterados, pouco modificados e aqueles que são extremamente modificados pela ação antrópica que visa à produção de alimentos, de energia, de minérios, urbanização e inúmeras formas de uso que degradam os recursos naturais (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Com o aumento populacional, a demanda de produtos aumentou, interferindo diretamente nos recursos naturais que são requeridos para suprir as necessidades humanas. Por isso, tendo em vista o rápido crescimento dos produtos agrícolas, tem sido necessário o uso de fertilizantes, pesticidas e herbicidas na agricultura para que seja suprida a demanda alimentícia - os pesticidas, originados de forma natural ou sintética, são utilizados para o controle de pragas, e os herbicidas, substâncias químicas, são aplicados para controlar ou matar ervas daninhas. Uma vez aplicados, esses produtos podem permanecer por muito tempo no solo, tendo comportamento diferente para cada tipo de solo assim como os fatores climáticos da região (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009).

A ocorrência de contaminação do solo por metais está cada vez mais comum, podendo ser originária a partir da interferência do homem não só com o uso de herbicidas e pesticidas na agricultura de forma indiscriminada, mas também por meio da mineração e descartes irregulares dessa atividade ou através dos insumos utilizados nas indústrias, podendo ocorrer também de forma natural, como visualizado na Figura 3. As concentrações dos metais no solo podem ser alteradas através de emissões atmosféricas, inundações ou com águas contaminadas

(KABATA-PENDIAS, 2004). Além disso, aplicação direta de dejetos de animais, resíduos urbanos, fungicidas, fertilizantes entre outros, contribuem para a contaminação do solo, impactando diretamente na qualidade de vida humana.

Figura 3 – Formas de contaminação do solo.



Fonte: Adaptado de CETESB (2019).

De acordo com Tsutiya (1999), altas concentrações de metais podem ser encontradas nos efluentes industriais que são encaminhados para tratamento, podendo ser transformados em biosólidos e, posteriormente, aplicados como matéria orgânica no solo. Dessa forma, a importância do monitoramento se destaca, uma vez que a contaminação é possível.

Segundo Santos e Rodella (2007), em 2006 havia 1.664 áreas contaminadas com produtos orgânicos e inorgânicos provenientes de depósitos clandestinos, em sua maioria, de resíduos químicos perigosos no Estado de São Paulo. Os problemas de contaminação começaram por volta da década de 1970 e se intensificam a cada ano em todo o território brasileiro.

Lentamente ocorrem os processos de contaminação no solo, e majoritariamente não apresentam imediatas consequências, contudo, podem ter efeitos sérios e trágicos, podendo ser irreversíveis, em longo prazo. Para a mitigação da contaminação é de suma importância o conhecimento da natureza do contaminante e do tipo de solo envolvido, o que influenciará na interação do

contaminante com o substrato do solo. Dentre os fatores que influenciam na retenção dos micronutrientes, o que depende das suas propriedades químicas, físicas e biológicas, estão: textura do solo, pH, umidade, teor de matéria orgânica, teor de óxidos de ferro, de alumínio e de manganês e velocidade de percolação (MONTEZ, 2014; TSUTIYA, 1999).

2.3 Zinco no solo

São considerados metais pesados os elementos com densidade maior que 5g cm^{-3} , sendo tóxico ou não, não sofrem degradação e são altamente reativos. Os metais podem ser encontrados no solo de forma natural a partir da rocha original, que passa pelo processo de intemperismo e, assim, disponibiliza os metais, inicialmente, de forma semelhante aos minerais constituintes à rocha de origem, e posteriormente, com as reações e processos geoquímicos, a porcentagem desses metais se torna diferente (SOUZA, 2010).

Na crosta terrestre, o zinco é encontrado em moderada abundância e pode estar contido em minerais de enxofre, em especial com esfalerita ZnS , e é o segundo elemento mais abundante nos organismos depois do ferro (Fe) (KABATA-PENDIAS; PENDIAS 1992). No solo, o zinco é encontrado nos horizontes superficiais por meio de três formas: deposição na superfície por resíduos das plantas através da decomposição, fixado pela matéria orgânica por apresentar baixa mobilidade no perfil do solo e através de argilas silicatadas e óxidos e hidróxidos de ferro (FERNANDES, 2006).

Além da disposição natural, os metais são inseridos na natureza por meio de atividades desenvolvidas pelo homem e especificamente, a contaminação no solo por zinco pode acontecer através da fabricação de produtos químicos e farmacêuticos, cosméticos, borrachas, explosivos, tintas e papel, galvanoplastias, mineração, combustão de madeira, incineração de resíduos, esgotos domésticos, produção de ferro e aço, sendo comumente encontrado também nas lavouras em dejetos suínos (BOECHAT, 2014; GRAZANO, 2006).

Íons metálicos potencialmente tóxicos penetram nas células usando os mesmos processos de absorção de íons considerados nutrientes essenciais. A quantidade absorvida pela planta depende da concentração de metais pesados e da disponibilidade destes no solo, sendo esta última dependente do pH (PETRA et al.,

2004; ALMEIDA et al. 2007). A quantidade desses íons metálicos translocada para a parte aérea depende da espécie vegetal, do metal em questão e das condições ambientais (SOUZA, 2010).

A oxidação do zinco na superfície terrestre libera o íon Zn^{2+} solúvel sendo, desta forma, absorvido da solução do solo pelas plantas, pois é elemento essencial para o desenvolvimento normal das mesmas (GRAZANO, 2006; SOUZA, 2010). Sob essas condições somadas ao baixo pH, é totalmente solúvel e móvel, uma vez que a mobilidade normalmente aumenta com a diminuição do pH do solo. Principalmente em solos ácidos e em elevadas concentrações, o zinco pode se tornar tóxico, o que reduz o crescimento vegetal, apresenta sintomas de toxicidade como deficiência induzida de ferro, clorose devido à diminuição da síntese de clorofila e degradação dos cloroplastos, e interfere na entrada de fósforo (P), magnésio (Mg) e manganês (Mn) (CARROLL E LONERAGAN, 1968; CHANEY, 1993; BROADLEY et al., 2007 apud. SOUZA, 2010).

Segundo a Resolução nº420, de 28 de Dezembro de 2009, que dispõe sobre os valores orientadores dos elementos químicos em relação à qualidade do solo, o valor máximo permitido de zinco no solo é de 300 mg kg^{-1} , como valor de prevenção, conforme estabelecidos a partir de avaliações de risco à saúde humana.

O efeito da matéria orgânica na disponibilidade de metais pesados no solo depende de vários fatores como: a natureza do material orgânico, a degradabilidade, efeito do pH do solo, assim como o tipo de solo e o metal. A presença de matéria orgânica no solo auxilia na quelação de metais pesados, o que diminui sua disponibilidade e, dessa forma, a toxicidade para as plantas (SANTOS; RODELLA, 2007).

Num estudo realizado por Ribeiro-Filho et al. (2001), onde foi avaliado o uso de materiais orgânicos e inorgânicos para *Mimosa Caesalpinifolia* Benth. (sabiá), espécie promissora para a fitorremediação, foi observado que a adição de solomax (material orgânico) contribuiu para a elevação do pH, CTC e teor de matéria orgânica do solo, diminuindo a solubilidade do zinco, cádmio, cobre e chumbo.

3.4 Técnicas de remediação no solo

Segundo Pires (2003), a eficiência na descontaminação, a simplicidade na execução, o tempo demandado pelo processo e o menor custo são características procuradas em soluções para despoluir áreas contaminadas.

Para se estabelecer a melhor forma de remediação, é necessário identificar o grau de contaminação do solo e da área, pois existem diversas técnicas que podem ser empregadas. De forma geral, a técnica pode ser *in site*, quando o tratamento é realizado no local contaminado sem remoção do material, *on site*, com remoção do solo contaminado e tratamento no local, e *off site* quando há a remoção do solo para descontaminação e depois reposto no local de origem (ANJOS, SÁNCHEZ, BERTOLINO, 2012). Abaixo (Tabela 1), encontram-se vantagens e desvantagens da técnica e seus processos.

Tabela 1 – Vantagens e desvantagens dos processos remediadores.

Processo <i>in site</i>	
Vantagem	<ul style="list-style-type: none"> • Relativamente barato
Desvantagens	<ul style="list-style-type: none"> • Dificuldade de descontaminar de forma uniforme; • Problemas consequentes são de difícil avaliação; • Grande dispêndio de tempo; e • Êxito da recuperação não pode ser constatado com confiabilidade
Processo <i>on site</i>	
Vantagem	<ul style="list-style-type: none"> • Êxito da recuperação é de fácil repetibilidade
Desvantagens	<ul style="list-style-type: none"> • Após o tratamento o solo fica biologicamente morto e mineralogicamente alterado; • A utilização de solventes para a extração compromete sua separação no final do processo; • Na escavação ocorrem riscos ao meio ambiente e a saúde; e • É 2 a 3 vezes mais caro que os processos <i>in site</i>
Processo <i>off site</i>	
Vantagens	<ul style="list-style-type: none"> • Geralmente rentável; e • A área ter um destino imediato a uma utilização
Desvantagens	<ul style="list-style-type: none"> • Problema é transferido; • São necessários centros de tratamento para a descontaminação; e

- Grande dispêndio no transporte e proteção no trabalho

Fonte: Anjos, Sánchez e Bertolino (2012).

Os principais métodos utilizados para remediação são: bombeamento e tratamento (*Pump and treat*), extração de vapor do solo (SVE), dessorção técnica, aeração *in situ* (*Air Sparging*), barreiras reativas permeáveis (BRPs), incineração, solidificação e estabilização, lavagem do solo, biorremediação e fitorremediação (TAVARES, 2013).

O bombeamento e tratamento (*Pump and treat*) consiste no bombeamento das águas subterrâneas poluídas para a superfície para tratamento externo de remoção dos contaminantes (CAMPANA, 2014).

A extração de vapor do solo (SVE) é aplicada para a remoção física dos contaminantes da camada mais profunda do solo onde se concentram as águas subterrâneas por meio de poços onde se aplica a extração a vácuo. Sua eficiência pode aumentar com a aplicação de outras técnicas combinadas, como a injeção de ar. Essa técnica é apropriada para solos com baixa ou média permeabilidade, mas caso o nível d'água for baixo, não é recomendada (TAVARES, 2013).

Para a realização da dessorção térmica, realiza-se o aquecimento direto do solo para que os compostos orgânicos voláteis e a água sejam volatilizados com posterior tratamento dos gases, ou seja, separa-se fisicamente o contaminante do solo. Pode ser utilizada para o tratamento de solos, lamas ou sedimentos contaminados. Aplicando técnicas simultâneas, como a injeção de água ou vapor quente e bombeamento, é possível o aumento da mobilidade dos contaminantes, transportados como vapor para uma fonte de condensação fazendo-se a retirada dos mesmos, pelas respectivas técnicas (DUARTE, 2004; TAVARES, 2013).

