



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DO
MARANHÃO



UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO
CENTRO DE ESTUDOS SUPERIORES DE BALSAS
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA E AMBIENTE

JEOVANIA OLIVEIRA LIMA

**PLANTAS NATIVAS DO CERRADO MARANHENSE COM POTENCIAL
FITORREMEIADOR DE SOLOS CONTAMINADOS POR MANGANÊS E ZINCO**

BALSAS – MA
2020

JEOVANIA OLIVEIRA LIMA

**PLANTAS NATIVAS DO CERRADO MARANHENSE COM POTENCIAL
FITORREMEIADOR DE SOLOS CONTAMINADOS POR MANGANÊS E ZINCO**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente PPGAA/CESBA/UEMA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Agricultura e Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Jorge Diniz de Oliveira

Co-orientadora: Profa. Dr^a Ivaneide de Oliveira
Nascimento

Lima, Jeovania Oliveira.

Plantas nativas do cerrado maranhense com potencial fitorremediador de solos contaminados por manganês e zinco / Jeovania Oliveira Lima. – Balsas, MA, 2020.

57 f

Dissertação (Mestrado) – Curso de Agricultura e Ambiente, Centro de Estudos Superiores de Balsas, Universidade Estadual do Maranhão, 2020.

**PLANTAS NATIVAS DO CERRADO MARANHENSE COM POTENCIAL
FITORREMEIADOR DE SOLOS CONTAMINADOS POR MANGANÊS E ZINCO**

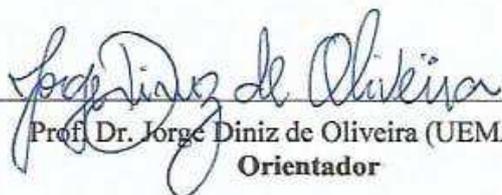
Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente (PPGAA/CESBA/UEMA) como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Agricultura e Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Jorge Diniz de Oliveira

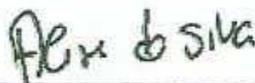
Co-orientadora: Profa. Dr^a Ivaneide de Oliveira Nascimento

Aprovado em 08 / 09 / 2020

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Jorge Diniz de Oliveira (UEMASUL)
Orientador



Profa. Dr^a. Alinne da Silva (UEMASUL)
Doutora em Ciências/USP



Prof. Dr. Bruno Lúcio Meneses Nascimento (UEMASUL)
Doutor em Engenharia Civil/UFC

Aos meus pais Leoneia e Jeovanil por sempre terem investido na minha educação. E ao meu filho Henrique por ser minha maior fonte de inspiração e motivação.

Dedico com carinho.

*“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito.
Não sou o que deveria ser, mas graças a Deus, não sou o que era antes.”*

Martin Luther King

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por todas as bênçãos derramadas em minha vida. Obrigada Senhor pela oportunidade, por ter me permitido ser aprovada no mestrado, concluir as disciplinas, conduzir o experimento e escrever este trabalho, sempre me dando força e coragem.

Aos meu pais Leoneia e Jeovanil que sempre prezaram pelo meu bem-estar e educação, por sempre terem me dado os subsídios e incentivos necessários para que eu pudesse estudar. E à minha irmã Gabriele pela amizade e confiança que deposita em mim. À minha família por sempre está ao meu lado em todos os momentos.

Ao meu namorado Alexandre Coutinho, por todo carinho, atenção e apoio dados durante toda minha trajetória acadêmica.

Ao meu orientador, Professor Jorge Diniz, por todos os ensinamentos, orientação e pela paciência que teve comigo.

À Professora Ivaneide por sua colaboração e conhecimento compartilhado.

Ao meu colega Jonas, pela ajuda, disponibilidade e atenção.

Aos que me ajudaram a implantar e conduzir o experimento, em especial Talita e Adâmis.

Aos colegas de laboratório de química que conduziram as análises, Dyane e Eliane.

Aos meus amigos de turma que estiveram comigo ao longo dessa jornada, Luana, Geslany, Danilo, Filipe, Jorge, Davi, e em especial meu amigo Jackson que sempre esteve ao meu lado me ajudando, transmitindo confiança e sendo um verdadeiro irmão.

À UEMASUL, por ter me oferecido sua estrutura para implantação do experimento e também os laboratórios para que a pesquisa pudesse ser desenvolvida.

À FAPEMA, por ter me concedido bolsa para que eu pudesse desenvolver este trabalho.

Além disso, desejo expressar os meus sinceros agradecimentos a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para esta realização.

Muito obrigada!

RESUMO

Objetivou-se avaliar o comportamento de diferentes plantas nativas do Cerrado maranhense, ipê roxo (*Tabebuia impetiginosa*) e aroeira (*Myracrodruon urundeuva*) na fitorremediação de solo contaminado por Mn (II) e Zn (II) em condições de casa de vegetação. Foram realizadas coletas de solo em área preservada no município de Imperatriz-MA e feitas análises físico-químicas: pH em água e KCl, capacidade de troca catiônica, teor de matéria orgânica e análise da biodisponibilidade dos mesmos. Os resultados indicaram que o solo tem características ácidas, tendência à retenção de cátions, com baixa e média capacidade de troca catiônica, predominância de matérias inorgânicas e minerais incorporados no solo e que os metais Zn e Mn tem alto teor de biodisponibilidade. Para o experimento de fitorremediação foram produzidas mudas de ipê-roxo e aroeira em casa de vegetação. Foi utilizado o delineamento inteiramente casualizado (DIC), constituindo 12 tratamentos com 3 repetições, resultando em 36 unidades experimentais. Após período experimental foi feita a extração de metais das espécies, determinação de metais por Espectrometria de Absorção Atômica com Chamas (FAAS) e cálculos de Fator de bioconcentração (FBC) e fator de translocação (FT). As análises de variâncias para amostras independentes (ANOVA) foram obtidas, sendo as médias comparadas pelo teste t a 5% de probabilidade, as análises estatísticas foram realizadas no IBM SPSS Statistic. Dentre as espécies investigadas, ipê-roxo apresentou uma produção de biomassa (parte aérea/raiz) maior que aroeira no período de 25 dias. No período de 45 dias a biomassa da raiz foi maior em ipê-roxo em solo dopado e a menor produção de biomassa foi verificada no grupo controle de aroeira. Com relação ao teor de Mn na raiz, ipê-roxo no período de 45 dias em solo dopado obteve a maior concentração do metal. Com relação ao ipê-roxo, as concentrações de Mn apresentaram diferenças significativas na raiz da planta no período de 45 dias em solo dopado 130,74 mg kg⁻¹. Na parte aérea, o Mn apresentou maiores concentrações em aroeira no período de 45 dias em solo controle, 335,80 mg kg⁻¹ e em ipê-roxo no período de 25 dias em solo dopado, 256,10 mg kg⁻¹. As maiores concentrações de Zn na raiz foram observadas nos períodos de 25 dias dos solos dopados das duas espécies, com absorção de 142,10 mg kg⁻¹ para ipê-roxo e 150,57 mg kg⁻¹ para aroeira. Na parte aérea a concentração de Zn foi maior na espécie aroeira em solo dopado no período de 45 dias 398,97 mg kg⁻¹. Para os FT e FBC, ipê-roxo, apresentou eficiência em fitoestabilização e fitoextração para ambos metais. Aroeira teve comportamento fitoextrator no período de 45 dias de cultivo. No período de 25 dias em solo dopado aroeira se comportou como fitoestabilizadora, retendo e imobilizando os metais no solo. As duas espécies estudadas apresentaram boa tolerância aos metais manganês e zinco nos solos.

Palavras-chave: Fitoextração. Metais Potencialmente Tóxicos. *Myracrodruon urundeuva*. *Tabebuia impetiginosa*.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the behavior of different native plants from the Cerrado of Maranhão, ipe purple (*Tabebuia impetiginosa*) and aroeira (*Myracrodron urundeuva*) in phytoremediation of soil contaminated by Mn (II) and Zn (II) under greenhouse conditions. Soil collections were carried out in a preserved area in the municipality of Imperatriz-MA and physical-chemical analyzes were performed: pH in water and KCl, cation exchange capacity, organic matter content and analysis of their bioavailability. The results indicated that the soil has acidic characteristics, a tendency to retain cations, with low and medium cation exchange capacity, predominance of inorganic materials and minerals incorporated in the soil and that the metals Zn and Mn have a high bioavailability content. For the phytoremediation experiment seedlings of ipe-purple and aroeira were produced in a greenhouse. A completely randomized design (DIC) was used, constituting 12 treatments with 3 repetitions, resulting in 36 experimental units. After the experimental period, metal extraction of the species was performed, metal determination by Flame Atomic Absorption Spectrometry (FAAS) and calculations of Bioconcentration Factor (FBC) and Translocation Factor (FT). The analyzes of variance for independent samples (ANOVA) were obtained, with the averages compared by the t test at 5% probability, the statistical analyzes were performed in IBM SPSS Statistic. Among the species investigated, ipe-purple showed a biomass production (aerial part / root) greater than aroeira in the period of 25 days. In the 45-day period, the root biomass was higher in ipê-roxa in doped soil and the lower biomass production was verified in the mastic control group. Regarding the content of Mn in the root, ipê-roxa in the period of 45 days in doped soil obtained the highest concentration of the metal. With regard to ipe-purple, the concentrations of Mn showed significant differences in the root of the plant in the period of 45 days in doped soil 130.74 mg kg⁻¹. In the aerial part, Mn showed higher concentrations in aroeira in the period of 45 days in control soil, 335.80 mg kg⁻¹ and in ipe-purple in the period of 25 days in doped soil, 256.10 mg kg⁻¹. The highest concentrations of Zn in the root were observed in the 25-day periods of the doped soils of the two species, with absorption of 142.10 mg kg⁻¹ for ipê-roxa and 150.57 mg kg⁻¹ for aroeira. In the aerial part, the Zn concentration was higher in the aroeira species in doped soil in the period of 45 days 398.97 mg kg⁻¹. For FT and FBC, ipe-purple, showed efficiency in phytostabilization and phytoextraction for both metals. Aroeira had a phytoextractive behavior during the 45 days of cultivation. In the period of 25 days in dove, aroeira behaved as a phyto-stabilizer, retaining and immobilizing metals in the soil. The two species studied showed good tolerance to manganese and zinc metals in soils.

Keywords: Phytoextraction. Potentially Toxic Metals. *Myracrodron urundeuva*. *Tabebuia impetiginosa*.

LISTA DE SIGLAS

BCF: Fator de Bioconcentração
CTA: Capacidade de troca aniônica
CTC: Capacidade de troca catiônica
DAP: Diâmetro à altura do peito
DIC: Delineamento inteiramente casualizado
FAAS: Espectrometria de absorção atômica em chama
FT: Fator de Translocação
GPS: Sistema de Posicionamento Global
HCL: Ácido clorídrico
MB: Metais biodisponíveis
MN: Manganês
M.O.: Matéria orgânica
MPT: Metais Potencialmente Tóxicos
KCL: Cloreto de Potássio
P1: Ponto 1
P2: Ponto 2
PCZ: Ponto de carga zero
pH: Potencial Hidrogeniônico
ZN: Zinco

LISTA DE FIGURAS

Figura.1 - Determinação do ponto de carga zero dos solos da Área Preversada nos pontos 1 e 2.....	35
Figura 2. Valores médios da concentração de metais biodisponíveis do solo no município de Imperatriz-MA na área preservada mg kg^{-1}	36
Figura 3. Valores médios da biomassa em diferentes partes de <i>T. impetiginosa</i> e <i>M. urundeuva</i> no período de 25 dias. 3.a) Peso da biomassa da raiz grupo controle e grupo dopado (g). 3.b) Peso da biomassa da parte aérea grupo controle e grupo dopado (g).....	45
Figura 4. Valores médios das biomassas em diferentes partes de <i>T. impetiginosa</i> e <i>M. urundeuva</i> no período de 45 dias. 4.a) Peso da biomassa da raiz grupo controle e grupo dopado. 4.b) Peso da biomassa da parte aérea grupo controle e grupo dopado.....	46
Figura 5. Concentração de Mn em diferentes partes de <i>T. impetiginosa</i> e <i>M. urundeuva</i> no período de 25 e 45 dias em grupo controle e dopado. 4.a) Concentração de Mn na raiz (mg kg^{-1}). 5.b) Concentração de Mn na parte aérea (mg kg^{-1}).....	49
Figura 6. Concentração de Zn em diferentes partes de <i>T. impetiginosa</i> e <i>M. urundeuva</i> no período de 25 e 45 dias em grupo controle e dopado. 6.a) Concentração de Zn na raiz (mg kg^{-1}). 6.b) Concentração de Zn na parte aérea (mg kg^{-1}).....	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valores médios dos parâmetros físico-químicos do solo de área preservada em Imperatriz-MA. pH_{H_2O} ; pH_{KCl} , ΔpH : Variação do pH; M.O: Matéria Orgânica (%); CTC: Capacidade de Troca Catiônica ($cmol/dm^3$).....	33
Tabela 2. Fator de translocação e Fator de bioconcentração de manganês (Mn) para ipê-roxo (<i>T. impetiginosa</i>) e aroeira (<i>M. urundeuva</i>) em grupo controle e grupo dopado nos períodos de 25 dias e 45 dias.....	54
Tabela 3. Fator de translocação e Fator de bioconcentração de zinco (Zn) para ipê-roxo (<i>T. impetiginosa</i>) e aroeira (<i>M. urundeuva</i>) em grupo controle e grupo dopado nos períodos de 25 dias e 45 dias.....	55

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	15
OBJETIVOS	16
Objetivo Geral.....	16
Objetivos Específicos	16
CAPÍTULO 1: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
Os Metais potencialmente tóxicos e a Contaminação dos solos	17
Elemento Manganês (Mn)	18
Elemento Zinco (Zn)	19
Fitorremediação.....	19
Cerrado	21
Aroeira	22
Ipê-roxo.....	23
REFERÊNCIAS	24
CAPÍTULO 2 - CARACTERIZAÇÃO DO SOLO E DETERMINAÇÃO DOS METAIS NO SOLO	30
METODOLOGIA	30
Coleta do solo utilizado no experimento	30
Preparo e tratamento das amostras de solo	30
Determinação de pH em H ₂ O e em solução de KCl	31
Determinação da percentagem de matéria orgânica.....	31
Determinação da capacidade de troca catiônica.....	31
Determinação do Ponto de Carga Zero (PCZ)	32
Determinação de metais potencialmente biodisponíveis (mb) no solo antes do plantio	32
RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
Estudos das variáveis físico-químicas	32
Ponto de Carga Zero	34
Biodisponibilidade de Metais no solo	35
CONCLUSÃO	37

REFERÊNCIAS	37
CAPÍTULO 3 - POTENCIAL FITORREMEIADOR DE <i>Tabebuia impetiginosa</i> E <i>Myracrodruon urundeuva</i> EM SOLOS CONTAMINADOS POR METAIS PESADOS	40
METODOLOGIA	40
Produção das mudas	40
Delineamento experimental	40
Experimento de fitorremediação	40
Extração de metais nas espécies arbóreas.....	41
Determinação de mpt Mn (II) e Zn (II) por espectrometria de absorção atômica com chama (FAAS)	42
Fator de bioacumulação (FBC) e fator de translocação (FT)	42
Análise de dados.....	42
RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
Produção de biomassa na raiz e parte aérea.....	43
Concentração de Manganês na raiz e parte aérea.....	46
Concentração de Zinco na raiz e parte aérea	49
Fator de bioconcentração e Fator de translocação	51
Manganês (Mn)	52
Zinco (Zn)	53
CONCLUSÃO	55
REFERÊNCIAS	56

1. INTRODUÇÃO GERAL

A progressiva degradação ambiental é um grave problema causado pela ação antrópica negativa, que afeta e modifica o meio ambiente. A aplicação descontrolada de fertilizantes para suprir as necessidades nutricionais das lavouras e expandir a produção de alimentos, tem acarretado em determinados casos, incremento de centenas de toneladas de metais potencialmente tóxicos ao solo. Assim sendo, as atividades agrícolas contribuem com o empobrecimento do solo através de práticas agrícolas não sustentáveis exercidas, com isso alterando suas características químicas, físicas e biológica (SILVA et al., 2015).