A aeração *in situ* (*Air Sparging*) é um método utilizado para a extração dos compostos voláteis e semi-voláteis que também se encontram na camada mais profunda do solo envolvendo a injeção de ar para a remoção dos contaminantes. Para adequada aplicação da técnica e eliminação do risco de migração dos contaminantes para fora da área de tratamento, deve-se controlar a injeção de ar conforme a profundidade do lençol freático e a espessura saturada (TAVARES, OLIVEIRA, SALGADO, 2009).

As barreiras reativas permeáveis (BRP's) são projetadas para interceptar plumas contaminadas por meio da introdução de meios reativos no subsolo. Através deles, cria-se um fluxo e posteriormente se transformam os contaminantes em formas aceitáveis para disposição no meio ambiente. Pela barreira há a interação com o material reativo por mecanismos de remoção como a sorção, adsorção, precipitação e degradação biótica e abiótica, o que reduz a carga de contaminantes (FRADE, 2015).

A incineração é um processo de destruição térmica realizado sob alta temperatura, variando entre 900 a 1250°C, com tempo de resistência controlado. Essa técnica é utilizada quando se objetiva o tratamento de resíduos com alta periculosidade ou que necessitam destruição completa. É desejável o controle do processo para evitar formação de subprodutos indesejáveis pelo processo de combustão como dioxinas e furanos, muito tóxicos e cancerígenos (ALMEIDA, 2004).

A solidificação é um processo onde ocorre a troca das características físicas no resíduo, controlando e reduzindo a mobilidade dos contaminantes, onde se cria uma barreira física para a lixiviação. Já a estabilização converte o contaminante para baixa mobilidade por interações termais e químicas (ANJOS; SÁNCHEZ; BERTOLINO, 2012). Ambas as técnicas não promovem sua remoção, mas isola o poluente física ou quimicamente (TAVARES, 2009).

O processo de lavagem do solo (*Soil Flushing*) é realizado in situ e é aplicado quando há alta permeabilidade no solo, utilizando água ou reagentes químicos que solubilizam e extraem o contaminante. Sua eficiência na remoção ou atenuação da pluma poluente depende diretamente das condições do local e pode ser pouco eficiente em solos contaminados que são pouco permeáveis, pois a remoção ocorrerá muito lentamente e o bombeamento pode não ser viável (CAMPANA, 2014).

A biorremediação é uma técnica que visa a descontaminação do solo e da água utilizando organismos vivos, como microrganismos e plantas. Dentro dela, há a fitorremediação, técnica caracterizada pelo uso de plantas no solo contaminado (PIRES et al, 2003).

3.4.1 Fitorremediação

Essa tecnologia apresenta como principais vantagens o baixo custo de implementação, sendo uma das técnicas mais baratas (Tabela 2), e a possível aplicação em áreas extensas. Por ser uma técnica *in situ*, não traz malefícios secundários como novas contaminações, o que acontece nas técnicas *ex situ*, uma vez que há a retirada e transporte do solo contaminado, e promove a revegetação da área, o que protege o solo da erosão eólica e hídrica. (TAVARES, OLIVEIRA, SALGADO, 2013).

Com o uso de espécies específicas, as áreas contaminadas podem ser amenizadas ou totalmente despoluídas (COUTINHO, BARBOSA, 2007).

Tabela 2 – Custo da implementação de diferentes técnicas de remediação.

Tipo de Tratamento	Custo variável/ton (US\$)
Fitorremediação	10-35
Biorremediação in situ	50-150
Aeração no solo	20-200
Lavagem do solo	80-200
Solidificação	240-340
Incineração	200-1500

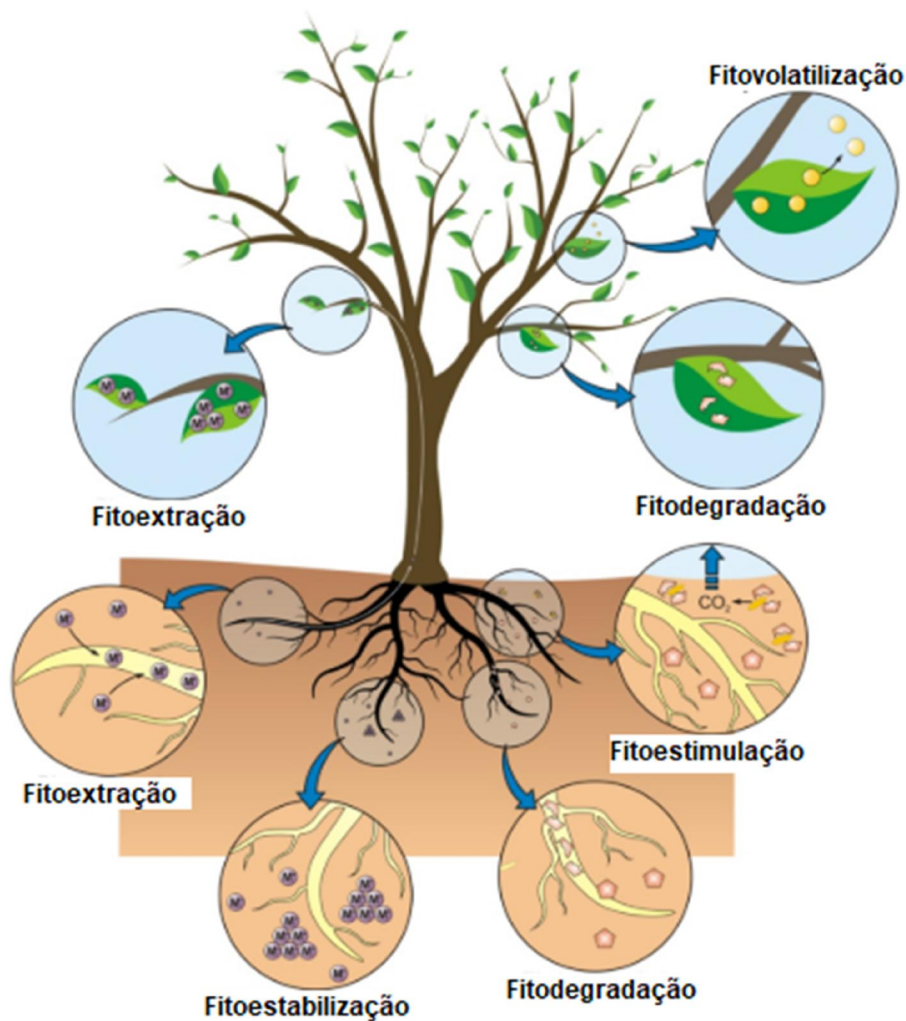
Fonte: Tavares (2009).

As plantas utilizadas que favorecem o processo de fitorremediação necessitam ter determinadas características, tais como boa capacidade de absorção, sistema radicular profundo, rápido crescimento, fácil colheita, grande resistência ao poluente, elevada produção de biomassa, alta capacidade de absorção de nutrientes, alta taxa de translocação, grande acúmulo de substâncias de reserva e competitividade (TAVARES; OLIVEIRA; SALGADO, 2013; SILVA et al., 2019).

Nesse processo, as plantas promovem a remoção, contenção, transferência ou a estabilização dos metais pesados presentes no solo os tornando inofensivos, sendo também possível a aplicação para a remediação no meio aquático (TAVARES; OLIVEIRA; SALGADO, 2013).

A fitorremediação se divide em mecanismos diretos e indiretos. Na remediação direta, os contaminantes são absorvidos e acumulados ou metabolizados nos tecidos pela mineralização. Indiretamente, os vegetais extraem os compostos das águas subterrâneas, reduzindo a fonte de contaminação ou influencia o aumento da atividade microbiana que degrada os contaminantes por meio favorável. Os mecanismos diretos se dividem em fitoextração, fitotransformação, fitovolatilização e fitodegradação e os indiretos em fitoestabilização e fitoestimulação e podem ser visualizados na Figura 4 (TAVARES, 2009).

Figura 4 – Possíveis mecanismos realizados pelas plantas no processo de fitorremediação.



Fonte: Adaptado de Favas et al. (2014).

A fitoextração acontece quando as plantas retiram os contaminantes, reduzindo sua disponibilidade no solo em um prazo de tempo razoável (ALEXANDRE, 2012; SOUZA, 2010). Dessa forma, a planta absorve o contaminante e transporta-o para sua parte aérea onde é acumulado em altas concentrações se concentrando também nas raízes. Na fitotransformação a planta absorve o contaminante da água e do solo promovendo sua bioconversão para formas menos tóxicas, no seu interior ou em sua superfície. A fitovolatilização ocorre onde as plantas ou atividade da microbiota associada às raízes ajudam a aumentar a taxa de volatilização dos compostos. Na fitodegradação a planta absorve e metaboliza o contaminante tornando-o menos tóxico (TAVARES, 2009).

A fitoestabilização imobiliza os contaminantes no sistema solo-planta visando reduzir a biodisponibilidade destes e prevenir sua entrada nas águas subterrâneas ou na cadeia alimentar. Podem reduzir a mobilidade e migração dos contaminantes por imobilização, lignificação ou humificação dos compostos em seus tecidos vegetais, porém, os contaminantes permanecem no local (TAVARES, 2009; TAVARES, OLIVEIRA, SALGADO, 2013). Na fitoestimulação, as raízes das plantas em conjunto ou não com a microbiota associada, decompõem o contaminante (SOUZA, 2010).

Além da técnica de fitorremediação ser de suma importância para o meio ambiente e ser potencialmente mais barata que outras tecnologias, após o processo de fitorremediação, há a possibilidade de recuperação dos metais acumulados nas plantas pela técnica de biomineração, ou ainda, podem ser utilizadas como fertilizantes caso o metal for essencial (BAKER et al., 1981).

As plantas que possuem características que se adaptam a locais contaminados e suportarem grandes concentrações de contaminantes têm capacidade de acumular em níveis de até cem vezes mais que uma planta comum, de acordo com Silva et al. (2019). Além disso, é considerada hiperacumuladora a planta cuja concentração acumulada de contaminante corresponde a mais de 0,1% por peso seco do seu tecido vegetal (SILVA et al., 2019).

Segundo Souza (2010), as plantas hiperacumuladoras são capazes de absorver e acumular mais de $10.000 \text{ mg.kg}^{-1}$ de zinco e manganês, mais de 1.000 mg.kg^{-1} de chumbo, níquel e cobre e mais de 100 mg.kg^{-1} de cádmio, sabendo que nos solos, os teores de zinco geralmente são encontrados entre 10 a 300 mg.kg^{-1} de zinco total e em solos agrícolas apresenta teor médio de 50 mg.kg^{-1} . Para o

manganês, em níveis normais de crescimento e desenvolvimento, encontra-se concentrações entre 20 a 500 mg.kg⁻¹ e concentrações superiores a 700 mg.kg⁻¹ são consideradas tóxicas (FERNANDES, 2006).