A acumulação de metais pesados nos solos e águas representa um risco para a saúde ambiental e humana. Estes elementos acumulam-se nos tecidos corporais dos organismos vivos e suas concentrações aumentam à medida que passam pelos níveis tróficos, causando biomagnificação. No solo, os metais potencialmente tóxicos causam efeitos toxicológicos na microbiota do solo, o que pode levar a uma diminuição de atividades (FAROOQ et al., 2010).

A disposição inadequada de resíduos urbanos pode levar ao acúmulo de contaminantes, com uma grande variedade de metais no solo, como arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), selênio (Se) e zinco (Zn) (BOLAN et al., 2014). A entrada de metais no solo e na cadeia alimentar depende da quantidade, da fonte do metal, das propriedades do solo, da taxa e magnitude de absorção pelas plantas e a da extensão da absorção pelos animais (ADRIANO, 2001).

Preocupações recentes com relação à contaminação ambiental iniciaram o desenvolvimento de tecnologias apropriadas para avaliar a presença e a mobilidade de metais no solo e na água (SHTANGEEVA et al., 2010). Atualmente, a fitorremediação tornou-se uma solução tecnológica eficaz e acessível, usada para extrair ou remover metais inativos e poluentes metálicos do solo contaminado.

Fitorremediação é definida como uso de plantas capazes de remover, conter ou degradar poluentes do solo ou água (TAVARES, 2014). Ela apresenta como vantagens não ser destrutiva, ter baixos custos operacionais e de investimento, geração mínima de degradação, estabilização da área a ser descontaminada e possui capacidade de remediar vários contaminantes ao mesmo tempo (AMADO; CHAVES FILHO, 2010).

O Cerrado é um bioma presente no Maranhão e altamente rico em biodiversidade possuindo grande potencial para ser estudado, tendo em vista que estudos específicos sobre plantas do Cerrado que possuem habilidade de fitorremediação (LOPES 2010; SANTOS; NOVAK, 2013). Essas plantas se desenvolvem em terrenos ácidos e ricos em metais, sendo que

isso não representa um problema para o seu desenvolvimento, entretanto, é necessário conhecer os seus mecanismos, para ter-se uma estimativa da quantidade de metal que ela acumula, em que parte, e se no caso de plantas frutíferas se isso poderia trazer algum risco à saúde humana (OLIVEIRA *et al.*, 2009).

Considerando-se a importância de conhecer o comportamento de espécies do Cerrado em relação aos solos contaminados por metais potencialmente tóxicos, o objetivo desta pesquisa foi analisar o desempenho de diferentes espécies arbóreas do Cerrado ipê roxo (*Tabebuia impetiginosa*) e aroeira (*Myracrodruon urundeuva*) cultivadas em solo contaminado por Manganês (II) e Zinco (II).

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o comportamento de diferentes plantas nativas do Cerrado maranhense, ipê roxo (*Tabebuia impetiginosa*) e aroeira (*Myracrodruon urundeuva*) na fitorremediação de solo contaminado por Mn (II) e Zn (II) em condições de casa de vegetação, bem como sugerir uma alternativa de baixo custo e com uso de tecnologia verde que não produz impactos ambientais.

2.2 Objetivos Específicos

- ✓ Investigar a capacidade das espécies arbóreas em adsorver as espécies metálicas investigadas;
- ✓ Avaliar se as espécies arbóreas mostram-se eficientes na fitorremediação dos íons Mn (II) e Zn (II) no solo utilizado;
- ✓ Estimar o fator de bioconcentração e o fator de translocação.
- ✓ Comparar remediação de Mn (II) e Zn (II) entre as espécies arbóreas estudadas.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Os Metais potencialmente tóxicos e a Contaminação dos solos

A poluição ambiental causada por metais potencialmente tóxicos tornou-se um sério problema no mundo. A mobilização de metais pesados através de extração de minérios e posterior processamento para diferentes aplicações levou à liberação desses elementos no meio ambiente. Ao contrário de substâncias orgânicas, metais são essencialmente não biodegradáveis e, portanto, se acumulam no ambiente (ALI, 2013).

O solo tem-se apresentado com grande quantidade de contaminantes metálicos, que são oriundos principalmente de atividades antrópicas como a industrialização. Esses solos são nocivos a diversas espécies vegetais, e também a sua microbiota (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). Observa-se também que a contaminação pode atingir cursos de água como os rios, depósitos de água subterrâneos e provocar graves problemas ambientais.

Os metais potencialmente tóxicos usualmente considerados como metal pesado deve ter como característica massa específica elevada com valor maior que 5 g cm^{-3} ou número atômico maior que 20 (MALAVOLTA, 2006). Dentre os elementos conhecidos 53 são metais pesados, ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn) e cobre (Cu) se destacam como micronutrientes essenciais às plantas. Enquanto níquel (Ni), cobalto (Co), cromo (Cr) e chumbo (Pb) são elementos tóxicos, com maior ou menor importância como elementos traços (BENAVIDES *et al.*, 2005). Atualmente, o conceito de metal pesado além das propriedades químicas tem sido associado com contaminações e potencial toxicidade (LIMA; MERÇON, 2011).

Em concentrações acima de um dado limite, os metais essenciais e não essenciais resultam em fitotoxicidade. As plantas respondem à toxidez por metais potencialmente tóxicos através de alterações estruturais, fisiológicas e bioquímicas que estão relacionadas com tipo e concentração do metal e do tempo de exposição das plantas a esses elementos. Entre as principais alterações estão: 1) os mecanismos de absorção, transporte e acumulação dos metais pelas plantas; 2) mecanismos primários de toxidez a nível molecular, celular e subcelular; 3) mecanismos secundários de interferência com os processos funcionais das plantas; 4) mecanismos de respostas homeostáticas que, em alguns casos, conduzem a mecanismos de tolerância frente ao metal pesado (MACEDO; MORRIL, 2008).

Os metais potencialmente tóxicos encontrados no solo podem ser naturais de origens litogênicas, que estão relacionadas às fontes geológicas, advindos de rochas que sofreram processo de intemperismo (PEREIRA *et al.*, 2010). E origens antropogênicas, que pode ocorrer de diversas formas, como através de atividades agrícolas na implementação de compostos,

pesticidas e fertilizantes, irrigação, por rejeitos orgânicos e industriais, da mineralização (MELLONI *et al.*, 2006). Para o monitoramento de áreas suspeitas de contaminação, o conhecimento dos teores naturais de metais pesados nos solos é essencial.

Alguns solos possuem uma grande capacidade de retenção de metais potencialmente tóxicos, mas se essa capacidade for ultrapassada, os metais presentes no meio podem comprometer a qualidade dos ecossistemas, ser lixiviados, colocando em risco a qualidade das águas subterrâneas e superficiais, como entrar na cadeia alimentar dos organismos vivos. Da mesma forma, uma vez aplicados ao solo, os metais podem sofrer transformações químicas, que podem resultar na biodisponibilização de formas anteriormente não disponíveis (COSTA, 2005). Assim, é necessário um monitoramento que estabeleça indicadores capazes de servir como referência para a avaliação continuada dos impactos ambientais causados pelas atividades antrópicas sobre os solos (PAYE, 2010).

A Resolução do CONAMA n° 420 (BRASIL, 2009) facilita a análise de contaminação e a criação de indicadores que controlem e tratem das áreas que apresentem esses metais, por meio dos níveis de referência para teores tanto de metais quanto de outras substâncias químicas em solos e águas subterrâneas.

Além disso, outro princípio a ser considerado é o grau no qual esses metais potencialmente tóxicos estão expostos no solo, uma vez que isso está diretamente associado a quantidade biodisponível no ambiente, posto que os íons livres do metal podem estar relacionados a matéria orgânica, reduzindo a biodisponibilidade (MUNIZ; OLIVEIRA FILHO, 2006).

3.2 Elemento Manganês (Mn)

O manganês é um dos elementos mais abundantes no solo, e possui função importante para o crescimento vegetal, é essencial à síntese de clorofila e na fotossíntese (PUGA, 2011; TAIZ; ZEIGER, 2004). Além disso, age ativando enzimas, que possuem papel indireto na síntese de proteínas e na multiplicação celular (MALAVOLTA, 1980). Também atua essencialmente na alongação celular, sendo que sua deficiência pode reduzir o crescimento das raízes (PRADO, 2008).

O excesso de manganês leva a toxicidade do solo, especialmente em solos tropicais ácidos, afetando o crescimento e a produtividade das culturas (ZABINI *et al.*, 2007). No solo o Mn é encontrado principalmente envolvido na estrutura dos minerais e como complexos relacionados à matéria orgânica (OLIVEIRA; NASCIMENTO, 2006).

Em geral, ocorre no meio natural em três formas: Mn^{2+} (em solução) Mn^{3+} (altamente reativo) e como Mn^{4+} (óxidos de grande estabilidade). Essas formas encontram-se em equilíbrio dinâmico, em que a maior estabilidade de Mn^{2+} ocorre em meios com pH baixo e condições redutoras (ALLOWAY, 1995; THORNTON, 1995). As plantas absorvem o Mn na forma Mn^{2+} , ou seja, na solução do solo.

3.3 Elemento Zinco (Zn)

O zinco é um elemento que está presente em praticamente todos os ambientes. Ele se apresenta no solo como Zn orgânico e inorgânico, e está disponível principalmente como Zn^{2+} , ou complexado com ligantes orgânicos (SANTOS 2005, BROADLEY *et al.* 2007).

Dentre os metais pesados o Zn é considerado micronutriente essencial para muitos organismos e influencia no crescimento da planta. Ele possui ainda, a função de catalisador e atua em várias tarefas celulares como por exemplo, no metabolismo de proteínas, de carbono fotossintético e do ácido indol acético (SINHAL, 2007).

Os indícios de toxicidade e deficiência de Zn nas plantas são semelhantes, geralmente afetam o crescimento dos caules e das raízes (CHAVES; SOUZA, 2015). A toxicidade de Zn altera as características das células da raiz causando aumento da permeabilidade das membranas radiculares, e isso faz com que os nutrientes sejam perdidos pelas raízes (KABATA – PENDIAS; PENDIAS 1992).

Além disso a toxidez do Zn em plantas tem como consequência a redução na produção de matéria seca da parte aérea, e da biomassa radicular; necrose da radícula ao entrar em contato com o solo; morte da plântula e inibição do crescimento vegetal (CARNEIRO *et al.*, 2002, LI *et al.*, 2011).

3.4 Fitorremediação

A fitorremediação é uma técnica que surgiu no início da década de 1990, dentro da biorremediação, é uma das técnicas mais estudadas. Os Estados Unidos e Europa são os pioneiros dessa técnica, onde tem sido identificadas algumas espécies de comprovada eficiência. No Brasil existem poucos estudos nessa área e ainda são pouco difundidas essas práticas (SANTOS *et al.*, 2004).

Essa técnica faz o uso de plantas para recuperação de solo e água contaminadas especialmente por metais (AGNELLO, 2015). Os vegetais com esse potencial são capazes de imobilizar, conter e tornar baixo nível de contaminantes persistentes (VIDALI, 2001). Nos

ecossistemas naturais, as plantas atuam como filtros e metabolizam substâncias geradas pela natureza.

A fitorremediação é uma técnica de descontaminação da água e do solo, que associa o emprego de plantas, de sua microbiota, do solo e de prática agrônômica que, em conjunto, possam garantir a remoção ou imobilização de contaminantes do ambiente (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2004; MONQUERO *et al.*, 2013), sendo considerada uma tecnologia efetiva não destrutiva, econômica e sobretudo socialmente aceita para remediar solos poluídos (GARBUSU; ALKORTA, 2001).

Mazzuco afirmava em 2008, que se gastava aproximadamente 25 bilhões de dólares na utilização de técnicas convencionais de despoluição ambiental e, com o aumento das exigências da sociedade e aplicabilidade de leis mais rígidas são adotadas, cresce também os investimentos para tratar resíduos agrícolas, industriais e rejeitos humanos.

Entre os benefícios dessa técnica estão: menor custo em relação às técnicas tradicionais, podem também auxiliar na degradação de xenobióticos a compostos não tóxicos feita internamente nas plantas, contribui para a melhoria das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, e além disso, reestabelecer a estética do ambiente (PROCÓPIO *et al.* 2009).

A remediação utilizando vegetais tem como respaldo a execução de variadas medidas com finalidade de tratar e reduzir o material contaminado no solo (SANTOS; NOVAK, 2013). Ela pode ser uma estratégia promissora de remediação *in situ*, e apresenta inúmeras vantagens podendo ser utilizada em grande escala para a descontaminação de áreas.

Para uma planta ser considerada fitorremediadora ela precisa possuir certas características como uma taxa de crescimento acelerada, sistema radicular profundo, boa capacidade de absorção, fácil colheita, e todas devem apresentar uma aptidão em comum: serem tolerantes e apresentarem grande resistência ao poluente, inclusive os de origem antropogênica (AMADO; FILHO, 2015). Solos contaminados apresentam certas limitações à fitorremediação por serem, muitas vezes, tóxicos às plantas, principalmente onde ocorrem misturas de poluentes, o que dificulta a seleção de plantas resistentes e fitorremediadoras para este conjunto de compostos (COUTINHO, 2007).

Existem diversos mecanismos na fitorremediação que podem ser empregados, dependendo do tipo de contaminante, e a planta pode utilizar diferentes meios para sua remoção. A seguir são apresentadas algumas das principais formas de fitorremediação encontradas na literatura:

- Fitoextração ou fitoacumulação: é o mecanismo mais utilizado para absorver metais. Ele consiste na absorção do contaminante e armazenamento do mesmo nos tecidos da planta, na

raiz, caule e folhas. As plantas que são tolerantes à elevadas concentrações do contaminante são chamadas de hiperacumuladoras (SILVA, 2019).

- Fitoestabilização: Trata-se da diminuição da biodisponibilidade e mobilidade de metais pesados nos solos através das reações de absorção e acumulação, adsorção e/ou precipitação na zona das raízes (PULFORD; WATSON, 2003).
- Fitovolatilização: alguns íons de elementos dos subgrupos II, V e VI da tabela periódica (mercúrio, selênio e arsênio), são absorvidos pelas raízes, convertidos em formas não tóxicas e depois liberados na atmosfera (OLIVEIRA *et al.*, 2009).
- Fitoestimulação: as raízes em crescimento induzem o das populações de microorganismos degradativos na rizosfera, que usam os metabólitos exudados da planta como fonte de carbono e energia. Esta técnica limita-se a compostos orgânicos (OLIVEIRA *et al.*, 2009).
- Fitodegradação: utiliza o metabolismo da planta e microorganismos da rizosfera para conseguir a quebra de contaminantes. Estes mecanismos podem acontecer internamente, através de processos metabólicos, ou externamente, por enzimas específicas produzidas pela planta no solo (MEJÍA, 2014).

Recentemente, várias pesquisas, têm apresentado a eficácia dessa técnica em diversos ecossistemas contaminados por compostos orgânicos e inorgânicos (TAVARES; SALGADO, 2013; GARÓFALO CHAVES; SOUZA 2015, BOFFE *et al.*, 2017). Puga *et al.* (2015) estudando *Canavalia ensiformis* destaca que essa espécie possui potencial fitorremediador, por apresentar alta tolerância a metais como Pb e Zn e ser uma boa produtora de biomassa. Considerando esse contexto, Lima *et al.* (2008), avaliaram o potencial de fitoextração de duas espécies vegetais, o nabo forrageiro (*Raphanus sativus L.*) e a aveia preta (*Avena strigosa Schreb*) em um Argissolo contaminado por Cd. Contextualizando a questão, Zeitouni *et al.* (2007), avaliaram o potencial fitoextrator de girassol, mamoneira, tabaco e pimenta da Amazônia para contaminações de Cd, Pb, Cu, Ni e Zn.

3.5 Cerrado

O Cerrado constitui uma das áreas mais ricas em biodiversidade no planeta, ocupa 21% do território nacional brasileiro ficando atrás apenas do bioma amazônico em extensão (KLINK; MACHADO, 2005). O Cerrado brasileiro ocupa uma área de 204,7 milhões de hectares e engloba parte dos estados da Bahia, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Piauí, São Paulo e Tocantins, além do Distrito Federal (IBGE, 2004). É notável que a destruição dos ecossistemas que constituem o Cerrado continua

de forma acelerada. Um estudo recente, que utilizou imagens do satélite MODIS do ano de 2002, concluiu que 55% do Cerrado já foi desmatado ou transformado pela ação humana (MORETTO, 2016).

Esse bioma apresenta uma expressiva quantidade de plantas, cerca de 11.000 espécies, sendo 4.400 são de flora endêmica entre herbáceas, arbóreas, arbustivas e cipós, quantidade maior que a encontrada na maioria das regiões do mundo (MMA, 2011). O termo Cerrado é utilizado na descrição de um conjunto de ecossistemas savânicos presentes no Brasil central (KLINK; MACHADO, 2005).

A maioria das plantas presentes no cerrado são xeromórficas, ou seja, são espécies adaptadas a se desenvolverem em ambientes com pouca água. Essas plantas se caracterizam por possuírem uma série de modificação que lhes permitem habitar ambientes com recursos limitados. São comuns plantas com ramos tortos, casca grossa, caules carnudos para armazenamento de água, folhas pequenas e rígidas, possuírem espinhos e raízes profundas (SILBERBAUER-GOTTSBERGER, 1981).

Além da vegetação, o solo possui grande relevância para ocorrência do cerrado. Ele é caracterizado por um Latossolo Vermelho ou Amarelo, arenoso com uma boa drenagem, antigo e profundo. No que diz respeito às características químicas, possui solo com pH ácido, com baixa fertilidade e matéria orgânica e sais minerais, e com alto teor de íons de alumínio, as plantas dessa região em sua grande maioria parecem ser bem adaptadas a essas condições (SILBERBAUER-GOTTSBERGER, 1981).

No Cerrado práticas não-sustentáveis que incluem o uso extensivo de fertilizantes e calcário são facilmente utilizadas (MÜLLER, 2003), contaminando o solo e água. Também se observa, o grande uso de gramíneas africanas para a formação de pastagens que é nocivo à biodiversidade, aos ciclos de queimadas e à capacidade produtiva dos ecossistemas (KLINK; MOREIRA, 2002).

Existe uma grande preocupação com desmatamentos no Cerrado, que ocorrem de maneira bastante intensa e as estimativas mostram uma perda de flora e fauna acentuadas, e quando se analisa regionalmente, as perdas podem ser ainda mais significativas, pois o ritmo dessa degradação é ditado pela economia (WALTER; BIANCHETTI, 2010).

3.6 Aroeira

Myracrodruon urundeuva Allemão, denominada como aroeira, aroeira-do-sertão ou urundeúva, é uma espécie decídua, heliófita e seletiva xerófita, pertencente à família

Anacardiaceae (LORENZI, 1992). Ocorre naturalmente na América Latina, em países como Brasil (Nordeste/Sudeste/Centro-Oeste), Bolívia, Paraguai e Argentina (SANTIN; LEITÃO FILHO, 1991). A aroeira possui várias aplicações, e se destaca no uso medicinal na produção de fármacos. É um importante madeira de lei, útil para muitas finalidades, como construção civil, dormentes, vigamentos, esteios, postes, obras hidráulicas e como forragem (RIZZINI, 1981).

Como consequência dos diversos usos, principalmente na indústria madeireira, ocasionou-se um processo de exploração intensa, de forma predatória que destrói suas populações nativas causando a extinção de árvores em especial as de grande porte (BRANDÃO, 2000). Dessa forma, vem sendo classificada na categoria de espécie vulnerável, como espécie ameaçada de extinção (MENDONÇA; LINS, 2000).

A altura da aroeira se altera conforme o local onde é encontrada (LORENZI, 1992), podendo atingir até 30 m de altura (RIZZINI, 1971). Essa espécie arbórea possui afinidade por terras de qualidade boa a regular, principalmente em transição de úmidas para secas. Ocorre frequentemente em solos provenientes de rochas basálticas em áreas de transição de solos do cerrado para os de terra roxa, o que atribui à espécie um ambiente edáfico de alta fertilidade natural (NOGUEIRA *et al.*, 1982). É comum a presença da aroeira em solos formados a partir de rochas básicas, naturalmente ricos em metais como Fe, Mn, Zn, Co, Ni (PAIVA *et al.*, 2001).

3.7 Ipê-roxo

Tabebuia impetiginosa é uma espécie arbórea caducifólia conhecida popularmente como ipê-roxo e pertence à família Bignoniaceae. Essa espécie é nativa dos biomas Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga do Brasil (LORENZI, 1992). Comumente é encontrada em áreas de vegetação do Nordeste e Sudeste brasileiros, possuindo madeira de alto valor econômico e boa durabilidade é utilizada principalmente para produção de móveis, e também vem sendo indicada como alternativa para recuperação de áreas degradadas e de paisagismo (SILVA, 2015). Em reflorestamentos é utilizada na reposição de mata ciliar para locais sem inundação (FREITAS, 2012).

A espécie possui taxas de crescimento variadas a depender do tipo de solo, relevo, fertilidade, e de textura (CARVALHO, 2003). Em média apresentam de 8 a 20 m de altura, podendo atingir 35 m e 150 cm de DAP. Sua floração é abundante, tomando toda a copa das árvores, o que lhe confere aplicação paisagística (FREITAS, 2012).

Caires (2005) estudando ipê-roxo e cedro rosa alcançou resultados que mostram o potencial de fitorremediação dessas plantas para os metais cobre e zinco. Segundo o autor, a raiz foi o órgão que mais acumulou, tanto cobre como zinco, para as duas espécies em estudo.

REFERÊNCIAS

ACCIOLY, A. M. A. SIQUEIRA, J. O.; CURI, N.; MOREIRA, F. M. S. Amenização do calcário na toxidez de zinco e cádmio para mudas de *Eucalyptus camaldulensis* cultivadas em solo contaminado. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 28, n. 4, p. 775-783, 2004.

ADRIANO, D. C. **Trace elements in the terrestrial environment: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals**. New York: Springer, 2001. 867p.

AGNELLO A. C.; BAGARD M.; VAN HULLEBUSCH, E. D.; ESPOSITO, G.; HUGUENOT, D. Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons cocontaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentationassisted phytoremediation. **Science of The Total Environment**, v. 563, n.1, p. 693-703, 2015.

ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals-concepts and applications. **Chemosphere-elsevier**, v. 91, n. 7, p. 869-881, 2013.

ALLOWAY, R. J. **Heavy Metals in Soils**. London: Blackie Academic & Professional, 1995. 368p.

AMADO, S.; CHAVES FILHO, J. T. Fitorremediação: uma alternativa sustentável para remedição de solos contaminados por metais pesados. **Natureza online**, v. 13, n. 4, p. 158-164, 2015.

BENAVIDES, M. P.; GALLEGO, S. M.; TOMARO, M. L. Toxicidade de cádmio em plantas. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. 17, n. 1, p. 21-34, 2005.

BOFFE, P. M.; CALEGARI, R. P.; SOUZA, D. C. R.; CONCEIÇÃO, P. S.; SZYMCZAK, P. A.; TESSARO, D. Potencial fitoextrator da espécie vegetal *Helianthus annuus* L. Em solo contaminado por chumbo. **Espacios**, v. 38, n. 9, p. 8-18, 2017.

BOLAN, N.; KUNHIKRISHNAN, A.; THANGARAJAN, R.; KUMPIENE, J.; PARK, J.; MAKINO, T.; SCHECKEL, K. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils – To mobilize or to immobilize? **Journal of Hazardous Materials**, v. 266, p. 141-166, 2014.

BRANDÃO, M. Caatinga. In: MENDONÇA, M. P.; LINS, L. V. (Organizadores). **Lista vermelha das espécies ameaçadas de extinção da flora de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas e Fundação Zôo-Botânica de Belo Horizonte, 2000. p. 75-85.

BROADLEY, M. R.; WHITE P. J.; HAMMOND, J. P.; ZELKO, I.; LUX, A. Zinc in plants. **New Phytologist**, v. 173, n. 1, p. 677-702, 2007.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA/BRASIL) **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009.** Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>. Acesso em: 15 jan. 2020.

CAIRES, S. M. **Comportamento de mudas de espécies florestais nativas na fitorremediação de solo contaminado com zinco e cobre.** Orientador: Maurício Paulo Ferreira Fontes. 2005. 81f. (Mestrado em solos e nutrição de plantas). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. 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, P. E. R. **Espécies florestais brasileiras.** Brasília: EMBRAPA/CNPQ, v.1, 2003. 1039p.

CHAVES, L. G.; SOUZA, R. S. Fitoextração de cobre e zinco de um Neossolo Quartzarênico contaminado com metais pesados. **Comunicata Scientiae**, v. 6, n. 4, p. 396-403, 2015.

COSTA, C. N. **Biodisponibilidade de metais pesados em solos do Rio Grande do Sul.** Orientador: Egon José Meurer. 2005. 110f. (Doutorado em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

COUTINHO, H. D.; BARBOSA, A. R. Fitorremediação: Considerações gerais e características de utilização. **Silva Lusitana**, v. 15, n. 1, p. 103-117, 2007.

FAROOQ, U.; KOZINSKI, J. A.; KHAN, M. A.; ATHAR, M. Biossorção de íons de metais pesados usando biossorbentes à base de trigo - uma revisão da literatura recente. **Tecnologia Bioresource**, v. 101, n. 14, p. 5043-5053, 2010.

FREITAS MUNIZ, D. H.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. **Universitas**, v. 4, n. 1, p. 83-100, 2008.

FREITAS, T. P. **Propagação de ipê-roxo (*Handroanthus heptaphyllus* Mattos) por miniestaquia.** Orientador: Deborah Guerra Barroso. 71f. 2012. Dissertação de Mestrado em Produção Vegetal. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro-UENF, Campos dos Goytacazes-RJ, 2012.

GARBISU, C.; ALKORTA, I. Fitoextração: uma tecnologia de baixo custo baseada em plantas para a remoção de metais do meio ambiente. **Bioresource technology**, v. 77, n. 3, p. 229-236, 2001.

GARÓFALO CHAVES, L. H.; SOUZA, R. S. Fitoextração de cobre e zinco de um Neossolo Quartzarênico contaminado com metais pesados. **Comunicata Scientiae**, v. 6, n. 4, p. 396-403, 2015.

IBGE. **Mapa de biomas do Brasil.** Escala 1:5.000.000. Rio de Janeiro: IBGE, 2004. Disponível em: <http://mapas.ibge.gov.br/biomas2/viewer.htm>. Acesso em: 13 fev. 2020.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 2.ed. Flórida: CRC Press, 1992. 413p.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3 ed. Flórida: CRC Press, 2001. 331p.

KLINK, C. A.; MOREIRA, A. G. Past and current human occupation and land-use. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS R. J. (Editores). **The Cerrado of Brazil. Ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. 19p.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.

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, n. 1, p. 818-823, 2011.

LIMA, C. V. S. MEURER, E. J.; SCHMIDT, R. O.; SOUZA, E. D. Potencial de fitoextração do nabo forrageiro e da aveia preta em argilossolo contaminado por cádmio. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 12, n. 1 p. 139-149, 2008.

LIMA, V. F.; MERÇON, F. Metais pesados no ensino de química. **Química nova na escola**, v. 33, n. 4, p. 199-205, 2011.

LOPES, D. Plantas nativas do Cerrado uma alternativa para fitorremediação. **Estudos**, v.37, n.3/4, p. 419- 437, 2010.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Editora Plantarum, 1992. 352p.

MACÊDO, L.S.; MORRIL, W. B. B. Origem e comportamento dos metais fitotóxicos: revisão da literatura. **Tecnologia e Ciência Agropecuária** v. 2, n. 2, p. 29-38, 2008.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral das plantas**. São Paulo: Ceres, 1980. 251p.

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

MAZZUCO, K. T. M. **Uso da *Canavalia ensiformis* como fitorremediador de solos contaminados por chumbo**. Orientador: Humberto Gracher Riella. 2008. 187f. (Doutorado em Engenharia Química). Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, 2008.

MECHI, A.; SACHES, L. D. Impactos ambientais da mineração no estado de São Paulo. **Estudos Avançados**. v. 24, n. 68, p. 209-220, 2010.

MEJÍA, P. L. V.; ANDREOLI, F. N.; ANDREOLI, C. V.; SERRAT B. M. Metodologia para Seleção de Técnica de Fitorremediação em Áreas Contaminadas. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, v. 1, n. 31, p. 97-104, 2014.

MELLONI, R.; MOREIRA, F. M. S.; NÓBREGA, R. S. A.; SIQUEIRA, J. O. Eficiência e diversidade fenotípica de bactérias diazotróficas que nodulam caupi [*Vigna unguiculata* (L.) Walp] e feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) em solos de mineração de bauxita em reabilitação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 2, p. 235-246, 2006.

MENDONÇA, M. P.; LINS, L. V. (Organizadores). **Lista vermelha das espécies ameaçadas de extinção da flora de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2000. 157p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Guia de Campo: Vegetação do cerrado: 500 espécies**. Brasília: MMA/SBF, 2011. 532p.

MONQUERO, P. A.; CÔRREA, M. C.; BARBOSA, L. N.; GUTIERREZ, A.; ORZARI, I.; HIRATA, A. C. S. Seleção de espécies de adubos verdes visando à fitorremediação de diclosulam. **Planta Daninha**, v. 31, n. 1, p. 127-135, 2013.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729p.

MORRETO, S. P. Na fronteira do cerrado: as transformações ambientais no norte de goiás. **Revista Expedições: Teoria da História & Historiografia**, v.7, n.1, p.119-130, 2016.

MÜLLER, C. **Expansion and modernization of agriculture in the Cerrado – the case of soybeans in Brazil’s center-West**. Brasília: Departamento de Economia da Universidade de Brasília, 2003. 306p.

NOGUEIRA, J. C. B.; SIQUEIRA, A. C. M. F.; MORAIS, E.; COELHO, L. C. C. MARIANO, G. Conservação genética de essências nativas através de ensaios de progênies e procedência. **Silvicultura**, São Paulo, v. 7, n. 23, p. 391-397, 1982.

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

OLIVEIRA, D. L.; MOREIRA, S. O. L.; ROCHA, C.; MOREIRA, P. C. Plantas Nativas do Cerrado uma alternativa para fitorremediação. **Estudos**, v. 36, n. 11, p. 1141-1159, 2009.

PAIVA, H. N.; CARVALHO, R.; SILVA, F. P.; CARVALHO J. G.; MELLONI, R. Influência de doses de níquel sobre o crescimento de mudas de aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Fr. All.) em solução nutritiva. **Revista Cerne**, v. 7, n. 1, p. 114 -121, 2001.