E, de acordo com Souza et al. (2013), a concentração de metal pesado na parte aérea, variando de 1.000 a 10.000 mg kg⁻¹, são valores típicos de espécies de plantas com características hiperacumuladoras, com exceção do cádmio, devido sua alta toxicidade.

3.5 *Ocimum basilicum* L.

As plantas aromáticas são usadas de múltiplas formas como medicinais, inseticidas, repelentes, antimicrobianas, condimentares, adubos verdes, entre outros (PEREIRA; VIDAL; RESENDE, 2015). Entre o grupo de plantas aromáticas se destaca o manjeriço, muito utilizado nos segmentos citados anteriormente, o que caracteriza seu grande valor econômico, juntamente com o interesse na produção de seu óleo essencial, sendo esta a utilização mais valorizada. Como é uma planta de consumo humano, o seu estudo em relação à toxicidade e acumulação dos elementos potencialmente tóxicos em sua estrutura, se torna relevante (MONTEZ, 2014).

A espécie *Ocimum basilicum* L. (Figura 5) pertencente à família *Lamiaceae*, conhecido popularmente como manjeriço, alfavaca, alfavaca-cheirosa ou basílico, compreende entre 180 a 210 gêneros e 3500 espécies herbáceas e arbustivas. No Brasil, é a espécie da família *Lamiaceae* mais intensamente cultivada. É considerada uma planta perene e apresenta caule ereto e ramificado, podendo atingir de 50 a 100 cm de altura (MONTEZ, 2014).

Figura 5 – *Ocimum basilicum* L.



Fonte: Google Imagens (2019).

O manjericão de folhas verdes é o mais cultivado e conhecido, em contrapartida, as espécies de folhas avermelhadas são as mais raras (FAVORITO et al., 2011). Tem preferência ao clima subtropical ou temperado, quente e úmido, tolerando baixas temperaturas, porém com desenvolvimento mais lento e sensível a geadas, o que causa danos irreversíveis para a planta. A produção do manjericão é praticada principalmente por pequenos produtores, voltada para a comercialização de suas folhas verdes aromáticas (MAY et al., 2008). Sua maior parte é comercializada “in natura”, mas também pode destinada para que seu óleo essencial seja extraído, para indústrias de alimentos, bebidas, cosméticos, dentre outros (FAVORITO et al., 2011).

Quanto sua relevância na medicina, o manjericão possui indicações antiespasmódica, sedativa, possuindo substâncias importantes utilizadas contra o vírus da hepatite B e o vírus da herpes, segundo estudos recentes (MILITÃO; FURLAN, 2014). A produção relacionada a plantas medicinais no Brasil é vantajosa pela biodiversidade vegetal que possui (FAVORITO et al., 2011).

Durante seu plantio, é possível que a planta tenha estresses causados por solos que possam estar contaminados, desequilibrando a sua produção, afetando seu crescimento de forma significativa, alterando sua cor, forma e desenvolvimento.

A contaminação das plantas por elementos potencialmente tóxicos que são absorvidos através das raízes são resultantes, principalmente, das ações antrópicas (MILITÃO; FURLAN, 2014).

Segundo estudos realizados por Montez (2014), onde foi avaliado o efeito de elementos potencialmente tóxicos como cádmio, cobre e arsênio e seus consequentes efeitos em parâmetros como a biomassa, o teor de matéria seca, teor de clorofila e composição mineral, foi verificado a acumulação nas plantas de *Ocimum basilicum* L. de diferentes elementos estudados apresentando valores de contaminação superiores aos estabelecidos por lei. O estudo apresentou resultados relevantes para a concentração de cádmio, que após 52 dias apresentou valor de $1,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ de peso fresco, sendo o máximo de $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$, e arsênio, com $1,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ de peso fresco, com limite de $0,01 \text{ mg.kg}^{-1}$ de arsenito de sódio. Verificou-se também que a absorção do contaminante cádmio pela planta reduz a absorção de cobre, ferro e zinco, a absorção do contaminante cobre estimula a absorção de cálcio, manganês e zinco e no ensaio com arsênio é estimulada a redução de cálcio, cobre, manganês, cálcio e zinco em *Ocimum basilicum* L.

De acordo com experimentos com amostras de solo contaminado oriundo de área de beneficiamento de minério de ouro, os maiores teores de zinco absorvidos foram observados em *Ocimum basilicum* L., em relação a espécies de *Rosmarinus officinalis* (alecrim) e *Cynara scolymus* (alcachofra). A raiz do *Ocimum basilicum* L. apresentou teor de cromo absorvido muito acima do estabelecido, uma vez que a Organização Mundial da Saúde (OMS) não estabelece teores máximos permissíveis para o cromo, mas países como o Canadá adota teores de até 2 mg.kg^{-1} para produtos não industrializados e de $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ para consumo de produto final industrializado. De forma geral, a espécie *Ocimum basilicum* L. não apresentou sintomas visuais de fitotoxicidade em solos com altas concentrações de zinco, cobre, cádmio, níquel, cobre, manganês, arsênio e bário, com teores acima das preconizadas pela OMS (BOECHAT, 2014).

Dessa forma, o consumo de plantas que apresentam excesso de zinco pode prejudicar a saúde humana, pois, segundo Sousa et al.(2013) o excesso de zinco no organismo provoca intoxicação, causando sérias doenças, como a elevação do vírus HIV para a AIDS, por exemplo, e até a morte.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

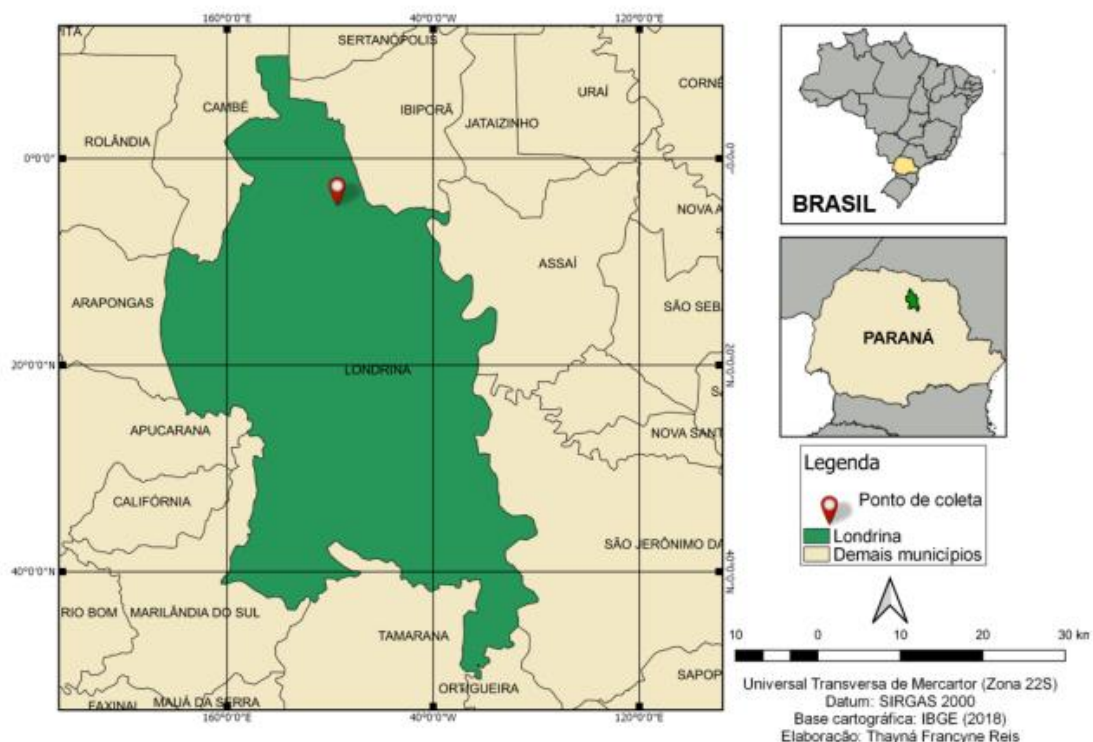
4.1 Solo e Amostragem

4.1.1 Localização da coleta do solo

O local onde o solo foi coletado é próximo a UTFPR – Campus Londrina, no município de Londrina, estado do Paraná, com coordenadas $23^{\circ}18'29,87''\text{S}$, $51^{\circ}6'50,64''\text{O}$ e altitude de 562 m, como visualização da área na Figura 6 e 7.

Segundo Bagnola et al. (2011), a classificação do solo coletado é Latossolo Vermelho e, a partir de análises químicas de rotina do solo (acidez potencial, teores de alumínio, pH, cálcio, magnésio, teores trocáveis de potássio, sódio e fósforo) realizadas por Zemiani (2017), o solo coletado é classificado como Latossolo Vermelho Distroférico.

Figura 6 – Localização geográfica do ponto de coleta do solo.



Fonte: Reis (2019).

Figura 7 – Localização do ponto de coleta das amostras de solo.



Fonte: Google Earth (2019).

4.1.2 Coleta e preparação das amostras de solo

Para a realização da coleta do solo, a vegetação superficial foi retirada e o solo foi coletado a uma profundidade de 0 - 20 cm com o auxílio de enxadas e pás, conforme metodologia de amostragem de coleta de solo da Embrapa (2014). Foi disposto em esteiras em estufa a fim de se obter Terra Fina Seca ao Ar (TFSA), expondo o solo em condições naturais de temperatura por pelo menos 24 horas, destorroado e peneirado em malha de 5 mm e, posteriormente, em malha de 2mm. Esse processo foi realizado com a finalidade de se obter material com partículas homogêneas (BOLDARINI, 2017). O solo preparado foi mantido em sacos plásticos enquanto a etapa de preparação das mudas ocorresse e estivesse finalizada para, assim, distribuir o solo em potes, adicionar as quantidades de zinco previamente calculadas seguindo as concentrações determinadas (contaminação do solo) e o plantio das mudas no solo com zinco.

4.2 Isotermas de adsorção – zinco

A obtenção das isotermas de adsorção possibilitou a determinação da capacidade máxima do solo de adsorver o zinco em suas partículas. Dessa forma, pesou-se 1 g de TFSA utilizando concentrações crescentes de acetato de zinco em duplicata, que foram de: 0 (solução controle), 2, 4, 6, 8, 10, 20, 40, 60, 80, 100, 120 e 140 mg L⁻¹ na presença de 25 mL de solução CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ (ZEMIANI, 2017).

As amostras foram submetidas à leitura de pH com auxílio de potenciômetro equipado com eletrodo combinado de vidro e o valor de referência que foi adotado foi o controle (C0), sem acetato de zinco adicionado, apresentando somente o valor natural de pH, servindo como parâmetro de ajuste para as demais soluções, pois o pH da solução pode influenciar na adsorção do metal pelo solo.

Como os processos de adsorção envolvidos na isoterma são dependentes do pH, as alterações do mesmo no momento da leitura foram corrigidas com pequenas adições de NaOH 1 mol L⁻¹ para valores de pH ácido e, para valores de pH básico, HCl 1 mol L⁻¹ (REIS, 2019).