PAYE, H. S.; MELLO, J. W. V.; ABRAHÃO, A. P.; FERNANDES FILHO, E. I.; DIAS, L. C. P.; CASTRO, M. L. O.; MELO, S. B.; FRANÇA, M. M. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos no Estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 6, p. 2041-2051, 2010.

PEREIRA, A. A.; BORGES, J. D.; LEANDRO, W. M. Metais pesados e micronutrientes no solo e em folhas de *Brachiaria decumbens* às margens de rodovias. **Bioscs**, v. 26, n. 3, p. 347-357, 2010.

PRADO, R. M. **Manual de nutrição de plantas forrageiras**. Jaboticabal: FUNEP, 2008. 413p.

PROCÓPIO, S. O.; PIRES, F. R.; SANTOS, J. B.; SILVA, A. A. **Fitorremediação de solos com resíduos herbicidas**. Aracajú: Embrapa Tabuleiro Costeiros, 2009. 34p.

PUGA, A. P.; PRADO, R. M.; MELO, D. M.; GUIDI, I. M.; ORTEGA, K.; CARDOSO, S. S.; ALMEIDA, T. B. Efeitos da aplicação de manganês no crescimento, na nutrição e na produção de matéria seca de plantas de *Brachiaria brizantha* (cv. MG4) em condições de casa de vegetação. **Revista Ceres**, v. 58, n. 6, p. 811-816, 2011.

PUGA, A. P.; ABREU, C. A.; MELO, L. C. A.; BEESLEY, L. Biochar application to a contaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium. **Journal of Environmental Management**, v. 159, n. 1, p. 86-93, 2015.

PULFORD, I. D.; WATSON, C. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees-a review. **Environment International**, v. 29, n. 4, p. 529-540, 2003.

RIZZINI, C. T. **Árvores e madeiras úteis do Brasil: manual de dendrologia brasileira**. São Paulo: EDUSP, 1981. 294p.

RIZZINI, C. T. **Árvores e arbustos do cerrado**. Rodriguésia: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 1971. 15p.

SANTIN, D. A.; LEITÃO FILHO, H. F. Restabelecimento e revisão taxonômica do gênero *Myracrodruon Freire Allemão* (Anacardiaceae). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 14, n. 2, p. 133-145, 1991.

SANTOS, C. F.; NOVAK, E. Plantas nativas do Cerrado e possibilidade de fitorremediação. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 7, n. 1, p. 67-77, 2013.

SANTOS, G. C. G. D. **Comportamento de B, Zn, Mn, e Pb em solo contaminado sob cultivo de plantas e adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico**. Orientador: Antônio Arnaldo Rodella. 2005. 153f. (Doutorado em Agronomia). Universidade de São Paulo (USP), Piracicaba, 2005.

SANTOS, J. B., PROCÓPIO, S. O., SILVA, A. A., PIRES, F. R., RIBEIRO JÚNIOR, SANTOS, E. A., FERREIRA, L. R. Fitorremediação do herbicida *Trifloxysulfuron Sodium*. **Planta Daninha**, v. 22, n. 2, p. 323-330, 2004.

SHTANGEEVA, I. Uptake of uranium and thorium by native and cultivated plants. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 101, n. 6, p. 458-463, 2010.

SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I. O cerrado como potencial de plantas medicinais e tóxicas. **Oréades**, v. 8, n. 14, p. 15-30, 1981.

SILVA, D. D. E.; FELIZMINO, F. T. A.; OLIEVIRA, M. G. Avaliação da degradação ambiental a partir da prática da cultura do feijão no município de Tavares-PB. **Holos**, v. 8, n. 1, p. 148-164, 2015.

SILVA, E. A. A.; DAVID, A. C.; FARIA, J. M. R.; MELO, D. L. B.; ABREU, G. B. Germination studies on *Tabebuia impetiginosa* Mart. seeds. **Cerne**, v. 10, n. 1, p. 1-9, 2015.

SILVA, T. J.; HANSTED, F. A. S.; TONELLO, P. S.; GOVEIA, D. Fitorremediação de solos contaminados com metais: panorama atual e perspectivas de uso de espécies florestais. **Revista Virtual de Química**, v. 11, n. 1, p. 18-34, 2019.

SINHAL, V. K. Phytotoxic and cytogenetic effects of Zn²⁺ and Pb²⁺ in *Vicia faba*. **Pollution Research**, v. 26, n. 1, p. 417-420. 2007.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 2004. 719p.

TAVARES, S. R. L. **Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: conceitos básicos e fundamentos**. Joinville: Clube de Autores, 2013. 90p.

TAVARES, S. R. L.; OLIVEIRA, S. A de; SALGADO, C. M. Avaliação de espécies vegetais na fitorremediação de solos contaminados por metais pesados. **Holos**, v. 5, n. 29, p. 80-97, 2013.

THORNTON, I. **Metals in the global environment**. Ottawa: International Council, 1995. 53p.

VIDALI, M.N. Biorremediação: uma visão geral. **Química pura e aplicada**, v. 73, n. 7, p. 1163-1172, 2001.

WALTER, B. M. T.; BIANCHETTI, L. B. Evolução do conhecimento e da conservação do Cerrado brasileiro. In: DINIZ, I. R., MARINHO-FILHO, J., MACHADO, R. B., CAVALCANTI, R. B. (Editores). **Cerrado: conhecimento científico quantitativo como subsídio para ações de conservação**. Brasília: UNB, 2009. 516p.

ZABINI, A. V.; MARTINEZ, H. E. P.; FINGER, F. L.; SILVA, C. A. Concentração de micronutrientes e características bioquímicas de progênies de cafeeiros (*Coffea arabica* L.) eficientes no uso de zinco. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 4, p. 95-103, 2007.

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

CARACTERIZAÇÃO DO SOLO E DETERMINAÇÃO DOS METAIS NO SOLO

CAPÍTULO 2

METODOLOGIA

Solo utilizado no experimento

As amostras dos solos utilizados para o experimento foram coletadas em áreas 2 áreas preservadas do município de Imperatriz – MA está localizada na Estrada do Arroz. Os pontos das áreas com coordenadas geográficas 5° 25' 34.2" S 47° 32' 26.4" W, as quais foram obtidas utilizando GPS. A coleta foi realizada com pá e enxadas, à uma profundidade de 20 cm da superfície do solo em zigue zague, após a coleta o solo foi acondicionado em baldes previamente higienizados. Todo o procedimento de coleta seguiu o protocolo indicado por Squiba, et al. (2002). O material coletado foi transportado para UEMASUL em saco de fibras. As amostras foram submetidas à determinação de pH em H₂O e em solução de KCl, determinação da percentagem de matéria orgânica, determinação da capacidade de troca catiônica, determinação do Ponto de Carga Zero (PCZ) e determinação de metais biodisponíveis no solo antes do plantio.

Preparo e tratamento das amostras de solo

No Laboratório de Química Ambiental as amostras foram transferidas para bandejas plásticas e secas ao ar. Após a secagem as amostras foram destorroadas e trituradas em grau de porcelana. Em seguida, foram fracionadas utilizando-se peneiras de 2 mm. O material fracionado foi acondicionado em frasco de polietileno de cor escura e submetido à refrigeração até o momento das análises.

As amostras para determinação dos metais potencialmente tóxicos foram transferidas para cápsulas de porcelana e submetidas à secagem em estufa a 60° ± 1 C, por 24 horas. A essa temperatura, os metais não são mobilizados pelo vapor d'água, podendo-se fazer outras determinações, como, por exemplo, teor de matéria orgânica e carbono orgânico (LACERDA *et al.*, 1990).

Determinação de pH em H₂O e em solução de KCl

As amostras de solo secas ao ar, e passadas em peneira de 2 mm homogeneizadas foram submetidas à análise de pH em água e KCl 1 mol L⁻¹. Foram determinados potenciométricamente em suspensão, empregando 10,0 gramas de cada amostra e acrescentados 25 mL de água destilada e, separadamente 25 mL de solução de KCl 1 mol L⁻¹, em uma reação solo (1:2,5) e agitando-se por 40 min. Após agitação em mesa com agitação orbital a suspensão foi mantida em repouso por 1h. Em seguida fez-se a determinação do pH nas amostras segundo Raij *et al.* (2001). As análises foram feitas em triplicata.

Determinação da percentagem de matéria orgânica

Em cadinho de porcelana previamente calcinado a 550° C e aferido, as amostras secas e peneiradas em peneira de 0,35 mm foram submetidas à calcinação por 4 horas, em forno mufla a 550° C. Decorrido o tempo de calcinação, o cadinho contendo a amostra de solo foi resfriado em dessecador. A percentagem de matéria orgânica foi obtida por meio da diferença entre o peso inicial da amostra e o peso após a calcinação (EMBRAPA, 2010).

Determinação da capacidade de troca catiônica

Para a determinação dos cátions totais trocáveis, CTC, foram pesados 2,50 g das amostras, adicionando-se 25 ml da solução de ácido acético 1,00 mol L⁻¹. Em seguida a suspensão foi agitada por 1 h em incubadora com agitação orbital shake, sendo posteriormente então determinado o pH tanto da solução de ácido acético quanto da suspensão contendo a amostra conforme o método utilizado por Cotta *et al.* (2006). As determinações foram feitas em três repetições. A determinação da CTC das amostras feitas de acordo com a equação abaixo:

$$CTC \text{ (cmol c kg}^{-1}\text{)} = [\text{pH}_1 - \text{pH}_2] \times K_{CTC}$$

Onde:

pH₁= pH da suspensão contendo a amostra;

pH₂ = pH da solução de ácido acético;

K_{CTC}= Soma das cargas dos cátions presentes na CTC do solo.

Determinação do Ponto de Carga Zero (PCZ)

O PCZ é definido como o pH em que a superfície do adsorvente possui carga neutra. A metodologia empregada para sua determinação é denominada “experimento dos 11 pontos” (REGALBUTO & ROBLES, 2004). Para a realização do procedimento foi misturada 50 mg do solo com 50 mL de solução aquosa sob diferentes condições de pH inicial (1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 11 e 12) as misturas ficaram em repouso por 24 h decorrido esse tempo foi feita a determinação dos pH da solução de equilíbrio. O ajuste dos pHs foram feitos soluções HCl 1 mol L⁻¹ para pH ácido e com solução NaOH 1 mol L⁻¹ para pH básico, já que ambos os reagentes possuem atividade próxima a sua concentração. Fazendo-se o gráfico de pH final versus pH inicial, e fazendo-se uma média entre os pontos que tende a um mesmo valor tem-se o PCZ que corresponde à faixa na qual o pH final se mantém constante, independente do pH inicial, ou seja, a superfície comporta-se como tampão (MIURA *et al.*, 2010).

Determinação de metais biodisponíveis no solo antes do plantio

O método utilizado neste trabalho para a determinação da concentração de MPT na fração biodisponível dos solos é aquele proposto por De Paula e Mozeto (2001). Foi transferido aproximadamente 1 g dos solos secos para um erlenmeyer, foram adicionados 25 mL de HCl 0,1 mol L⁻¹ e submeteu-se a mistura à agitação, por 2 horas em uma mesa com agitação orbital shaker. Completado o tempo de extração, a suspensão foi mantida em repouso por um período necessário para decantação do material sólido, sendo, em seguida, filtrada em papel de filtro quantitativo. A solução após filtrada foi recolhida em frasco de polietileno e mantido sob refrigeração até a determinação dos metais. Durante os processos de extração, foi realizado um controle branco das soluções extratoras para cada conjunto de amostra analisada no mesmo dia. As análises foram feitas em triplicata.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Estudos das variáveis físico-químicas

Na Tabela 1 estão apresentados os valores médios dos parâmetros físico-químicos, pH em água (pH_{H₂O}), pH em cloreto de potássio (pH_{KCl}), capacidade troca catiônica (C.T.C) e matéria orgânica (M.O) do solo de área preservada em Imperatriz-MA nos dois pontos amostrais: Ponto (P1) e Ponto 2 (P2).

Tabela 1. Valores médios dos parâmetros físico-químicos do solo de área preservada em Imperatriz-MA. $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$; pH_{KCl} , ΔpH : variação do pH; M.O: Matéria Orgânica (%); CTC: Capacidade de Troca Catiônica (cmolc dm^{-3}).

	$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$	pH_{KCl}	ΔpH	C.T.C (cmolc dm^{-3})	M.O (%)
P1	5,2	4,3	-1	0,21	6,08
P2	5,3	4,4	-0,8	1,02	8,45

A acidez refere-se à concentração dos íons H^+ na solução do solo e tem sua medida expressa pelo índice de pH, (MEURER, 2010). Os valores de $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ (Tabela 1) e os valores do pH_{KCl} foram de (P1) 5,2 e 4,3 e (P2), 5,3 e 4,4 respectivamente. De acordo com Silva et al. (2017), solos com valores de pH entre 5,1-6,0 são considerados agronomicamente como de acidez média, sendo assim em ambas áreas os solos são classificados como de acidez média, visto que os valores do pH encontrados estão dentro da faixa considerada pelos autores. O pH encontrado em ambas as áreas investigadas favorecem a disponibilidade, a solubilidade e a possível lixiviação dos metais potencialmente tóxicos (MPTs) (AWOUKUMMI *et al.*, 2015), tornando-os disponíveis em quantidades tóxicas às raízes dos vegetais.

Em ambas as áreas, os valores de pH em água foram os maiores e os em KCl os menores. Ebeling *et al.* (2008), comenta que, esses resultados são atribuídos ao efeito da solução de KCl, que, em contato com a amostra de terra, induz a troca de cátions devido à maior concentração dos íons K^+ , liberando íons H^+ e Al^{3+} para a solução, com conseqüente aumento da acidez.

A estimativa da carga líquida do solo (ΔpH) estimada pela diferença do pH_{KCl} (acidez trocável) e $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ resultou em carga líquida negativa na superfície dos colóides, sendo assim, nestes solos a capacidade de troca catiônica (CTC) dos solos supera a capacidade de troca aniônica (CTA) em condições de pH natural. O valor negativo obtido para a carga do solo pode ser atribuído a fato de que pH quando medido em água possa estar mais relacionado a acidez total, devido os prótons e as formas de alumínio fixadas ao complexo de troca, que contribuem também para a acidez. Geralmente a acidez permutável resultante de prótons fixos em complexos de troca iônica é suscetível de se deslocarem após a troca de sais neutros (solução KCl).

A capacidade de troca catiônica (CTC) está intimamente relacionada às concentrações de cátions trocáveis presentes na solução do solo e aos sítios suscetíveis à troca nas interfaces

coloidais do sistema (SODRÉ, 2012). Entende-se por CTC a capacidade do solo em reter cátions em valores do pH próximo do seu valor natural.

De outra forma, representa a quantidade de íons positivos (cátions) que o solo é capaz de reter em determinadas condições permutáveis por quantidades estequiométricas equivalentes de outros cátions (íons de mesma carga) e função da intensidade de cargas negativas que se manifesta nos colóides. Sendo assim a CTC representa a graduação da capacidade de liberação de íons e/ou de vários nutrientes.

Os pontos P1 e P2, foram definidos com baixo CTC, com médias de 0,21; 1,02 cmolc/dm^{-3} respectivamente (Tabela 1). Seguindo a classe de interpretação de CTC efetiva proposta por Prezotti e Guarconi (2013) 2,5 cmolc/dm^{-3} são considerados baixos, e entre 2,5 – 6,0 cmolc/dm^{-3} são avaliados como médios, e valores superiores a 6,0 cmolc/dm^{-3} são considerados altos. A baixa capacidade de adsorção de cátions das áreas pode aumentar a mobilidade dos metais na fase líquida do solo.

A matéria orgânica é originada de substâncias mortas no solo que provém de resíduos animais e vegetais em diversos estágios de decomposição. Representa importante função no solo, melhorando suas propriedades físicas e químicas e adicionando-lhe importantes propriedades químicas, como por exemplo, a capacidade de troca de cátions e pH (EMBRAPA, 2010). Segundo Alcântara e Pierangeli (2011), valores de matéria orgânica acima de 10 %, indicam predominância de compostos orgânicos, e abaixo de 10%, de compostos inorgânicos ou minerais.

Como mostram os resultados apresentados na Tabela 1, os teores de matéria orgânica das áreas estudadas determinam o domínio de compostos inorgânicos, tendo maior valor médio de porcentagem na área preservada 2 com 8,45 %.

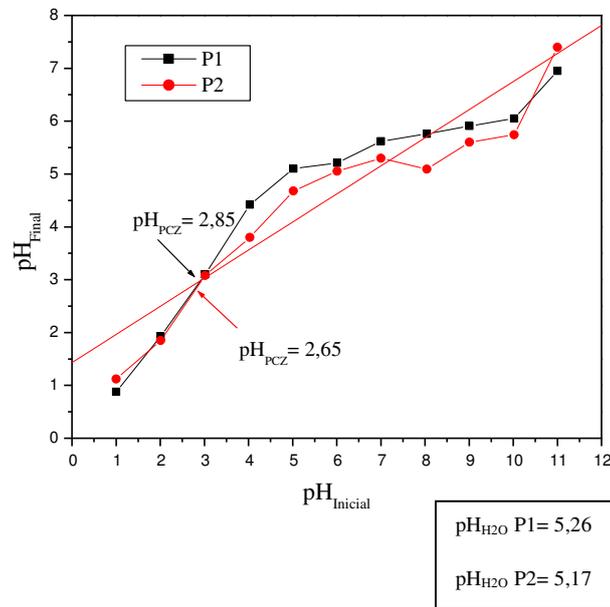
A matéria orgânica e o pH do solo apresentam cargas de superfície que contribuem para o aumento ou diminuição da CTC do solo, a M.O fornece cargas negativas para o solo que permitem reter cátions e conseqüentemente maior será o seu poder tampão que é acarretado por este aumento de material coloidal (MAMEDES, 2017), nos pontos de estudo a influência da matéria orgânica foi significativa, como pode ser visto na Tabela 1 a padrão em relação ao seus teores, quanto maior a porcentagem de M.O. maior o valor de C.T.C.

Ponto de Carga Zero

A Figura 1 apresenta a relação do pH final versus pH inicial. Foi calculada a média entre os pontos e observado após 24 horas se o valor do PCZ corresponde à faixa na qual o pH

final se mantém constante, independente do pH inicial, ou seja, mantem-se em equilíbrio. Os valores encontrados mostram que o pH dos solos estão superiores ao PCZ em todas as áreas.

Figura 1 - Determinação do ponto de carga zero dos solos da Área Preversada nos pontos 1 e 2.



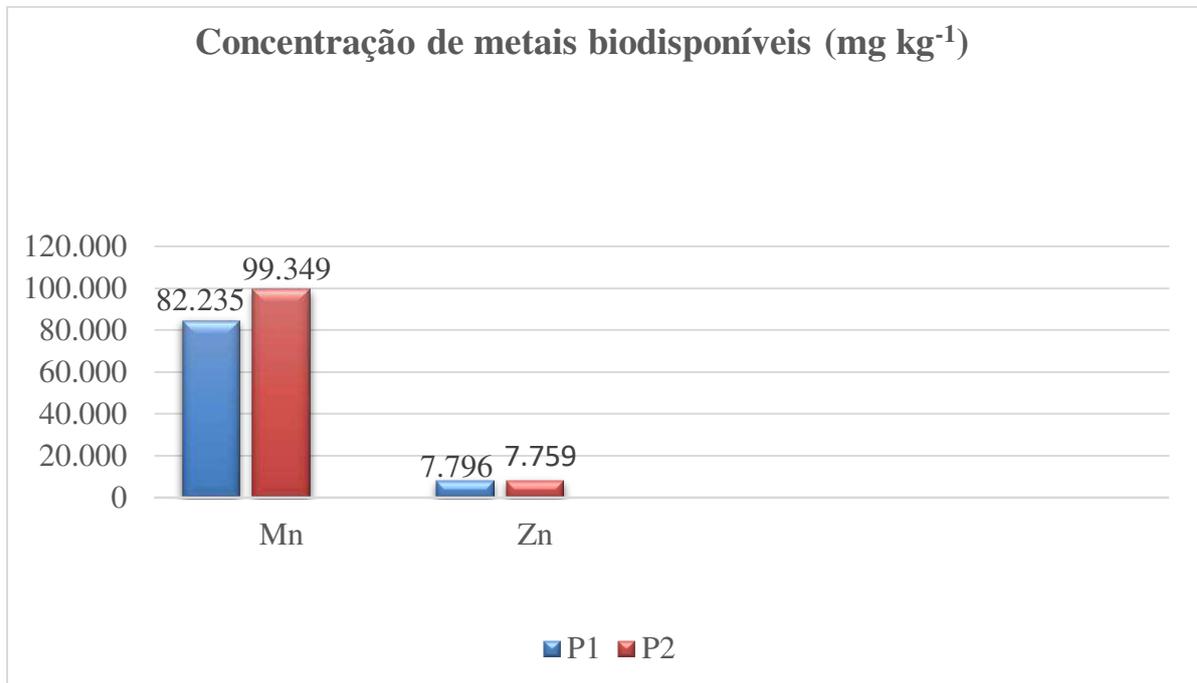
Entende-se por Ponto de Carga Zero (PCZ) ponto referente ao pH onde a superfície do solo possui carga neutra (NASCIMENTO; OLIVEIRA, 2014). O PCZ representa o ponto em que o pH se mantém constante, depois do sistema ter atingido o equilíbrio. Valores de $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ dos solos superiores ao pH_{PCZ} propiciam a formação de cargas negativas nas superfícies das partículas dos solos apresentando então, capacidade de troca catiônica (CTC), por outro lado valores de $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ inferiores ao pH_{PCZ} favorecem a geração de cargas positivas e apresentará capacidade de troca aniônica, a carga líquida dos solos serão nulas quando $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ do solo for igual ao pH_{PCZ} (EMBRAPA, 2017).

A figura 1 mostra as relações entre os valores de pH iniciais e o finais das soluções. O ponto de cruzamento foi indicado, assim como o valor do PCZ. O valor encontrado para os solos utilizados foram: de 2,85 e 2,65, para P1 e P2 respectivamente, sendo inferiores ao $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$. deste modo, o solo apresentou balanço de cargas negativas favorecendo a adsorção de cátions. Fernandes *et al.* (2008), mencionam que neste caso a capacidade de troca catiônica (CTC) do solo superou a capacidade de troca aniônica (CTA) em condições de pH natural.

Biodisponibilidade de Metais no solo

Na figura 2 estão representados os valores médios da concentração dos metais biodisponíveis (Mn e Zn) no solo em estudo.

Figura 2 - Valores médios da concentração de metais biodisponíveis no solo no município de Imperatriz-MA na área preservada (mg kg^{-1}).



Biodisponibilidade é a medida da quantidade de determinado contaminante presente no solo que pode ser absorvida ou metabolizada pelo homem ou por outros receptores ecológicos, ou que se encontra disponível para interagir com os sistemas biológicos que depende em grande parte, da especiação do metal, dos fatores físico-químicos, ambientais e biológicos (ISO 11074, 2004).

A disponibilidade dos metais potencialmente tóxicos é relativamente baixa em valores de pH em torno de 6,5 a 7 (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001); a mobilidade dos metais pesados na maioria dos solos diminui com o aumento do pH para valores próximos à neutralidade, em virtude da precipitação de formas insolúveis, como hidróxidos, carbonatos e complexos orgânicos. Para os solos em estudo foi observado que o pH ficou na faixa de acidez média, logo essas espécies metálicas estão disponíveis para as plantas.

De acordo com a Figura 2, as concentrações biodisponíveis para Zn não diferiram entre em ambos pontos amostrados estudadas de um modo geral apresentaram concentração praticamente iguais com 7.700 mg kg^{-1} , demonstrando que as variáveis físico-químicas não conseguiram alterar as concentrações desse elemento no solo. A menor concentração de biodisponibilidade para Zn em relação ao Mn pode ser atribuída ao conteúdo de matéria orgânica, já que o Zn possui uma alta afinidade pela matéria orgânica (SILVEIRA, 2002),

formado um complexo organometálico do tipo quelato (COSTA *et al.*, 2017), diminuído assim a mobilidade do Zn no solo.

Quanto a concentração biodisponível do Mn verificou-se que, assim como da outra espécie metálica a maior concentração ocorreu no P2, esse comportamento pode ser explicado pelo maior teor de matéria orgânica na adsorção dessa espécie metálica na superfície do solo, cabe ressaltar que o Mn foi a espécie metálica de maior concentração em ambas as áreas.

Altas concentrações de biodisponibilidade para o Mn possivelmente esteja associada ao fato de que o Mn^{2+} adsorvido pela MO em baixos valores de pH, provavelmente esteja presente nos solos na forma de complexo de esfera externa ($[Mn(H_2O)_6]^{2+}$). Como não houve diferenças acentuadas nas concentrações dos metais pode-se afirmar que essas espécies metálicas são provenientes de uma mesma fonte, ou seja, associado à sua origem derivada da rocha básica.

CONCLUSÃO

O solo em estudo apresentou características de pH com acidez média, tendência à retenção de cátions, com baixa capacidade de troca catiônica, predominância de matérias inorgânicas e minerais incorporados no solo, apresentou também, balanço de cargas negativas favorecendo a adsorção de cátions. Além disso, nos metais Zn e Mn foram observados altos teores de biodisponibilidade.

REFERÊNCIAS

ALCÂNTARA, A. J. O.; PIERANGELI, M. A. P.; SOUZA, C. A.; SOUZA, J. B. Teores de As, Cd, Pb, Cr e Ni e atributos de fertilidade de Argissolo Amarelo distrófico usado como lixão no município de Cáceres, estado de Mato Grosso. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 41, n.3, p. 539-548, 2011.

AWKUMMI, E. E., IBIGBAMI, O. A., ASAOLU, S. S., ADEFEMI, O. S., GBOLAGADE, A. Y. Sequential Extraction of Heavy Metals from Soil Samples Collected from Selected Cocoa Farmland in Erijiyan, Ekiti State, Nigeria. **International Journal of Environmental Protection**, v. 5, n.1, p.52-56, 2015.

COSTA, B. M. B., OLIVEIRA, J. C. D., SOUSA, T. P., LINHARES, P. C. A., SOLVA, J. N. (2017) Análise e caracterização química do solo em locais de acomodação de resíduos hospitalares no município de Cuité-PB. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 6, n. 1, p.83 – 100, 2017.

COTTA, J. A. P. O.; REZENDE, M. O. O.; PIOVANI, M.R. Avaliação do teor de metais em sedimentos do rio Betari no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira-PETAR. São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 29, n, 1, p. 40-45, 2006.

DE PAULA, F. C. F.; MOZETO, A. A. Biogeochemical evolution of trace elements in a pristine watershed in the Brazilian southeastern coastal region. **Applied Geochemistry**, v. 16, n. 1, p. 1139-1151, 2001.

EBELING, A. G.; DOS ANJOS, L. H. C.; PEREZ, D. V.; PEREIRA, M. G.; VALLADARES, G. S. Relação entre acidez e outros atributos químicos em solos com teores elevados de matéria orgânica. **Bragantia**, v.67, n.2, p.429-439, 2008.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 3° ed. Brasília: Embrapa Informação tecnológica, 2010. 627p.
EMBRAPA-Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de análises químicas de solos**. 3° ed. Brasília: Embrapa Solos, 2017. 574p.

FERNADES, J. D., CHAVES, L. H. G., OLIVEIRA, F. H. T., FARIAS, D. R. Ponto de efeito salino nulo e cargas elétricas de solos do estado da Paraíba. **Revista Caatinga**, v. 21, n. 2, p. 147-155, 2008.

ISO 11074. **Soil Quality - Vocabulary. International Organization for Standardization. Geneva – Switzerland**. Disponível em: <https://www.iso.org/standard/59259.html>. Acesso em: 22 mai. 2020.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3 ed. Flórida: CRC Press, 2001. 331p.

LACERDA, L. D.; PAUL, F. C. E.; OVALLE, A. R. C.; PFEIFER, W. C.; MALA, O. Trace metal in fluvial sediments of the Madeira River watershed, amazon, Brazil. **Science of the Total Environmental**, v. 97, n. 1, p. 525-530, 1990.

MAMEDES, I. M. Influência da disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos sobre o solo: estudo de caso do lixão de Várzea Grande-MT. **Revista Gestão de Sustentabilidade Ambiental**, v. 5, n. 2, p. 327-336, 2017.

MEURER, J. E. **Fundamentos de Química do Solo**. 4 Ed. Porto Alegre: Yangraf Ltad, 2010. 264p.

MIURA, A. M. S.; VIEIRA, T. V.; MARTINELLI, P. B.; GORGULHO, H. F. Aplicação de casca de arroz na adsorção de íons Cu^{2+} , Al^{3+} , Ni^{2+} , e Zn^{2+} . **Química Nova**, v. 33, n. 6. p. 1272-184, 2010.

NASCIMENTO, J. M.; OLIVEIRA, J. D. Caracterização das biomassas serragem de madeira teca (*Tectona granis*), casca de pequi (*Caryocar brasiliense* Camb) e orelha de pau (*Pycnoporus sanguineus*) pelo efeito do ponto de carga zero. **Revista de Química Industrial**, v. 9 n. 3, p. 24-28, 2014.

PREZOTTI, L. C.; GUARÇONI M. A. **Guia de interpretação de análise de solo e foliar**, Vitória: Incaper, 2013. 104p.

RAIJ, B. V.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285p.

REGALBUTO, J. R.; ROBLES, J. **The engineering of Pt/carbon catalyst preparation.** Disponível em: https://amrel.bioe.uic.edu/NSFREU2004/Reports2004/Jaime%20Robles_Final%20Report.pdf . Acesso em: 17 mai. 2020.

SILVA, K. R.; PONTES AMARAL, E. T. O.; OLIVEIRA, A. N.; MELLO, A. H.; OLIVRIRA, G. F. Indicadores químicos do solo sob diferentes usos e manejo no lote 31 do projeto de assentamento Veneza no sudeste do Pará. **Agroecossistemas**, v. 9, n. 1, p. 227 – 235, 2017.

SILVEIRA, M. L. A. **Extração sequencial e especiação iônica de zinco, cobre e cádmio em Latossolos tratados com biossólido.** Orientador: Luís Reynaldo Ferracciú Alleoni. 2002. 166f. (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SODRÉ, F. F. Química de Solos: Uma introdução. **AQUA**, v. 1, n. 1, p. 17-28, 2012.

SQUIBA, L.M., PREVEDELLO, B. M. S.; LIMA, M. R. **Como coletar amostras de solo para análise química e física (culturas temporárias).** Curitiba. Universidade Federal do Paraná. Projeto Solo Planta, 2002. (Folder).

POTENCIAL FITORREMEIADOR DE *Tabebuia impetiginosa* E *Myracrodrun urundeuva* EM SOLOS CONTAMINADOS POR METAIS PESADOS

CAPÍTULO 3

METODOLOGIA

O experimento foi conduzido no período de Dezembro/2018 à Maio/2020, em casa-de-vegetação da UEMASUL campus Imperatriz.