Após o ajuste do pH, as amostras foram submetidas à agitação constante por 24 horas em um *shaker* sendo, depois, centrifugadas por 2 minutos a 2000 rpm para que, dessa forma, se obtivesse o sobrenadante. Posteriormente, o sobrenadante foi analisado por espectrometria de absorção atômica com atomização em chama (FAAS) para a determinação de zinco em equipamento disponível em laboratório nas dependências da UTFPR. A quantidade de zinco adsorvido pelo solo foi obtida através da diferença entre a quantidade inicialmente adicionada em cada concentração e a quantidade determinada no sobrenadante (não adsorvido) através da FAAS.

Assim, a capacidade máxima de adsorção de zinco no latossolo vermelho foi determinada pelos modelos de Langmuir (1) e Freundlich (2).

$$q = \frac{q_0 \times K_L \times C_{eq}}{1 + K_L \times C_{eq}} \quad (1)$$

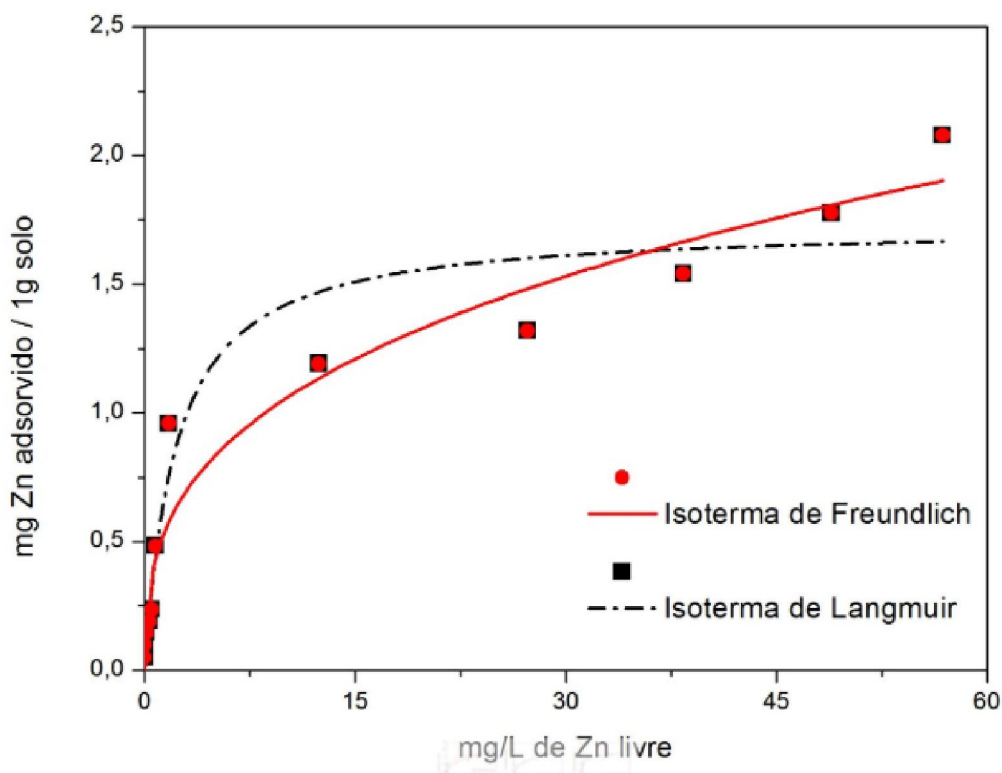
$$q = K_f \times C_{eq}^{1/n} \quad (2)$$

onde,

q : quantidade de metal adsorvido ($\mu\text{g g}^{-1}$); C_{eq} : concentração de equilíbrio no tempo t ($\mu\text{g mL}^{-1}$); k : constante da energia de ligação do metal no solo ($\mu\text{g mL}^{-1}$); K_f : constante de Freundlich (mg.g^{-1}); K_L : constante relacionada à energia de ligação do metal no solo (mg.L^{-1}); n : parâmetro de afinidade do solo pelo soluto (adimensional); q_0 : capacidade máxima de adsorção (mg.g^{-1}).

O melhor ajuste foi encontrado para a Isoterma de Freundlich, apresentando coeficiente de determinação de $R^2 = 0,9478$, sendo a capacidade máxima de adsorção de zinco no solo de $0,482 \text{ g kg}^{-1}$ de solo, conforme Reis (2018). As curvas podem ser visualizadas na Figura 8.

Figura 8 – Isotermas de Freundlich e Langmuir.



Fonte: Reis (2019).

4.3 Contaminação do solo

A contaminação do solo foi definida a partir da capacidade máxima de adsorção (CMA) do solo determinada pela isoterma, com escolha arbitrária de oito concentrações de zinco, descrita a seguir, na Tabela 3:

Tabela 3 – Concentrações de zinco adotadas para cada tratamento.

Tratamento	Concentração	
C ₀	-	-
C ₁	1/8 da CMA	60,3 mg kg ⁻¹
C ₂	1/6 da CMA	80,3 mg kg ⁻¹
C ₃	1/4 da CMA	120,5 mg kg ⁻¹
C ₄	1/2 da CMA	241 mg kg ⁻¹
C ₅	Capacidade Máxima de Adsorção (CMA)	482 mg kg ⁻¹
C ₆	2x a CMA	964 mg kg ⁻¹
C ₇	4x a CMA	1928 mg kg ⁻¹

Fonte: Autoria Própria (2019).

Todas as concentrações foram realizadas em quintuplicata, obtendo, portanto, quarenta vasos. O solo previamente preparado foi colocado em vasos de polipropileno com capacidade para 2 kg, com concentrações crescentes de zinco na forma de acetato, evitando o uso de sal na forma de nitrato ou cloreto que podem atuar como nutrientes para as plantas.

O experimento foi desenvolvido em casa de vegetação em condições naturais de temperatura e luminosidade por 30 dias para que o solo entrasse em equilíbrio com o metal.

4.4 Cultivo de *Ocimum basilicum* L. em solo contaminado

As mudas de *Ocimum basilicum* L. foram cultivadas a partir do plantio de sementes adquiridas em casa de produtos agropecuários e cresceram até atingirem cerca de 5 cm de altura para serem transferidas para os vasos de polipropileno contendo solo contaminado.

Segundo a Embrapa (2019), as plantas obtêm os nutrientes necessários através do solo e, a avaliação da disponibilidade desses nutrientes é feita com base na análise de fertilidade. A tabela 4 apresenta os parâmetros básicos de fertilidade do solo coletado, como alguns macro e micronutrientes, acidez potencial, teores de alumínio, pH, CTC e carbono, analisado por meio de laboratório especializado (Anexo 1).

Tabela 4 – Características químicas do solo coletado.

Característica Química	Amostra
M.O. (Matéria Orgânica)	24,02 g dm ⁻³
pH CaCl₂	4,83
pH H₂O	5,67
S.B (Soma de bases trocáveis)	6,92 cmol _c dm ⁻³
CTC (Capacidade de troca catiônica)	13,26 cmol _c dm ⁻³
V (porcentagem de bases trocáveis)	52,14 %
P	7,53 mg dm ⁻³
Mg	1,98 cmol _c dm ⁻³
Ca	4,42 cmol _c dm ⁻³
Al⁺³	0,00 cmol _c dm ⁻³
K	0,52 cmol _c dm ⁻³

Fonte: Autoria Própria (2019).

Conforme metodologia do Manual de Adubação e Calagem para o Estado do Paraná, foi preparada uma solução nutritiva com os principais macronutrientes necessários (Nitrogênio (N), Fósforo (P) e potássio (K)) sendo adicionada ao solo antes do transplante das mudas. A fonte de nitrogênio utilizada foi o Sulfato de amônio e o Fosfato monopotássico como fonte de fósforo e de potássio, sendo necessários 0,047 g, 0,0957 g e 0,0276 g para cada quilo de solo, respectivamente, para a solução nutritiva de N, P e K.

As mudas ficaram dispostas no solo contaminado por 90 dias, tempo necessário para que a planta ficasse exposta à contaminação para a ocorrência do processo de absorção do metal pela planta. Foram realizadas inspeções visuais diárias para observar seu desenvolvimento. As regas também ocorreram diariamente, com quantidade adequada de água, contemplando 60% de umidade conforme metodologia proposta por Serafim et al. (2012), necessária para a quantidade disposta de solo em cada vaso, a fim de não saturação ou falta de umidade. A metodologia engloba informações como o volume do solo dentro do recipiente (3), a densidade do solo (4) e a porosidade do solo (5).

$$Vt = a \times b \times c \quad (3)$$

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

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

onde,

V_t: volume total do solo (cm³); *a*: largura do recipiente (cm); *b*: comprimento do recipiente (cm); *c* altura do recipiente (cm); *d_s*: densidade do solo (g cm³); *M_s*: massa de solo (g); *d_p*: densidade da partícula (g cm³); *α_s*: porosidade (cm³água cm⁻³ solo).

4.5 Coleta e preparação das amostras para determinação de zinco

As plantas foram retiradas dos vasos após os 90 dias determinados, suas partes foram separadas em raiz, caule e folha, respeitando cada amostra com sua respectiva concentração, lavadas com água ultrapura (Purelab Option-Q7, Elga, Inglaterra). As raízes foram imersas em solução de ácido clorídrico 10% v/v (destilado, *subboiling* BSB-939-IR, Berghof, Alemanha) por um minuto e, logo após, enxaguadas com água ultrapura, para a remoção de poeira e resíduos do solo.

As replicatas foram agrupadas em uma amostra composta separando-se a raiz, caule e folha, com a finalidade de obtenção de quantidade suficiente de material para a análise por FAAS. As partes da planta foram colocadas em estufa a 120 °C por pelo menos 24 horas, até obtenção de massa constante. Após a secagem, as amostras foram trituradas em moinho de facas, passadas em peneira com malha de poliéster de abertura de 68 μm.

Após a obtenção do material seco e peneirado, uma massa de 0,3 g de cada amostra foi transferida para tubo de vidro apropriado para uso em bloco digestor, com adição de 4 mL de ácido nítrico e com aquecimento por 30 minutos a temperatura de 50°C. Após esse tempo, a temperatura foi elevada para 120 °C por uma hora e meia. Em seguida, foi adicionado em cada tubo um volume de 2 mL de peróxido de hidrogênio por 2 vezes consecutivas com permanência de mais 20 minutos na mesma temperatura (SILVA, 2012). A seguir, a amostra digerida foi transferida para tubo Falcon com obtenção de volume final de 20 mL. Todas as amostras digeridas foram conservadas sob refrigeração até a determinação de zinco por FAAS.

4.6 Determinação de zinco por FAAS

A determinação de zinco nas raízes, caules e folhas da planta foi realizada usando um Espectrômetro de Absorção Atômica com Chama, modelo Solaar S4, Thermo Scientific, Estados Unidos, equipado com corretor de fundo com lâmpada de deutério e lâmpada de cátodo oco de zinco no comprimento de onda de 213.9 nm, disponível em laboratório da UTFPR Câmpus Londrina.

4.7 Avaliação da eficiência da absorção de zinco em *Ocimum basilicum* L.

Algumas espécies podem se apresentar tolerantes ao metal, mas nem sempre são hiperacumuladoras. Para tanto, foram utilizados fatores que avaliam o comportamento do metal na planta (BATISTA, 2015).

Para avaliar o potencial de *Ocimum basilicum* L. na extração de zinco do solo para classificá-la como espécie hiperacumuladora, foram utilizados o fator de bioacumulação (FB) e fator de translocação (FT) descritos nas equações 6 e 7.

$$FB = \frac{\text{Concentração do elemento na parte aérea}}{\text{Concentração do elemento no solo}} \quad (6)$$

$$FT = \frac{\text{Concentração do elemento na parte aérea}}{\text{Concentração do elemento na raiz}} \quad (7)$$

sendo,

Concentração do elemento na parte aérea, *Concentração do elemento no solo* e *Concentração do elemento na raiz em mg kg⁻¹*.

O fator de bioacumulação indica a eficiência da planta em acumular o metal em seus tecidos e o fator de translocação tem a finalidade de avaliar se a planta transporta o metal pesado das raízes para as partes aéreas (ANDRADE, 2009; ALI, NASEER; SAJAD, 2012).

Conforme Boechat (2014), espécies vegetais que apresentam fator de bioacumulação e fator de translocação maior que um, são potenciais para serem utilizadas como fitoextratoras de metais pesados. Também, de acordo com Souza et al. (2013), quando a relação entre a concentração do elemento na parte aérea e a raiz apresentar valor maior que um, indica que o contaminante é acumulado em sua maioria na parte aérea da planta, o que significa que a planta é hiperacumuladora e pode ser utilizada na fitorremediação.

Para complementar a avaliação da extração do metal do solo pela planta, foi calculada a Taxa de Extração do Metal (em inglês, Metal Extration Ratio – MER), conforme equação 8, que indica a porcentagem de extração do metal pela planta e, dessa forma, permite estimar o tempo necessário para que o solo seja descontaminado do metal (MERTENS; LUYSSAERT; VERHEYEN, 2005).

$$MER = \frac{M_{planta} \times C_{Zn\ planta}}{C_{Zn\ solo} \times V_{solo}} \times 100 \quad (8)$$

onde,

M_{planta} = Massa da planta (kg) ; $C_{Zn\ planta}$ = Concentração de zinco na planta em $mg\ kg^{-1}$; $C_{Zn\ solo}$ = Concentração de zinco no solo em $mg\ kg^{-1}$; V_{solo} = Volume de solo (kg).

4.8 Análises estatísticas

Neste trabalho, os tratamentos foram avaliados estatisticamente pela Análise de Variância (ANOVA), pelo Teste de Tukey e pela Análise Discriminante Canônica.

A Análise da Variância ou ANOVA é um teste de hipóteses utilizado para comparar as médias de mais de dois fatores. No caso, foi aplicada para verificar se existem diferenças significativas entre as médias obtidas dos sete tratamentos de zinco, considerando folhas, caules e raízes da planta, com nível de significância de 5% e complementada pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) através do software Origin® Pro 8.

A Análise Discriminante Canônica é uma técnica indicada para observar se um conjunto de variáveis tem comportamento diferente entre dois ou mais grupos (BRAGA, 2003), ou seja, se os sete tratamentos aplicados com o zinco se

mostraram diferentes nas folhas, caules e raízes e sua importância na diferenciação dos tratamentos. Essa análise foi aplicada através do software Statistica 10.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Digestão Ácida das Amostras

O objetivo da digestão é decompor os compostos orgânicos e inorgânicos com o emprego de ácidos minerais e aquecimento. A Figura 9 mostra as plantas antes de serem retiradas dos potes. Os ácidos atuam na fração orgânica da amostra e apresentam poder de oxidação de moderado a forte, dependendo do ácido. O ácido nítrico (HNO_3) é o ácido mineral oxidante mais utilizado pela facilidade de se encontrar soluções com elevada pureza. Seu poder oxidante é moderado e pode ser utilizado em temperaturas elevadas. Uma prática comum no processo de digestão é a mistura de diferentes ácidos, como por exemplo, a mistura de HNO_3 e peróxido de hidrogênio (H_2O_2), muito empregada devido ao caráter oxidante do H_2O_2 , que aumenta a eficiência da digestão e a água, como produto da digestão, facilita o descarte dos resíduos (SOUSA; CAMPOS; ORLANDO, 2015).

Figura 9 – *Ocimum basilicum* L. antes de serem retirados dos potes.



Fonte: Autoria Própria (2019).

O processo de digestão das amostras pode ser visualizado na Figura 10, onde observa-se os tubos em bloco digestor com coloração marrom escura, mais clara e incolor. A coloração é resultado do processo, onde os gases da reação são liberados. Ao final, percebe-se a inexistência dos mesmos, por ter finalizado o processo de degradação dos componentes nas amostras em cada tubo.

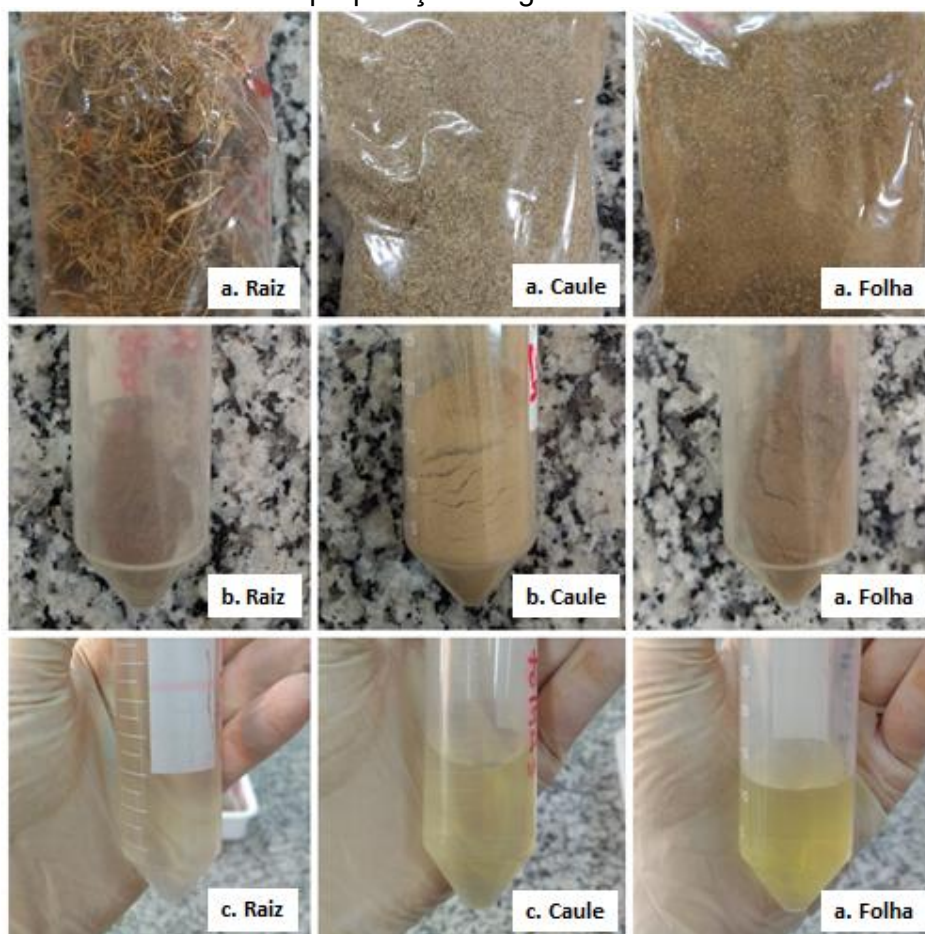
Figura 10 – Processo de digestão em bloco digestor.



Fonte: Autoria própria (2019).

Na Figura 11 observa-se todo o procedimento desde a preparação até a digestão ácida das amostras. Na primeira etapa (Figura 10 a: raiz, caule, folha) as amostras são trituradas usando um liquidificador convencional. Na figura 10 b (raiz, caule, folha) as amostras passaram por moinho de facas e pelo peneiramento com obtenção de tamanho de partícula $< 70 \mu\text{m}$ para o processo de digestão. Na figura 10 c (raiz, caule, folha) as amostras foram submetidas ao processo de digestão ácida e se encontram na forma líquida para serem analisadas por FAAS.

Figura 11 – Procedimento de preparação e digestão ácida das amostras.



Fonte: Autoria própria (2019).

5.2 Concentração de Zinco em *Ocimum basilicum* L.

Foi determinada a concentração de zinco nas folhas, caules e raízes de *Ocimum basilicum* L. por FAAS. Os resultados estão dispostos na Tabela 5, assim como o perfil da concentração de zinco na planta na Figura 12.

Tabela 5 – Concentração de zinco em mg kg^{-1} determinada em *Ocimum basilicum* L.

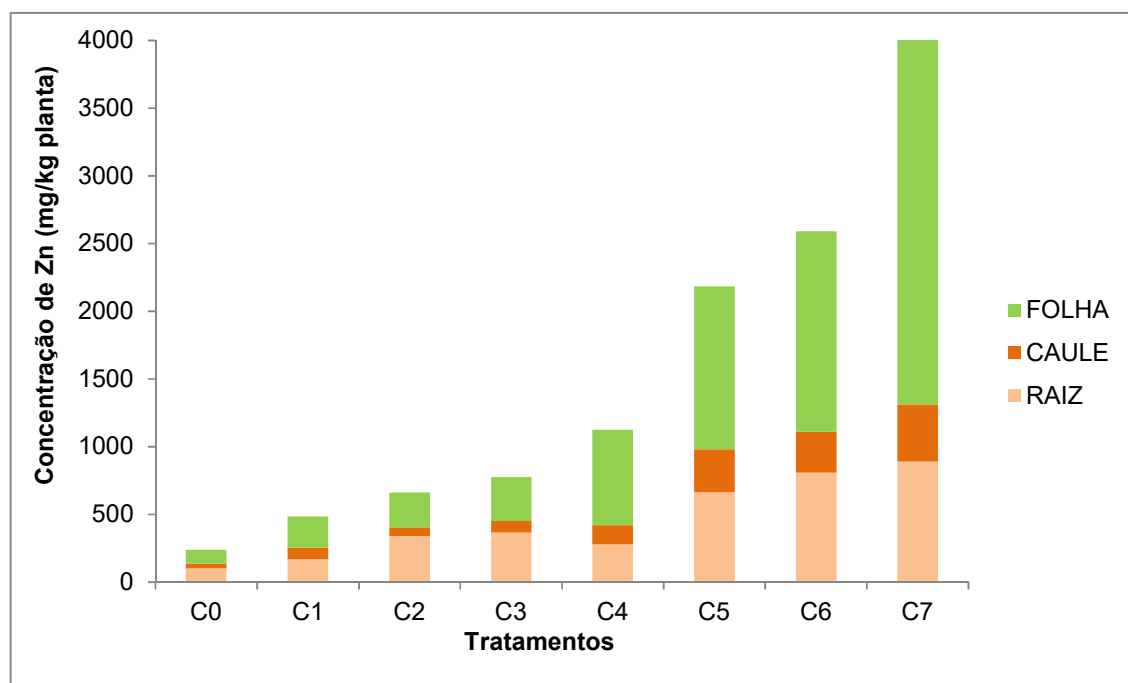
Tratamento	Folha	Caule	Raiz	Total
C0	100,6 ^a	35,4 ^a	102,8 ^a	238,8 ^a
C1	331,3 ^{ab}	120,9 ^b	272,0 ^{ab}	485,3 ^{ab}
C2	356,9 ^{ab}	99,8 ^{ab}	443,4 ^{bd}	661,3 ^{ab}
C3	425,8 ^{ab}	120,2 ^b	468,4 ^{bcd}	775,6 ^{ab}