Produção das mudas

As espécies selecionadas para produção de mudas foram: ipê roxo (*Tabebuia impetiginosa*) e aroeira (*Myracrodrun urundeuva*). Essas espécies são encontradas tipicamente em áreas de Cerrado (SALOMÃO et al, 2003). As mudas dessas espécies foram produzidas através de sementes obtidas no Consórcio Estreito Energia (CESTE). As de aroeira foram submetidas a superação de dormência das sementes, baseado na metodologia de Oliveira *et al.* (2013). No qual consiste em um processo de desinfecção superficial das sementes numa solução de hipoclorito de sódio a 1% por três minutos. As sementes de ipê-roxo foram imersas em água por 18 horas, e em seguida foram lavadas em água destilada e esterilizada. Por fim as sementes foram colocadas sobre papel de filtro para retirar o excesso de umidade.

Após a quebra de dormência, estas foram plantadas em substrato comercial para espécies florestais, em copos descartáveis de 500 ml, no interior de casa-de-vegetação. As mudas foram transplantadas para os vasos definitivos quando obtiveram, aproximadamente, 20 cm de altura.

Delineamento experimental

Foi utilizado o delineamento inteiramente casualizado (DIC), constituindo 12 tratamentos (6 testemunhas, 3 para o ipê-roxo e 3 para aroeira) com 3 repetições, resultando em 36 unidades experimentais. Em fatorial 2x2, sendo 2 tratamentos (T1= solo não dopado; T2= solo dopado), nos períodos de 25 e 45 dias.

Experimento de fitorremediação

No experimento foi adotada a metodologia de Tavares, Oliveira e Salgado (2013). O experimento foi implantado em vasos plásticos, utilizando o solo contaminado, que depois de

seco em estufa, as suas propriedades químicas foram determinadas. Foram pesados 1,0 kg de solo em vasos de polietileno, perfazendo um total de 36 unidades experimentais. Em seguida, foram plantadas mudas de ipê-roxo e aroeira em cada vaso. O solo utilizado para a realização deste experimento foi contaminado com 60 mg L⁻¹ de Zn, concentrações estão entre 100 a 500 mg Zn kg⁻¹ de solo são consideradas tóxicas às plantas (KABATA-PENDIAS, 2010). Não houve contaminação por Mn pois este, já estava presente no solo em altas concentrações biodisponíveis (Figura 2). Dessa forma, como os solos utilizados foram provenientes de uma área em dois pontos com diferentes teores de Mn biodisponíveis, nesse trabalho adotamos o termo de solo controle para o do P1 que apresentou menor concentração do metal (82.235 mg kg⁻¹) e solo dopado para o do P2 com maior concentração do metal (99.349 mg kg⁻¹).

Após o período de 25 e 45 dias de plantio das espécies, as plantas cortadas foram coletadas dos vasos suas biomassas foram segregadas em partes aéreas, caule e sistema radicular. As plantas cortadas foram lavadas, acondicionadas em sacos de papel e secas em estufas de ar com circulação forçada à temperatura entre 65 e 70 °C até atingir o peso constante.

Depois de secas, foram segregadas em parte aérea, e sistema radicular para a determinação da biomassa e, em seguida, moídas em moinho, no Laboratório de Química Ambiental da UEMASUL. Depois de moídas, as partes das plantas foram acondicionadas em recipiente de polietileno e direcionadas para análises, com o objetivo de determinar os teores das espécies metálicas Mn (II) e Zn (II) fitoextraídos.

Extração de metais nas espécies arbóreas

A abertura da amostra foi adaptada do método descrito por Santos (1999) e Silva *et al.* (2000). O material moído foi transferido para um becker com capacidade de 80 mL. Posteriormente foi adicionado ácido nítrico (conc.) e ácido perclórico (conc.) numa proporção 3:1 (v/v). A mistura foi mantida em repouso por 12 horas a noite e decorrido esse tempo, procedeu-se a mineralização da mistura (160° ±5° C).

Após um breve resfriamento, foram adicionados 2 mL de H₂O₂. A digestão foi feita até que o conteúdo do balão adquirisse uma tonalidade clara. Feita a digestão, os extratos ácidos foram esfriados à temperatura ambiente, em seguida foram filtrados em papel de filtro quantitativo (Whatman 44). A solução filtrada foi recolhida em balões volumétricos de 50 mL, e o volume completado com água desionizada. Durante os processos de extração, foi realizado um controle branco das soluções extratoras para cada conjunto de amostra analisada no mesmo dia. As análises foram feitas em triplicata.

Determinação de MPT Mn (II) e Zn (II) por espectrometria de absorção atômica com chama (FAAS)

As determinações das espécies metálicas Mn (II) e Zn (II) nas amostras de solo e espécies arbóreas foram feitas por Espectrometria de Absorção Atômica em Chama (FAAS), com corretor de fundo com lâmpada de deutério. Soluções padrão utilizadas para a calibração do instrumento foram preparadas com base em alíquotas de uma solução estoque de 1000 mg L⁻¹.

Fator de bioacumulação (FBC) e fator de translocação (FT)

Os cálculos de bioacumulação e translocação são necessários para estimar o potencial de fitoextração de uma planta. Os Fatores de Bioacumulação (FBC) e Translocação (FT), foram calculados de acordo com Novo et al. (2013) e Sun; Zhou ; Diao (2008) baseados nas seguintes equações:

$$\text{Fator de Bioacumulação (FBC)} = \frac{\text{Concentração do metal nos tecidos da planta}}{\text{Concentração do metal no solo}}$$

$$\text{Fator de translocação (FT)} = \frac{\text{Concentração do metal na parte área}}{\text{Concentração do metal na raiz}}$$

Análise estatística

As análises de variâncias para amostras independentes (ANOVA) foram obtidas, sendo as médias comparadas pelo teste t a 5% de probabilidade, a fim de verificar a ocorrência de diferenças significativas entre os tratamentos. Todas as análises estatísticas foram realizadas no IBM SPSS Statistic (ver. 22.0, IBM Corp., Armonk, Nova York, EUA).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Produção de biomassa na raiz e parte aérea

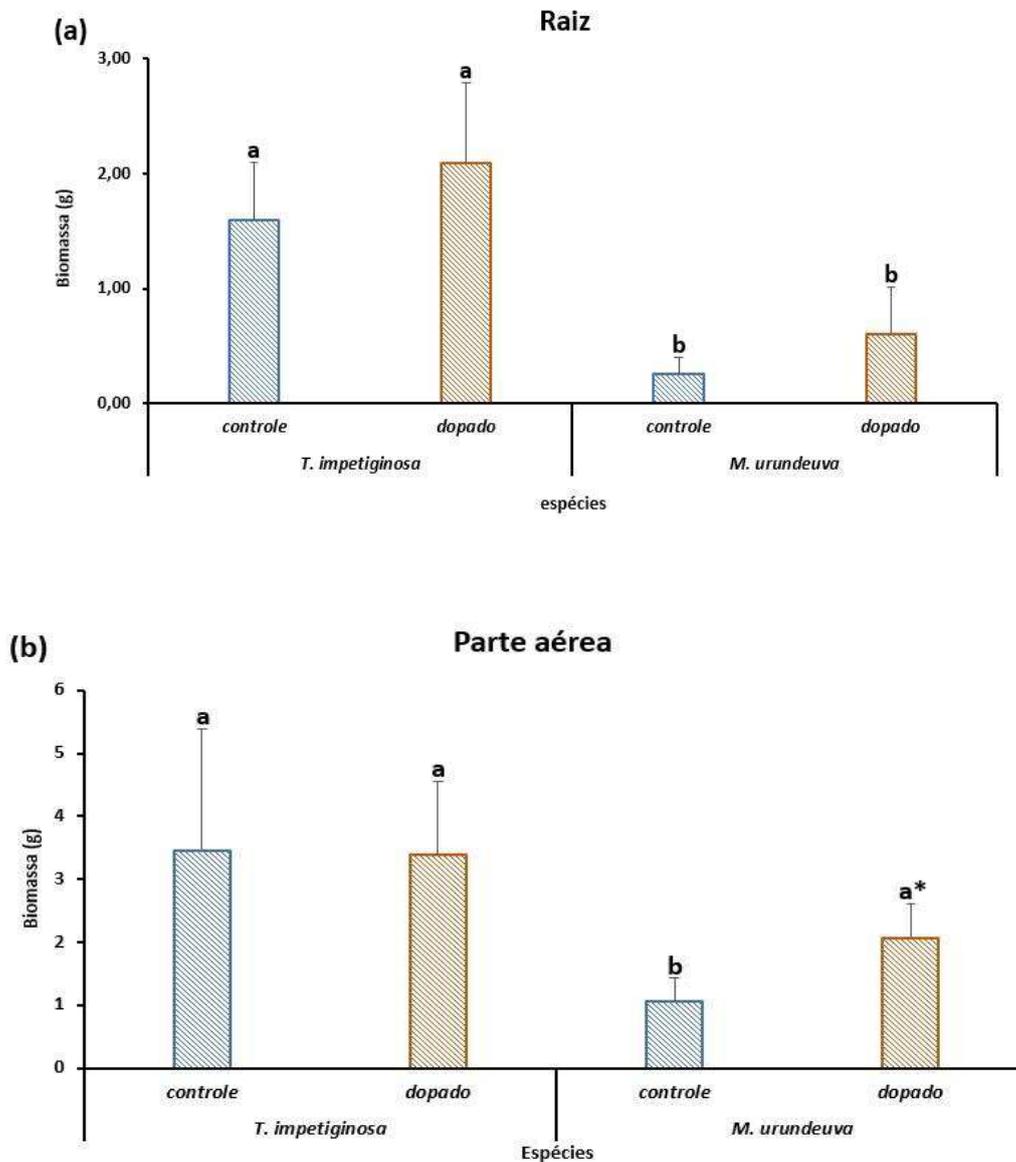
Como forma de melhor comparar o desenvolvimento das espécies vegetais nos solos, analisou-se a biomassa produzida (seca, em gramas) de cada amostra. A produção de biomassa está associada à tolerância da espécie ao contaminante, conseguida através de diferentes adaptações bioquímicas que permitem à planta tolerar concentrações elevadas desses elementos (TAIZ; ZEIGER, 2009).

Analisando a Figura 3 constatou-se, a partir da avaliação da produção de massa seca, que as espécies estudadas apresentaram um comportamento distinto em relação à presença dos contaminantes no solo, esse mesmo comportamento foi observado por Tavares, Oliveira e salgado (2013) em estudo de fitorremediação utilizando mudas de sorgo (*Sorghum bicolor*), milho (*Zea mays*), algodão (*Gossypium hirsutum L.*), girassol (*Helianthus annuus*) e mucuna (*Mucuna pruriens*). Dentre as espécies investigadas, ipê-roxo apresentou uma produção de biomassa (raiz e parte aérea) maior que aroeira.

As análises estatísticas não apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) para biomassa da raiz em ipê-roxo e aroeira no período de 25 dias. Observa-se que no período de 25 dias o peso da biomassa da raiz de ipê-roxo e aroeira foram maiores em solo dopado, 2,09 g e 0,61g respectivamente. O solo controle de ipê-roxo apresentou maior peso (1,60 g) que o solo dopado de aroeira.

A parte aérea apresentou padrão diferente da raiz na produção de biomassa no período de 25 dias. De acordo com a Figura 3.b, ipê-roxo teve a maior produção de biomassa em solo controle quando comparado com ao solo dopado, 3,45 e 3,37 g, respectivamente e não se diferenciaram estatisticamente. Aroeira apresentou maior peso em solo dopado, 2,07 g, mostrando diferença significativa ($p < 0,05$) na produção de biomassa na parte aérea da espécie. A produção de massa seca da parte aérea é uma característica favorável à utilização das duas espécies em fitorremediação.

Figura 3. Valores dos pesos das biomassas em diferentes partes de *T. impetiginosa* e *M. urundeuva* no período de 25 dias. **2.a)** Peso da biomassa da raiz grupo controle e grupo dopado (g). **2.b)** Peso da biomassa da parte aérea grupo controle e grupo dopado (g).



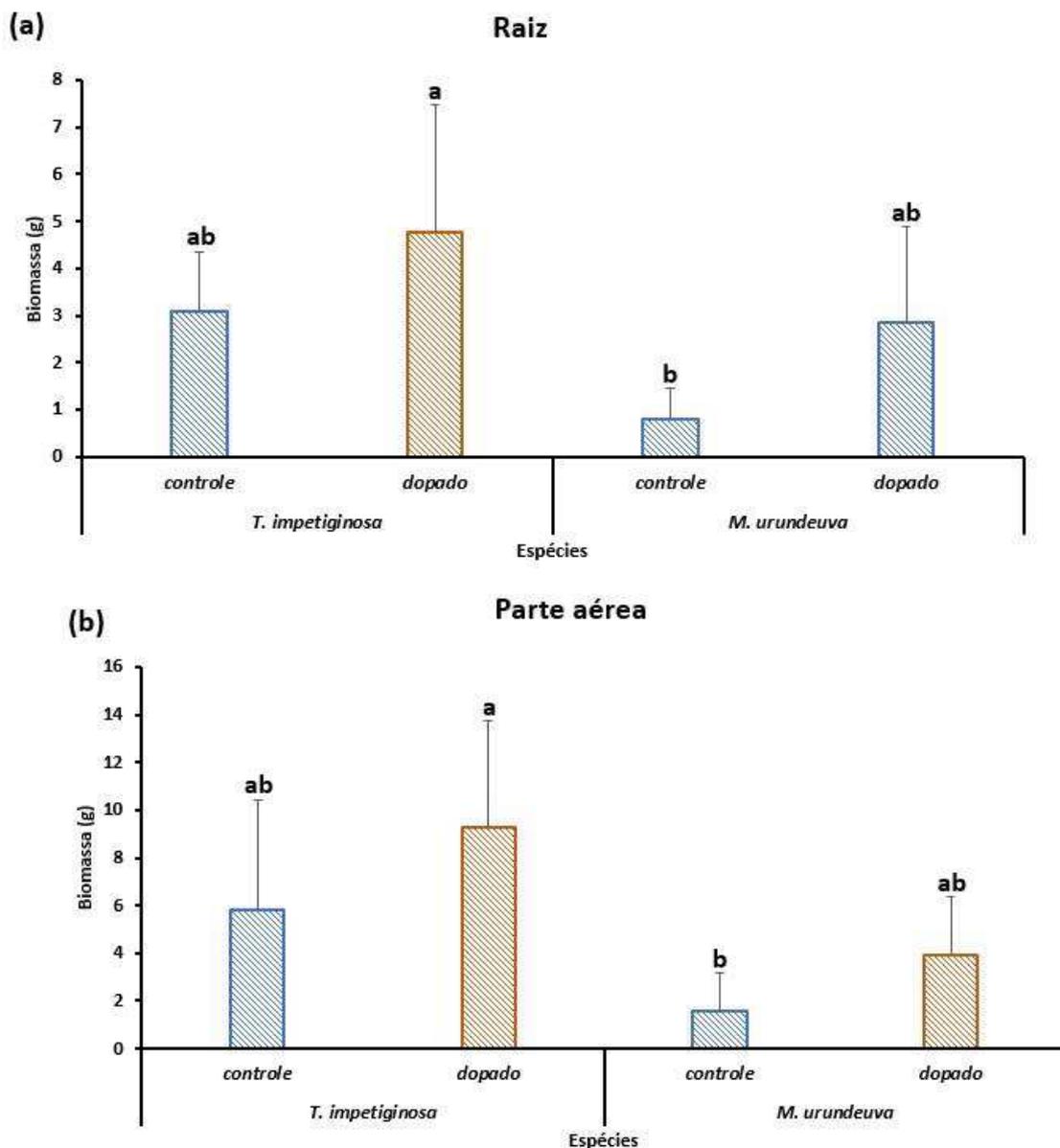
Os valores são as médias \pm o desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre todos os tratamentos para ambas as espécies. Um asterisco indica diferenças significativas entre os grupos controle e dopado para a mesma espécie, $p < 0,05$.