C4	803,5 ^{bc}	177,9 ^b	380,9 ^{ab}	1123,4 ^b
C5	1304,2 ^{cd}	350,8 ^c	767,0 ^{cde}	2183,2 ^c
C6	1581,4 ^d	337,2 ^c	911,4 ^{de}	2591,2 ^c
C7	3045,8 ^e	456,1 ^d	993,6 ^e	4256,7 ^d

a, b, c, d, e letras iguais não apresentam diferenças significativas entre os tratamentos. Letras diferentes apresentam diferenças significativas entre os tratamentos. Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Fonte: Aatoria Própria (2019).

Figura 12 – Perfil da concentração de zinco absorvida pelas folhas, caules e raízes de *Ocimum basilicum* L.



Fonte: Aatoria Própria (2019).

A partir do teste de Tukey 5%, observa-se a diferenciação dos tratamentos, onde médias que apresentam a mesma letra não diferem entre si e, médias com letras diferentes, diferem entre si. Conforme os resultados obtidos dispostos na Tabela 5, observa-se que os tratamentos diferiram entre si, em sua grande maioria, principalmente nos tratamentos que receberam concentrações acima da capacidade máxima do solo, onde há maior disponibilidade de metal para a planta.

As concentrações crescentes de zinco aplicadas no solo em cada tratamento influenciaram no acúmulo do metal na planta, apresentando maior acumulação nas folhas, seguidas pelas raízes e caules.

Silva et al. (2007) explica que alguns elementos são absorvidos sem restrição de translocação das raízes para a parte aérea e podem se acumular nos cloroplastos, na membrana celular e no fluido dos vacúolos. Alguns desses elementos são Zn, Cu, Ni, B e Mn.

Borin (2010) constatou que as concentrações de Zn na parte aérea (caule e folhas) e nas raízes de *Alternanthera* sp. aumentaram linearmente encontrando maior concentração de 1322,1 mg kg⁻¹ na parte aérea conforme o aumento da concentração de Zn.

As concentrações de *Nicotiana tabacum* também aumentaram linearmente em relação ao aumento da concentração de Zn, alcançando 1800 mg kg⁻¹ (caule e folhas), porém apresentou drástica redução em seu crescimento da parte aérea e principalmente de suas raízes nas concentrações mais altas. Assim, a maior concentração de Zn na parte aérea pode ser em função do menor crescimento (BORIN, 2010).

Sintomas de toxidez por Zn em plantas são caracterizados por redução no seu crescimento, sendo que o limite para as plantas depende da espécie, do genótipo e do estágio de desenvolvimento (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1992).

A alta concentração de Zn na parte aérea indica a eficiência em translocar Zn da raiz para a parte aérea, o que é reconhecidamente uma característica de planta hiperacumuladora (YANG et al., 2002) e a mobilidade do Zn nas plantas depende da espécie e do estado nutricional. Geralmente o zinco se concentra mais nas folhas maduras e raízes (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1992).

No caso, *Ocimum basilicum* L. obteve resultados superiores em comparação a espécie *Alternanthera* sp. e *Nicotiana tabacum*, apresentando valor máximo de absorção de 2945,2 mg kg⁻¹ na concentração C7.

5.3 Fator de Bioacumulação, Fator de Translocação e Taxa de Extração do Metal

O fator de bioacumulação (FB) indica a capacidade da planta em acumular metais em relação à concentração do solo e o fator de translocação (FT) a eficiência da planta em transportar o metal da raiz para a parte aérea.

Na Tabela 6 encontram-se os fatores de bioacumulação e translocação calculados para zinco absorvido por *Ocimum basilicum* L cultivado em Latossolo Vermelho.

Tabela 6 – Fatores de Bioacumulação (FB) e Translocação (FT) calculados para zinco absorvido por *Ocimum basilicum* L em Latossolo Vermelho.

Tratamento	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
FB	5,2	4,0	3,4	3,5	3,2	1,8	1,7
FT	1,9	1,0	1,1	3,0	2,3	2,2	3,8

Fonte: Autoria Própria (2019).

Em geral, os fatores de bioacumulação calculados para os tratamentos de C1 a C7 foram maiores que um (1) indicando o potencial da planta em extrair zinco do solo, acumulando em seus tecidos. Todos os fatores de translocação obtidos também foram maiores que um (1), mostrando que a planta tem a capacidade de acumular zinco em sua parte aérea.

A extração de poluentes do solo e seu acúmulo em tecidos de plantas, apresentando valores de FB e $FT > 1$ são características observadas em plantas fitoextratoras e podem ser denominadas acumuladoras ou hiperacumuladoras caso apresentem absorção de 3000 mg kg⁻¹ de Zn, segundo Reeves e Baker (2000) e Khan et al. (2000).

Observa-se que o fator de bioacumulação diminuiu com o aumento da concentração de zinco adicionada no solo, principalmente após o tratamento C5 onde está a capacidade máxima de adsorção do metal, onde a concentração de zinco no solo é muito elevada e sua absorção pela planta não apresenta a mesma eficiência.

Plantas com alto fator de bioacumulação ($FB > 1$) apresentam habilidade para a fitoextração e quanto maior este coeficiente, maior a absorção do contaminante (BRANQUINHO et al., 2007).

O fator de translocação, ao contrário do fator de bioacumulação, aumentou em função do aumento da concentração de zinco no solo, indicando que a maior

parte do metal foi transportada para as partes aéreas, sendo pouco retidas pelas suas raízes.

Em condições de estresse por metais pesados, as plantas podem adquirir tolerância estimulada pelo desenvolvimento de mecanismos de adaptação ao estresse, podendo exercer controle sobre a translocação e rejeição de certos elementos (BATISTA, 2015).

Carneiro (2002), estudou o comportamento de espécies herbáceas em relação ao excesso de cádmio (Cd) e zinco (Zn) no solo, e seus resultados mostram que a concentração de zinco nas raízes da planta *Pffafia* sp. foi elevada em relação à concentração na parte aérea e isso pode estar relacionado justamente a um mecanismo de tolerância ao excesso de zinco. Contudo, as concentrações de Cd e Zn aumentaram na parte aérea de todas as plantas avaliadas com a elevação na proporção de solo contaminado.

Fatores genéticos da planta também influenciam na translocação do zinco para a parte aérea, podendo proporcionar maior translocação ao invés de se acumular nas raízes como mecanismo das plantas de aumentarem a tolerância à toxicidade ao Zn, além das doses utilizadas, que podem não ser suficientes para desencadear a redução da translocação do elemento na planta (NATALE, 2004).

Logo, os valores encontrados para FT e FB são maiores que um o que indica o maior acúmulo do metal nas partes aéreas e, portanto, a espécie *Ocimum basilicum* L pode ser considerada hiperacumuladora (BAKER; REEVES; HAJAR, 1994).

Além desses fatores, calculou-se o MER, que determina a taxa de extração do metal do solo pela planta, em porcentagem, e com ele é possível estimar o tempo em que a área contaminada pode ser remediada. Os valores de MER obtidos são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Taxa de Extração de Zinco (MER) por *Ocimum basilicum* L.

Tratamento	MER%	tempo (anos)	Ciclo 90 dias
C1	3,9	6,4	19,4
C2	3,4	7,2	21,9
C3	4,4	5,6	16,9
C4	2,4	10,3	31,3
C5	3,2	7,6	23,2
C6	1,6	15,2	46,4
C7	1,2	21,1	64,3

Fonte: Autoria Própria (2019).

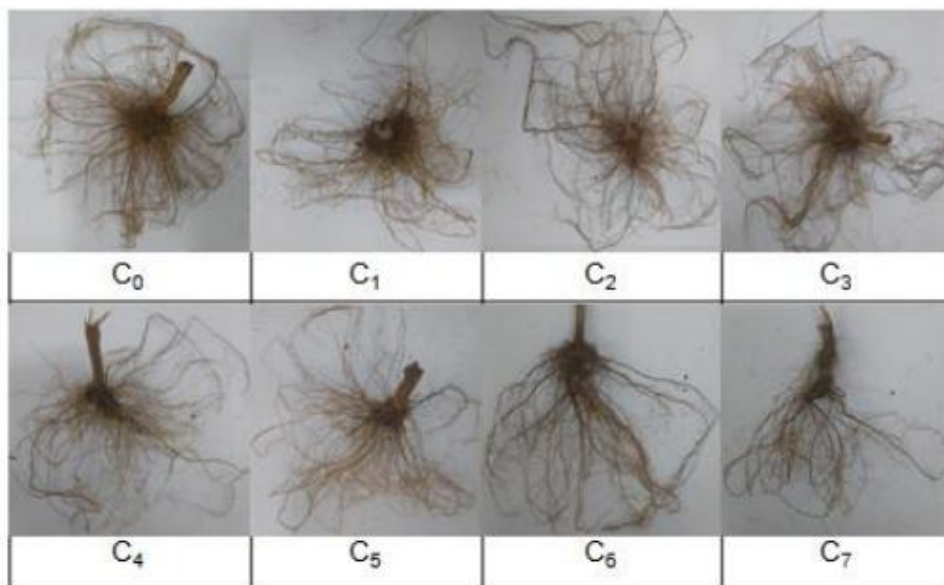
Os resultados mostram que o menor tempo obtido para a remediação é de, aproximadamente, 5 anos e meio, referente ao tratamento C3, onde a concentração de zinco é de 775,6 mg kg⁻¹. O maior tempo para a remediação do solo contaminado com zinco é de aproximadamente 21 anos, referente ao tratamento C7, onde a planta foi cultivada em concentrações quatro vezes superior à capacidade máxima de adsorção do metal.

A maior taxa de extração do metal ocorreu no tratamento C3, pois o metal pode ter atuado como nutriente para a planta, não causando estresse e não afetando negativamente seu desenvolvimento.