Os resultados da produção de biomassa no período de 45 dias de cultivo foram expostos na Figura 4. A biomassa da raiz nesse período foi maior em ipê-roxo 4,75g, em solo dopado e a menor produção de biomassa foi verificada no grupo controle de aroeira 1,55 g. Em ambos os solos ipê-roxo apresentou os maiores pesos de biomassa nas raízes.

Na parte aérea (Figura 4.b), os solos dopados apresentaram as maiores produções de biomassas para as duas espécies vegetais em estudo, 9,27g e 3,93g para ipê-roxo e aroeira,

respectivamente. Ipê-roxo apresentou os maiores pesos de biomassa em ambos os solos, e o solo controle de aroeira o menor valor, 1,55 g. No período de 45 dias não foram constatadas diferenças significativas ($p < 0,05$) na produção de biomassa entre raiz e parte aérea das plantas em nenhum dos dois solos.

Figura 4. Valores dos pesos das biomassas em diferentes partes de *T. impetiginosa* e *M. urundeuva* no período de 45 dias. **4.a)** Peso da biomassa da raiz grupo controle e grupo dopado. **4.b)** Peso da biomassa da parte aérea grupo controle e grupo dopado.



Os valores são as médias \pm o desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre todos os tratamentos para ambas as espécies. Um asterisco indica diferenças significativas entre os grupos controle e dopado para a mesma espécie, $p < 0,05$.

As duas espécies apresentaram produção de biomassa iguais em solos controle e dopado. Esse comportamento pode indicar que essas plantas toleraram bem o excesso de

contaminantes. A produção da biomassa e a taxa de crescimento da planta são importantes parâmetros para avaliar as espécies, levando em consideração que essas características servem como requisito para classificá-las como hiperacumuladoras (SILVA, 2012).

O ipê-roxo se destacou com maior produção de biomassa total. Na aroeira a redução na produção de matéria seca tanto nas raízes como na parte aérea das plantas foi acentuada, essa espécie possui crescimento caracterizado como lento a moderado e apresenta em fase de muda raízes secundárias pouco desenvolvidas (CARVALHO, 2003), o que pode justificar a maior produção de biomassa para ipê-roxo verificado nesse estudo. O excesso de Zn pode ter danificado as estruturas de sua membrana celular e por conseguinte inibido processos de transporte de nutrientes e metabolismo celular. A toxidez por Zn em plantas tem como consequência a redução na produção de matéria seca da parte aérea, e da biomassa radicular (CARNEIRO *et al.* 2002).

Na literatura, são encontrados alguns estudos que mostram diferentes comportamentos das espécies vegetais em solos contaminados no que se refere a produção de biomassa. Garófalo Chaves e Sousa (2015) também observaram que o incremento das doses de metais pesados aplicadas ao solo diminui a produção de matéria seca de girassol, mamoneira e de pimenta.

Andrade *et al.* (2009) descreveram que o crescimento das plantas foi severamente reduzido para altas concentrações de Zn nos solos. A presença de Zn em altas concentrações interfere em diversos processos metabólicos e induz estresse oxidativo, podendo danificar a estrutura e a função de proteínas devido sua alta afinidade para se ligar com grupos sulfidrílicos, processos que, por sua vez, afetam o metabolismo celular geral (WHITE *et al.*, 2012).

Concentração de Manganês na raiz e parte aérea

O manganês é um elemento naturalmente presente nas rochas e nos solos, desde a sua origem. Atualmente concentrações de Mn^{2+} no solo tem aumentado consideravelmente devido à aplicação de corretivos e fertilizantes agrícolas, compostos de lixo urbano e resíduos de indústria ou mineração, além da utilização de água de irrigação contaminada (PAGANINI, 2015). Na figura 5 são apresentadas as concentrações médias de manganês nas raízes e nas partes aéreas das espécies ipê-roxo e aroeira em 25 e 45 dias de cultivo.

Com relação ao teor de Mn na raiz, ipê-roxo no período de cultivo de 45 dias em solo controle apresentou diferença estatística significativa ($p < 0,05$). Em solo dopado, a espécie obteve a maior concentração do metal ($147,11 \text{ mg kg}^{-1}$), nessa espécie observa-se as

maiores concentrações de Mn tanto em solo controle como em dopado, em ambos períodos de cultivo se comparada com aroeira.

Aroeira em solo controle no período de 25 dias obteve a menor concentração do metal ($1,5 \text{ mg kg}^{-1}$). Os valores de Mn considerados adequados para um crescimento e desenvolvimento normal das plantas estão entre 20 e 500 mg kg^{-1} , sendo que abaixo disso podem causar deficiência e acima, toxicidade (DECHEN; NACHTIGALL, 2006). Os resultados mostram que não houve um aumento considerável na acumulação de manganês na raiz para *M. urundeuva* nos períodos de cultivo, a concentração do metal em 45 dias, foi maior que a de 25 em solo controle.

Na figura 5.b observa-se que na parte aérea, o Mn apresentou maiores concentrações em aroeira no período de 45 dias em solo controle, $335,80 \text{ mg kg}^{-1}$ e em ipê-roxo no período de 25 dias em solo dopado, $256,10 \text{ mg kg}^{-1}$. A menor concentração foi observada em aroeira em solo dopado no período de 25 dias, $53,72 \text{ mg kg}^{-1}$. Não foram constatadas diferenças estatísticas significativas na concentração de Mn na parte aérea das espécies vegetais estudadas.

A absorção de metais pelas plantas depende especialmente da natureza da planta, características do solo como o pH, matéria orgânica, concentração do metal, presença de íons, sua textura, além da temperatura, luminosidade, umidade, presença de corretivos e fertilizantes, aeração, potencial redutor do solo e presença de micorrizas (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992).

As maiores concentrações de Mn foram observadas na parte aérea de ambas espécies vegetais estudadas. Um dos critérios de seleção para identificação do hiperacumulador é a concentração de metal da folha (BROWN et al., 1995).

As plantas utilizadas como fitoextratoras devem tolerar e acumular altas concentrações de metais (maiores do que $10.000 \text{ mg kg}^{-1}$ no caso de Mn) na matéria seca, quando crescem em solos com altos teores de metais (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000). Apesar do solo ter se apresentado com altos teores de Mn nenhuma das espécies, foi capaz de acumular concentrações acima de $10.000 \text{ mg kg}^{-1}$, isso pode estar relacionado ao curto período do experimento como também à características do solo, como a capacidade de adsorção. Marques *et al.* (2000) enfatizam que a disponibilidade de elementos na solução do solo é um dos fatores de grande relevância que influencia o acúmulo de metais nos tecidos vegetais.

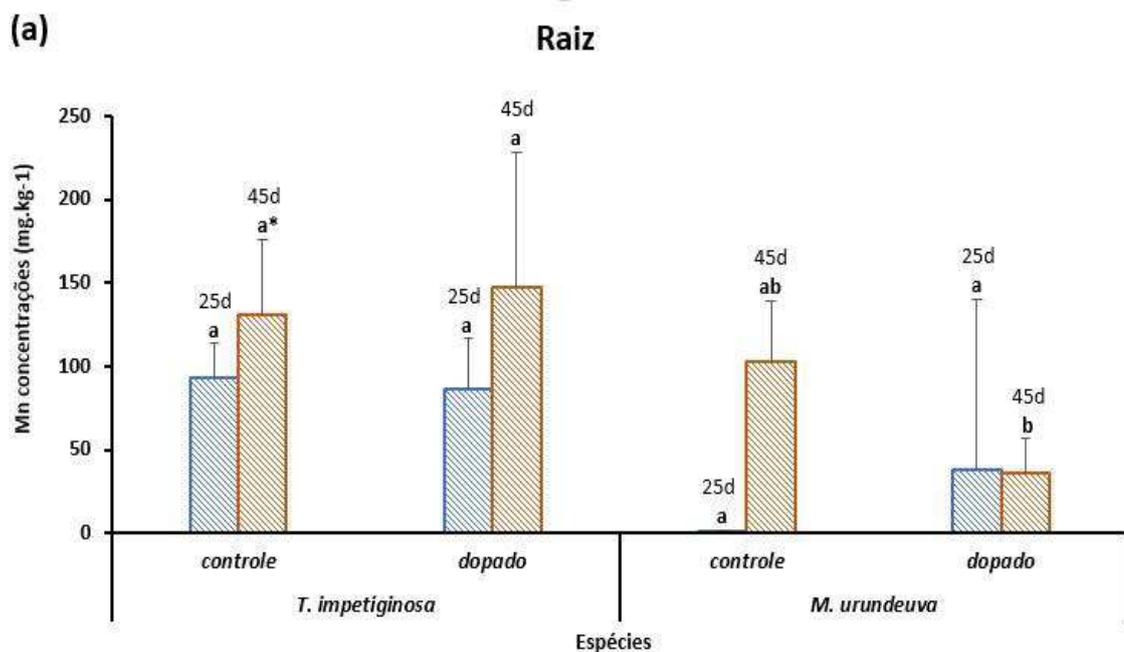
O pH do solo também afeta a biodisponibilidade dos metais, nesse estudo ele variou entre 5,2 e 5,3, indicando solos com acidez média. Mesmo em solos ácidos, em que os teores de Mn geralmente são elevados, pode ocorrer deficiência do nutriente, já que a absorção de Mn

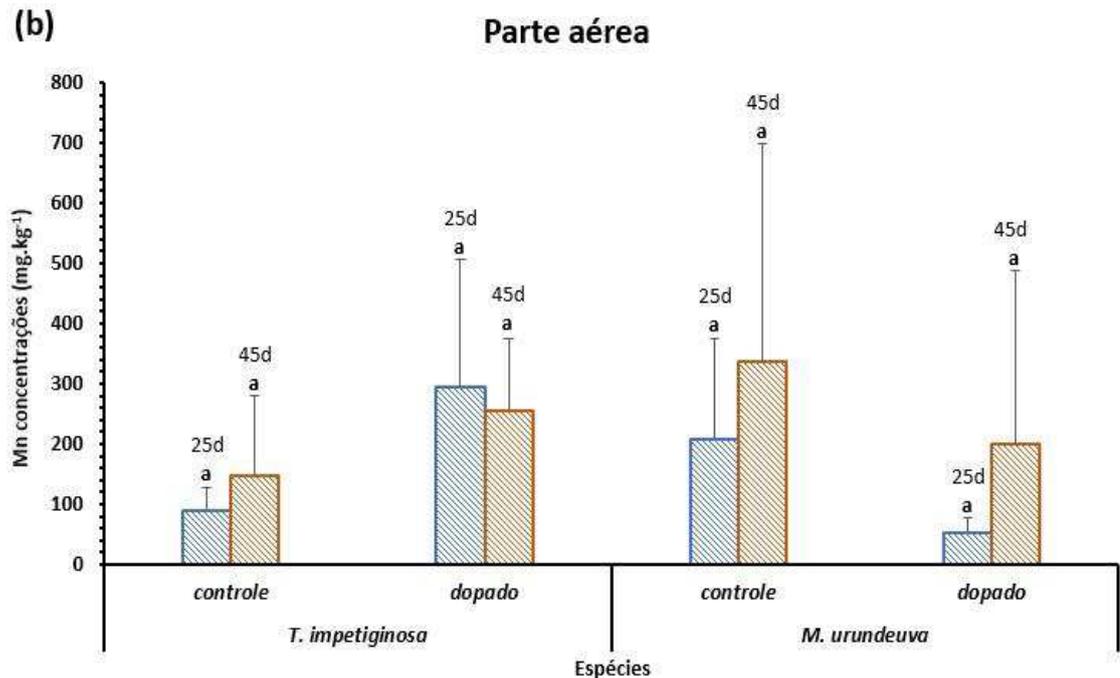
pode ser diminuída, entre outros fatores, por altas concentrações de K, Ca, Mg, Cu, Zn, Na e Fe no meio (FAGERIA, 2001).

A disponibilidade de Mn aumenta à medida que o pH do solo diminui. Dessa forma, o Mn teria maior fitodisponibilidade em solo com menor pH, uma vez que, quando se diminui o pH do solo diminui-se também a adsorção dos metais no solo e aumenta-se suas concentrações na solução do solo, aumentando a absorção dos metais pelas plantas (GARBUSU; ALKORTA, 2001).

Os dados obtidos nesse estudo com relação a acumulação de Mn na parte aérea são semelhantes aos encontrados por Santos *et al.* (2010), onde utilizou amaranto como fitoextrator em solo com pH na faixa de 5,4. Silva (2012), estudando a absorção de manganês em diferentes plantas encontrou valores aproximados dos observados nesse trabalho nas partes aéreas de *Araceae* ($315,55 \text{ mg kg}^{-1}$) e *Deffenbachia pictae* ($321,95 \text{ mg kg}^{-1}$) e as considerou como acumuladoras do metal, por apresentarem contaminação dentro do limite crítico permitido (KABATA PENDIAS; PENDIAS, 1984; LINDSAY, 1979).

Figura 5. Concentração de Mn em diferentes partes de *T. impetiginosa* e *M. urundeuva* no período de 25 e 45 dias em grupo controle e dopado. **5.a)** Concentração de Mn na raiz (mg kg^{-1}). **5.b)** Concentração de Mn na parte aérea (mg kg^{-1}).





As barras de erro mostram o desvio padrão, todos os valores são médias \pm desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos da mesma colheita a $p < 0,05$. Um asterisco indica diferenças significativas entre as colheitas para o mesmo tratamento em $p < 0,05$. Todos os valores são calculados a partir de 6 réplicas.

Concentração de Zinco na raiz e parte aérea

O zinco é essencial ao desenvolvimento normal das plantas, sendo absorvido da solução do solo primariamente na forma Zn^{2+} , mas também pode estar complexado a compostos orgânicos ligantes, sendo absorvido pela raiz e transportado ao caule via xilema (BROADLEY *et al.*, 2007). Em elevadas concentrações, sobretudo em solos ácidos, esse elemento pode se tornar tóxico, levando à redução do crescimento vegetal.

A quantificação do teor de Zn absorvido nas espécies estudadas está na figura 5. Os resultados indicam que houveram acúmulos de Zn significativos ($p < 0,05$) nas raízes das duas espécies em solo dopado no período de 25 dias (Figura 6.a). As maiores concentrações de Zn foram observadas nos períodos de 25 dias dos solos dopados das duas espécies, com absorção de $142,10 \text{ mg kg}^{-1}$ para ipê-roxo e $150,57 \text{ mg kg}^{-1}$ para aroeira. Destaca-se, que o zinco é um micronutriente essencial para o desenvolvimento e crescimento de espécies vegetais.

No que diz respeito à parte aérea (Figura 6.b), a concentração de Zn foi maior na espécie aroeira em solo dopado no período de 45 dias ($398,97 \text{ mg kg}^{-1}$). No solo controle e dopado de ipê-roxo e controle de aroeira, as maiores concentrações de Zn na parte aérea ocorreram no período de 25 dias, variando entre, $142,10 \text{ mg kg}^{-1}$ e $193,45 \text{ mg kg}^{-1}$. A menor concentração de

Zn ocorreu no período de 45 dias no solo dopado de ipê-roxo, 8,54 mg kg⁻¹. As concentrações de zinco na parte aérea não foram significativas ($p < 0,05$) para nenhuma das espécies vegetais.