Como forma de minimizar os efeitos do contaminante as plantas desenvolvem mecanismos de tolerância como a exclusão e a acumulação. Na exclusão é evitada a absorção, promovendo a restrição na translocação para a parte aérea, apresentando FT baixos, conforme Baker (1987). A acumulação é caracterizada por mecanismo fisiológico que permite a absorção e acumulação de elevadas concentrações de metais pelas plantas em sua parte aérea. (BAKER, 1987).

Na Figura 13, as raízes estão dispostas de modo a demonstrar a diminuição das ramificações conforme o aumento da concentração de Zn, mais escuras e amareladas a partir do tratamento C₅, sintomas observados pela toxicidade do metal, onde o contato da raiz com contaminantes provoca alterações. Os mesmos resultados foram observados por Tiecher (2014) onde as raízes das plantas apresentaram menor crescimento e amarelamento pelo excesso de zinco.

Figura 13 – Raízes de *Ocimum basilicum* L. após a colheita em solo contaminado com Zn em ordem de concentração.

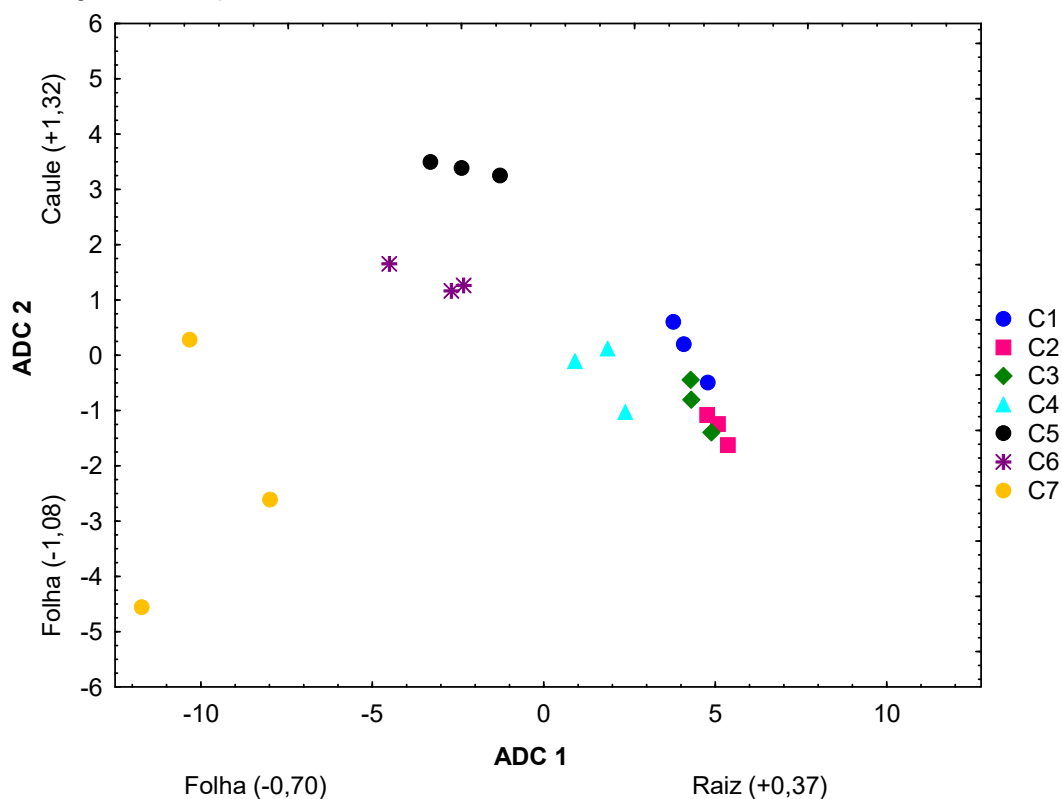


Fonte: Reis (2019).

5.4 Análise Discriminante Canônica

Para correlacionar a absorção de zinco por *Ocimum basilicum* L. e as diferentes concentrações do metal empregadas em cada tratamento, foi realizada a Análise Discriminante Canônica, e seu resultado pode ser observado na Figura 14.

Figura 14 – Diagrama de Análise Discriminante Canônica da correlação da absorção de Zn por *Ocimum basilicum* L. e os diferentes tratamentos.



Fonte: Autoria própria (2019).

Pode-se observar na Figura 10 a existência de formação de grupos, sendo separados pelos parâmetros definidos nos eixos ADC 1 e ADC 2. O eixo ADC1 se mostrou mais importante na análise de absorção do metal sob diferentes concentrações onde se obteve 88% de explicação da variabilidade dos dados.

No eixo ADC 1, nota-se que os tratamentos C5, C6 e C7 foram mais afetados pela maior concentração de zinco na folha (-0,70) enquanto os tratamentos C1 a C4 foram mais afetados pela raiz (+0,37) por apresentar menor concentração de zinco, promovendo a segregação dos grupos.

Agregando os resultados obtidos pelo fator de translocação, entende-se que os tratamentos C5, C6 e C7 realmente mostraram maior potencial em translocar o metal para a parte aérea de forma significativa, fato que é confirmado na análise discriminante canônica (Figura 13).

6 CONCLUSÕES

Conclui-se para este trabalho, que a planta *Ocimum basilicum* L. cultivada em Latossolo Vermelho contaminado com zinco se apresentou tolerante ao metal, pois se desenvolveu mesmo nos tratamentos cujas concentrações excediam ao valor necessário para sua nutrição, uma vez que se trata de um micronutriente.

A planta acumulou o metal em maior quantidade em suas folhas através da translocação das raízes para a parte aérea, o que pôde ser observado pelo fator de translocação. Assim, apresentou características fitoextratoras e hiperacumuladoras, uma vez que os fatores de translocação e bioacumulação apresentaram valores superiores a um.

Por outro lado, por mais que o zinco seja um micronutriente fundamental para crescimento e desenvolvimento da planta, o aumento da sua concentração no solo não possibilita melhor desempenho, induzindo a planta a criar mecanismos de defesa ao excesso de zinco no solo.

Por mais que o tempo de extração do contaminante possa parecer longo, a técnica é viável por apresentar resultados satisfatórios quanto à remoção do contaminante do solo realizado *in loco*, é barata e possível de ser aplicada em grandes extensões, o que inviabiliza métodos de remediação convencionais pelo alto custo, possibilita o conforto visual por deixar a área a ser recuperada mais agradável e por apresentar valor comercial, pois possui importância econômica no Brasil.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALI, Hazrat; KHAN, Ezzat; SAJAD, Muhammad Anwar. **Phytoremediation of heavy metals – concepts and applications**. *Chemosphere*, v. 91, n 7, p. 869-881, 2013.

ALEXANDRE, J. R. et al. Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo. *Natureza On Line*, Santa Teresa, v.1 , n. 1, p.23-28, jan./mar. 2012.

ALMEIDA, E. I. N. **Remediação de Solos Contaminados com Hexaclorociclohexano através da utilização do Dióxido de Titânio – Estudo na Cidade dos Meninos**. 2004. 1 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, 2004.

ANDRADE, M. G. et al. METAIS PESADOS EM SOLOS DE ÁREA DE MINERAÇÃO E METALURGIA DE CHUMBO. I - FITOEXTRAÇÃO. *R. Bras. Ci. Solo*, Curitiba, p.1879-1888, 2009

ANJOS, J. A. S. A.; SÁNCHEZ, L. E.; BERTOLINO, L. C. **Remediação de áreas contaminadas: proposições para o sítio da Plumbum em Santo Amaro da Purificação – BA**. In: Projeto Santo Amaro – BA, aglutinando ideias, construindo soluções: diagnósticos. Rio de Janeiro: CETEM/MCTI, 2012. Cap. 10, p 103-130.

BARROS, N. A.; ASSIS, A. R.; MENDES, M. F.. Extração do óleo de manjerição usando fluido supercrítico: análise experimental e matemática. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 44, n. 8, p.1499-1505, ago. 2014.

BATISTA, D. C. A. **COMPORTEAMENTO FISIOLÓGICO E BIOQUÍMICO EM PLANTAS DE *Batis maritima* L. (Bataceae) SOB EFEITO DE CHUMBO E SEU POTENCIAL FITOEXTRATOR**. 2015. 68 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Naturais, Ciências Exatas e Naturais, Universidade do Estado do Rio Grande do Norte – Uern, Mossoró, 2015.

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,. 100p, 2011.

BAKER, A. J. M.; REEVES, R. D.; HAJAR, A. S. M. 1994. **Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl (Brassicaceae)**. *New Phytologist*, p. 61-68.

BARROS, M. V. F. et al. **Atlas Ambiental da Cidade de Londrina: UEL**. 2008. Disponível em: <<http://www.uel.br/revistas/atlasambiental/NATURAL/SOLOS.htm>>. Acesso em: 10 nov. 2019

BOECHAT. **Biorremediação de solos contaminados por metais pesados em áreas de beneficiamento de minério de ouro**. 2014. 120 f. Tese (Doutorado) - Curso de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.

BOLDARINI, M. T. B. **Avaliação dos efeitos da contaminação de cobre no solo sobre *Mentha crispa* L.** 2017. 42 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016.

BORIN, A. L. D. C. **Fitorremediação de cádmio e zinco por *Amaranthaceae***. 2010. 181 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2010.

BRAGA, M. C. M. **Caracterização teórica e aplicação da análise discriminante**. 2003. 85 f. Monografia - Curso de Estatística, Departamento de Estatística, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

BRANCALION, P.H.S; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Restauração Florestal**. Oficina de Textos, São Paulo, 2015.

BRANQUINHO, C. et al. Revisiting the plant hyperaccumulation criteria to rare plants and Earth abundant elements. **Environmental Pollution**, Barking, v. 146, n. 2, p. 437-443, Mar. 2007,

BRASIL. Resolução nº 420, de 29 de Dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009.

CAMPANA, F. M. V. **Modelagem e Simulação do Transporte e Remediação de Poluentes em Aquíferos**. 2014. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Mecânica, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Poluição**. 2019. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/solo/poluicao/>>. Acesso em: 30 set. 2019.

COSTA, D. S. **Ensaio de Avaliação da Remediação de Resíduos de 2,4 - D em Meios de Cultura de Tecidos Vegetais**. 2018. 134 f. Dissertação (Mestrado) - Centro Universitário Estadual da Zona Oeste, Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: <http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/315377/1/Souza_SarahCarolineRibeiro_M.pdf>.

COUTINHO, H. D; BARBOSA, A. R. Fitorremediação: Considerações Gerais e Características de Utilização. **Silva Lusitana**: EFN, Lisboa, v. 15, p.103-117, 2017.

DUARTE, A. P. L. **A STUDY OF SOIL TERMO-HYDRAULICS PROPERTIES REQUIRED AT THE APPLICATION OF THE THERMAL DESORPTION**. 2004. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

EMBRAPA (Brasil). **Solo brasileiro**. 2014. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/2062813/solo-brasileiro-agora-tem-mapeamento-digital>>. Acesso em: 07 nov. 2019.

EMBRAPA (Brasil). **Latossolos**. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Agencia16/AG01/arvore/AG01_96_10112005101956.html>. Acesso em: 07 jun. 2019.

EMBRAPA (Brasília). **Análises de solos**. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/solos/analises>>. Acesso em: 14 jun. 2019

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2018. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/solos/sibcs/historia-da-classificacao-de-solos-no-brasil>>. Acesso em: 07 Jun 2019.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Amostragem e Cuidados na Coleta de Solo para Fins de Fertilidade**. Embrapa Amazônia Ocidental, 1 ed. 2014. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/117075/1/Doc-115.pdf>>.

Acesso em 27 Set 2019.

FAVORITO, P. A. et al. Características produtivas do manjeriço (*Ocimum basilicum* L.) em função do espaçamento entre plantas e entre linhas. **Revista Brasileira Plantas Medicinai**s, Botucatu, v. 13, n. , p.582-586, 1 jan. 2011.

FERNANDES M. S. (MG). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. 432 p.

FRADE, P. R. **UTILIZAÇÃO DA LAMA DE ACIARIA EM UM SISTEMA DE BARREIRAS REATIVAS PERMEÁVEIS PARA REMOÇÃO DE Cr(VI) DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS**. 2015. 97 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Escola de Engenharia da UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

GAZANO, V. S. O. **Contaminação de solos por metais tóxicos provenientes do descarte inadequado de pilhas Zinco-Carbono de uso doméstico**. 101 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

GUERRA, A. J. T; SILVA, A. S.; BOTELHO, R.G. M. **Erosão e Conservação dos Solos - Conceitos, Temas e Aplicações**. Bertrand Brasil, 4 ed, 340 p, Rio de Janeiro, 2009.

JUNIOR, M. B. et al. Distribuição e formas de ocorrência de zinco em solos no município de Vazante – MG. 2008. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, vol 32 p 2183-2194, 2008.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC, 413 p, 1992.

KABATA-PENDIAS, A. Soil-plant transfer of trace elements – Na environmental issue. **Geoderma**, v. 122, n. 2-4 SPEC. IIS., p. 143-149, 2004.

KER, J. C. Latossolos do Brasil: uma revisão. **Geonomos**, Minas Gerais, v. 5, n. 1, p.17-40, 1997.

KHAN, A. G. et al Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. **Chemosphere**, Oxford, v. 41, n. ½, p 197-207, July 2000.

LEVY, E. et al. **Os 10 Mandamentos do Sistema Imunológico**. 2ª ed. São Paulo. 2001. Disponível em: <<http://books.google.com.br/books?>>. Acesso em: 30 set. 2019.

MARQUES, M.; AGUIAR, C. R. C.; SILVA, J. J. L. S. DESAFIOS TÉCNICOS E BARREIRAS SOCIAIS, ECONÔMICAS E REGULATÓRIAS NA FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS. **R. Bras. Ci. Solo**, Rio de Janeiro, n. 35, p.1-11.

MAY, A.; TANAKA, M.A.S.; SILVA, E.H.F.M.; PINHEIRO, M.Q. **Ocorrência de cercosporiose em Ocimum basilicum L. Centro de horticultura – Plantas Aromáticas e Medicinais**. 2008. Disponível em: <<http://www.iac.sp.gov.br/Tecnologias/Aromaticas.htm>>. Acesso em 19 jun. 2019.

MERTENS, J.; LUYSSAERT, S.; VERHEYEN, K. Use and abuse of trace metal concentrations in plant tissue for biomonitoring and phytoextraction. **Environmental Pollution**, Gontrode, v. 138, n. 1, p.1-4, 3 jan. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2005.01.002>

MILITÃO, F. L., FURLAN, M. R. Alimento funcional através do uso de *Ocimum basilicum* L. (manjeriço) como aromatizante e tempero. 2014. **Revista acadêmica Oswaldo Cruz**, versão on-line, 2014.

MONTEZ, A. C. M. **EXPOSIÇÃO E ACUMULAÇÃO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM MANJERICÃO (*Ocimum basilicum*)**. 2014. 63 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Alimentar, Universidade de Lisboa, Lisboa, 2014.

PEREIRA, T.S.; VIDAL, M. C.; RESENDE, F. V. Efeito de solo previamente cultivado com plantas aromáticas na germinação e no desenvolvimento inicial de alface. **Embrapa Hortaliças**, Brasília, v. 17, n. 4, p.543-549, 1 jan. 2015.

PIRES, F. R. et al. **Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas**. Planta daninha, v.21, n.2, p.335-341, Viçosa-MG, 2003.

REIS, T. F. **Avaliação do desenvolvimento do manjeriço – *Ocimum basilicum* L. – em latossolo vermelho contaminado com zinco**. 2019. 54p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental). – Curso de Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2019.

REEVES, R. D.; BAKER, A. J. M. Metal-accumulating plants. In: RASKIN, H.; ENSLEY, B. D. (Ed.). **Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environmental**. London: J. Wiley, p. 193-230, 2000.

RIBEIRO-FILHO, M.R.; SIQUEIRA, J.O.; CURI, N. & SIMÃO, J.B.P. Fracionamento e biodisponibilidade de metais em solo contaminado, incubado com materiais orgânicos e inorgânicos. **R. Bras. Ci. Solo**, 25:495-507, 2001.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à Química Ambiental**. Bookman, 2 ed, 256p, Porto Alegre, 2009.

SANTOS, G. C. G.; RODELLA, A. A. EFEITO DA ADIÇÃO DE FONTES DE MATÉRIA ORGÂNICA COMO AMENIZANTES DO EFEITO TÓXICO DE B, Zn, Cu, Mn E Pb NO CULTIVO DE Brassica juncea. **R. Bras. Ci. Solo**, São Paulo, v. 31, p.793-804, 07 nov. 2007.

SCHIANETZ, B. **Passivos ambientais: levantamento histórico: avaliação da periculosidade: ações de recuperação**. Curitiba, Editora Santa Mônica, 1999. 205p.

SILVA et al. Fitorremediação de Solos Contaminados com Metais: Panorama Atual e Perspectivas de uso de Espécies Florestais. **Revista Virtual de Química**, Web, v. 11, n. 1, p.0-0, 04 fev. 2019. Disponível em: <<http://rvq.sbq.org.br/imagebank/pdf/SilvaTNoPrelo.pdf>>. Acesso em: 13 jun. 2019

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 piprita L. Var. Citrata (ehrh.) Briq.** 2012. 84 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Bahia, 2012.

SOUSA, P. S. et al. **ZINCO: BENEFÍCIOS E MALEFÍCIOS PARA O ORGANISMO HUMANO.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE QUÍMICA, 53, 2013, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro: Abq, 2013.

SOUZA, L. A. et al. Use of non-hyperaccumulator plant species for the phytoextraction of heavy metals using chelating agents. **Scientia Agricola**, São Paulo, v. 70, n. 4, p.290-295, 26 fev. 2013.

SOUZA, S. C. R. **Tolerância aos metais pesados chumbo e zinco e potencial fitorremediador de mudas de espécies arbóreas.** 85 f. Tese (Mestrado) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo, 2010.

TAVARES, S. R. L. **Fitorremediação em solo e água de áreas contaminadas por metais pesados provenientes da disposição de resíduos perigosos.** 2009. 415 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

TAVARES, S. R. L.; OLIVEIRA, S. A.; SALGADO, C. M. **Avaliação de espécies vegetais na fitorremediação de solos contaminados por metais pesados.** HOLOS, Ano 29, Vol. 5, 2013.

TAVARES, S. R. L.; **REMEDIAÇÃO DE SOLOS E ÁGUAS CONTAMINADAS POR METAIS PESADOS: Conceitos Básicos & Fundamentos.** Rio de Janeiro: Embrapa, 2013. 155 p.

TIECHER, T. L. **Alterações fisiológicas em milho cultivado em solo com alto teor de cobre e submetido à aplicação de zinco.** 2014. 44 f. Dissertação

(Mestrado) - Curso de Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

TSUTIYA, M. T. **Metais pesados: o principal fator limitante para o uso agrícola de biossólidos das estações de tratamento de esgotos.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, ANAIS. p. 753-761, Rio de Janeiro: ABES, 1999.

ZEITOUNI, C. F. **EFICIÊNCIA DE ESPÉCIES VEGETAIS COMO FITOEXTRATORAS DE CÁDMIO, CHUMBO, COBRE, NÍQUEL E ZINCO DE UM LATOSSOLO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO.** 2003. 103 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Biologia, Instituto Agronômico, Campinas, 2003.

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

8 ANEXOS

Anexo 1 – Análise química do solo.

SOLICITANTE		DATA ENTRADA	02/12/2015	
PROPRIETÁRIO		DATA SAÍDA	11/12/2015	
PROPRIEDADE		UTFPR	CÓD.LAB.	30727/145090
MUNICÍPIO	LONDRINA - PR	CÓD.INTERES.	NAO INFORMADO	

LABORSOLO
Laboratórios

AV. TIRADENTES, 3173 - LONDRINA - PR - BRASIL
CEP 86072-000 - FONE/FAX (43) 3338-5738
laborsolo@laborsolo.com.br - www.laborsolo.com.br

RESULTADO DE ANÁLISE QUÍMICA DA TERRA

BÁSICA		NÍVEL DE SUFICIÊNCIA		
ELEMENTOS	TEOR	BAIXO	MÉDIO	ALTO
	cmol _c /dm ³			
Cálcio (Ca ⁺²)	4,42	—		
Magnésio (Mg ⁺²)	1,98	—	—	
Potássio (K ⁺)	0,52	—	—	
Sódio (Na ⁺)	***			
	g/dm ³			
Mat. Org. (M.O.)	24,02	—	—	
Nitrogênio Total (N _T)	1,20	—	—	
	mg/dm ³			
Enxofre (SO ₄ ⁻²)	38,71	—	—	
	mg/dm ³			
Fósforo Disponível (P)	7,53	—	—	
Fósforo Remanescente (P _{Rem.})	8,09	—	—	
	cmol _c /dm ³			
CTC (pH 7,0)	13,26	—	—	
CTC (efetiva)	6,92	—	—	
	%			
Saturação por Bases (V %)	52,14	—	—	

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

ÍNDICES DE SATURAÇÃO		LEGENDA
Ca %	33,29	<p>EQUILIBRADO LIMITE DE TOLERÂNCIA DESEQUILÍBRIO EXCESSIVO</p>
Mg %	14,90	
K %	3,95	
Na %	***	
H %	47,86	
Al %	0,00	

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

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

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

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

PARA SIMPLES VERIFICAÇÃO PELO SOLICITANTE. NÃO TEM VALOR OFICIAL.

Os dados deste documento HTML ficam arquivados na Laborsolo. Qualquer alteração nos dados pode ser detectada.