Observou-se que a parte aérea foi capaz de acumular maiores teores de Zn que as raízes. De forma geral as raízes contêm muito mais Zn do que a parte aérea, mas com o excesso de Zn o mesmo é translocado das raízes e acumulados na parte aérea das plantas, nos cloroplastos, membrana celular e fluído dos vacúolos. (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992).

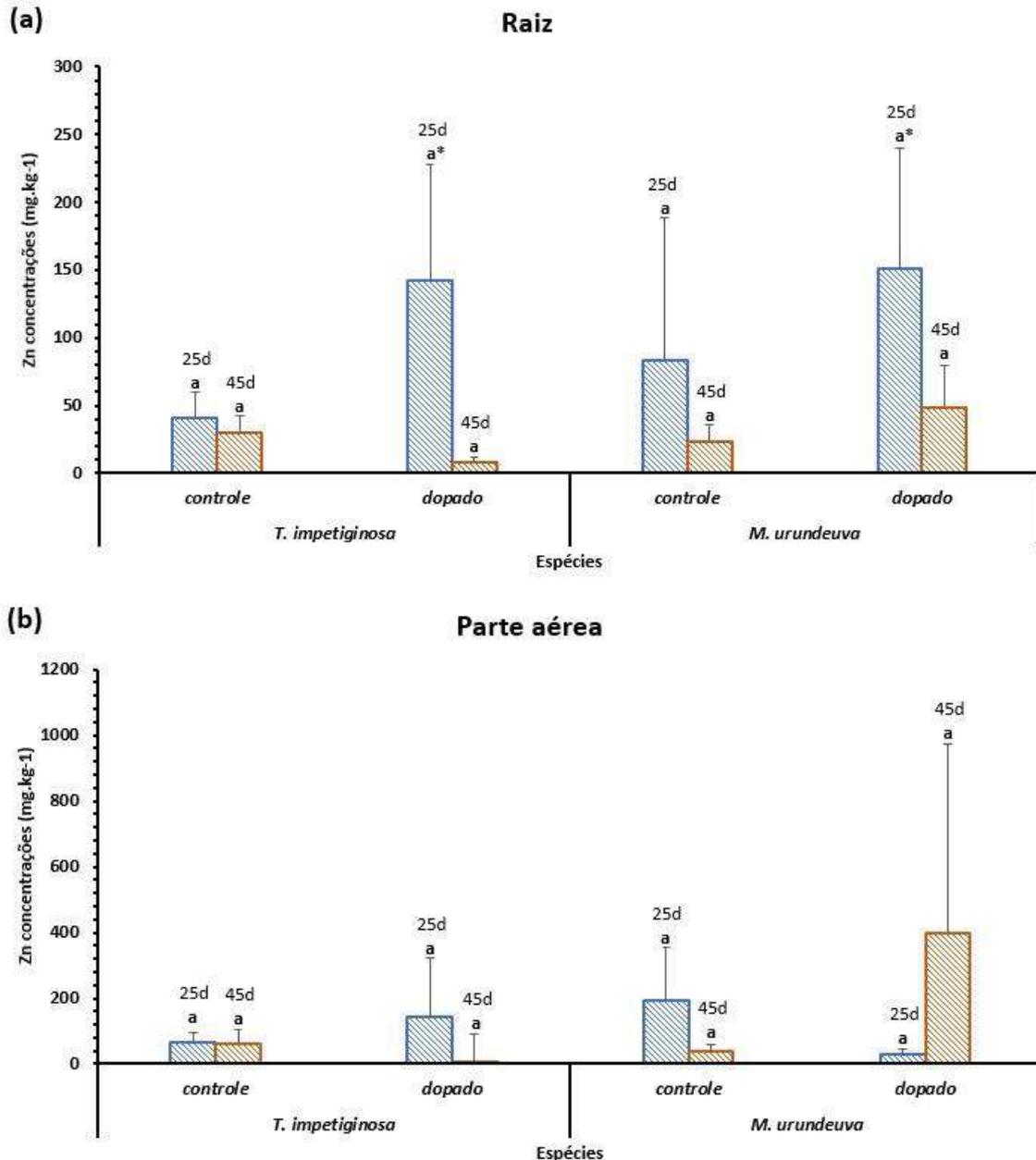
Kabata-Pendias (2011) afirma que concentrações de 100 a 500 mg kg⁻¹ de Zn são consideradas como excessivas ou tóxicas para as plantas. As duas espécies acumularam Zn nas partes aéreas concentrações entre 142,10 mg kg⁻¹ a 398,97 mg kg⁻¹. Isso pode indicar que as espécies ipê-roxo e aroeira são acumuladoras e excelentes extratoras de Zn.

Os valores observados neste experimento indicaram que as duas espécies foram propensas a sofrer toxidez por Zn. White *et al.* (2012) evidenciam que a concentração crítica de Zn nas folhas para causar toxicidade está entre 100 e 700 mg kg⁻¹, dependendo da espécie e da composição iônica da solução do solo. Vale ressaltar que não foram observados sintomas visuais de fitotoxidez durante todo período experimental em nenhuma das espécies. Mattiazzo-Prezotto (1994), relatou que concentrações de 400 mg kg⁻¹ de Zn afetam o desenvolvimento de *Myracrodruon urundeuva*, causando efeitos fitotóxicos, comprovados através de clorose foliar e decréscimo no desenvolvimento.

Um aspecto importante que pôde ser observado é que a espécie aroeira foi a que acumulou os maiores teores de zinco, entretanto sua produção de biomassa foi baixa.

Lima *et al.*, (2010), afirma que grande parte das plantas hiperacumuladoras de metais crescem lentamente e têm baixa biomassa. Logo, acumular e tolerar grandes concentrações do metal e produzir altas quantidades de matéria seca, certamente, não são processos que acontecem simultaneamente (ROBINSON *et al.*, 1998).

Figura 6. Concentração de Zn em diferentes partes de *T. impetiginosa* e *M. urundeuva* no período de 25 e 45 dias em grupo controle e dopado. **6.a)** Concentração de Zn na raiz (mg kg^{-1}). **6.b)** Concentração de Zn na parte aérea (mg kg^{-1}).



As barras de erro mostram o desvio padrão, todos os valores são médias \pm desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos da mesma colheita a $p < 0,05$. Um asterisco indica diferenças significativas entre as colheitas para o mesmo tratamento em $p < 0,05$. Todos os valores são calculados a partir de 6 réplicas.

Fator de bioconcentração e Fator de translocação

O fator de bioconcentração (FBC) indica a relação entre a concentração do metal no tecido das plantas e a concentração do metal no solo. Já a capacidade de transferência dos metais das raízes para a parte aérea é dada pelo fator de translocação (TF). FBCs maiores que 1 e TFs

menores que 1 indicam que a espécie é mais suscetível à fitoestabilização, enquanto BCFs e TFs maiores que 1 apontam para uma boa eficiência na translocação das raízes para a parte aérea da planta, sinalizando que a espécie é promissora para a fitoextração (BONFIM, 2018). Os resultados calculados de FBC e TF para Manganês e Zinco são apresentados respectivamente nas Tabelas 2 e 3.

Manganês (Mn)

Analisando a tabela 2, no que diz respeito ao TF, podemos inferir que ipê-roxo cultivado em solo controle no período de 25 dias obteve $FT < 1$. Nas demais análises, as duas espécies nos diferentes períodos apresentaram $FT > 1$. Observa-se ainda, que o grupo controle de aroeira no período de 25 dias atingiu o maior valor de fator de translocação (139,31), e os resultados foram altamente significativos ($p < 0,05$). Resultado que pode ser confirmado pelas altas concentrações de Mn nas partes aéreas da espécie nesse período (Figura 4b).

Ainda que o fator de translocação seja relevante, alguns autores (ALI *et al.*, 2013; NOVO *et al.*, 2015), destacam que sozinho ele pode não ser suficiente para classificar as plantas como bioindicadoras ou hiperacumuladoras. Em conjunto com o fator de bioconcentração ele pode oferecer mais precisão acerca da absorção e transporte dos metais pela planta.

Ainda na tabela 4, os resultados para o fator de bioconcentração de ipê-roxo apresentaram valores $FBC > 1$. Aroeira teve o mesmo comportamento, com exceção de seu grupo dopado no período de 25 dias, onde apresentou $FBC < 1$.

Levando em consideração os valores do fator de translocação e fator de bioconcentração, ipê-roxo, apresentou eficiência em fitoestabilização e fitoextração, pois as mudas absorveram quantidades superiores a 1 para FT e FBC. Com exceção do cultivo em solo controle no período de 25 dias que obteve $FT < 1$. Esse resultado pode indicar que nesse período, a planta não teve a capacidade de transportar o Mn da raiz para as partes aéreas da planta, se comportando como fitoestabilizadora, reduzindo a mobilidade e fitodisponibilidade do metal no ambiente impedindo que ele fosse transportado para outros locais.

Aroeira teve comportamento semelhante, em ambos períodos de cultivo e solos, apresentou valores de FT e FBC acima de 1, podendo ter sido eficientes na translocação de Mn das raízes para as partes aéreas das plantas, sendo assim, possuíram potencial fitoextrator, como também fitoestabilizador. O FBC pode ser influenciado pelos atributos do solo, em baixa CTC, pode haver incremento nos valores dos cultivos.

Tabela 2. Fator de translocação e Fator de bioconcentração de manganês (Mn) para ipê-roxo (*T. impetiginosa*) e aroeira (*M. urundeuva*) em grupo controle e grupo dopado nos períodos de 25 dias e 45 dias.

Plantas	Mn (mg.kg-1)	Fator de translocação		Fator de bioconcentração	
		25 dias	45dias	25 dias	45 dias
<i>T. impetiginosa</i>	Grupo controle	0,98±0,34 ^b	1,14±0,95 ^a	1,10±0,34 ^{ab}	1,51±0,86 ^a
	Grupo dopado	1,79±1,29 ^b	2,04±1,01 ^a	2,68±1,70 ^a	2,61±1,10 ^a
<i>M. urundeuva</i>	Grupo controle	139,31±111,60 ^{a*}	1,74±1,69 ^a	2,04±1,64 ^{ab}	3,66±3,89 ^a
	Grupo dopado	2,49±3,85 ^b	1,62±0,95 ^a	0,62±0,22 ^b	2,18±3,45 ^a

Valores são as médias ± desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre todos os tratamentos da mesma colheita para ambas as espécies a $p < 0,05$. Um asterisco indica diferenças significativas entre colheitas para o mesmo tratamento em $p < 0,05$. Todos os valores são calculados a partir de 6 réplicas.

Zinco (Zn)

As duas espécies apresentaram $FT > 1$ nos dois períodos em solo controle e dopado. Porém, em solo dopado no período de cultivo 25 dias obtiveram valor do fator de translocação inferior a um. Constatou-se diferença significativa ($p < 0,05$) para o fator de translocação no grupo dopado de ipê-roxo no período de 45 dias (Tabela 3). Resultado que pode ser confirmado pelas altas concentrações de Zn nas partes aéreas da espécie nesse período.

Com relação ao fator de bioconcentração para o metal Zn, ipê-roxo apresentou em todos os solos e períodos de cultivo $FBC > 1$. Desta forma, a partir das análises dos dois fatores, é possível concluir que a espécie ipê-roxo se comportou de forma distinta, como fitoestabilizadora e fitoextratora, apresentando FT acima e abaixo de 1 e FBC superior a 1, dependendo do período de cultivo.

Aroeira apresentou maiores valores FBC, geralmente plantas com alto valor de bioconcentração são melhores escolhas para fitoextração (GHOSH; SINGH, 2005). Entretanto, o grupo dopado de aroeira no período de 25 dias apresentou $FBC < 1$. Um valor de FBC inferior a um mostra que a parte aérea da planta exclui íons metálicos e aumenta o potencial para a fitostabilização de solos contaminados com metais (ZHAO *et al.*, 2016).

Levando em consideração os dois fatores, *M. urundeuva* em solo controle nos dois períodos de cultivo, se comportou com boa eficiência para fitoextração. Em solo dopado a espécie em período de cultivo de 25 dias apresentou valor dos fatores abaixo de 1, se

comportando como fitoestabilizadora. No período de 45 dias a espécie se comportou como fitoextratora.

Tabela 3. Fator de translocação e Fator de bioconcentração de zinco (Zn) para ipê-roxo (*T. impetiginosa*) e aroeira (*M. urundeuva*) em grupo controle e grupo dopado nos períodos de 25 dias e 45 dias.

Plantas	Zn (mg.kg-1)	Fator de			
		translocação		bioconcentração	
		25 dias	45dias	25 dias	45 dias
<i>T.</i>					
<i>impetiginosa</i>	Grupo controle	2,16±1,66 ^a	2,29±1,96 ^b	7,23±2,52 ^b	5,64±2,81 ^a
	Grupo dopado	0,89±0,78 ^a	20,76±7,58 ^{a*}	3,39±1,66 ^b	1,94±1,04 ^a
<i>M. urundeuva</i>	Grupo controle	14,69±18,60 ^a	1,15±0,92 ^b	22,67±17,15 ^a	4,19±1,59 ^a
	Grupo dopado	0,20±0,10 ^a	2,56±1,78 ^b	0,84±0,36 ^b	5,80±9,44 ^a

Valores são as médias ± desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre todos os tratamentos da mesma colheita para ambas as espécies a $p < 0,05$. Um asterisco indica diferenças significativas entre colheitas para o mesmo tratamento em $p < 0,05$. Todos os valores são calculados a partir de 6 réplicas.

CONCLUSÃO

As duas espécies estudadas apresentaram boa tolerância aos metais manganês e zinco nos solos (controle/dopado) utilizados no experimento. Foram encontradas concentrações elevadas na parte aérea das mudas, quanto as análises de Mn e Zn, acredita-se que o processo de absorção e translocação dos metais das raízes para a parte aérea é suficiente para afirmar que as plantas estudadas absorvem altas concentrações dos metais podendo ser, portanto, classificadas como hiperacumuladoras, acumuladoras e tolerantes, com potencial de fitorremediação de áreas contaminadas por Mn e Zn.

De acordo com os resultados do FT e FBC, ipê-roxo, apresentou eficiência em fitoestabilização e fitoextração para ambos metais. Aroeira teve comportamento fitoextrator no período de 45 dias de cultivo. No período de 25 dias em solo dopado aroeira se comportou como fitoestabilizadora, retendo e imobilizando os metais no solo.

As duas espécies foram capazes de absorver e tolerar os metais em solos induzidos ao estresse. Por fim, conclui-se que a ipê-roxo e aroeira podem ser uma ferramenta para a fitoestabilização e fitoextração dos metais referidos, com potencial hiperacumulador para os íons Mn e Zn.

REFERÊNCIAS

- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação de solos. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. V.H.; SCHAFER, C. E. G. R. **Tópicos em Ciências do Solo**. Viçosa-MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. V. 1, p, 299-352, 2000.
- ALI, H., KHAN, E., & SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, n. 7, p. 869–881, 2013.
- ANDRADE S. A. L., GRATÃO P. L., SCHIAVINATO M. A., SILVEIRA A. P., AZEVEDO R. A., MAZZAFERA P. Zn uptake, physiological response and stress attenuation in mycorrhizal jack bean growing in soil with increasing Zn concentrations. **Chemosphere**, v. 75, n. 10, p. 1363-1370, 2009.
- BONFIM, A. C. F. **Avaliação de metais e fitorremediação de solos adjacentes à rodovia washington luiz no rio de janeiro**. Orientador: Cláudio Fernando Mahler. 2018. 99 f. (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.
- BROADLEY, M. R.; WHITE, P. J.; HAMMOND, J. P.; ZELKO, I.; LUX, A. Zinc in plants. **New Phytologist**, v, 173 n. 1, p. 677-702, 2007.
- BROWN, S. L.; CHANEY, R. L.; ANGLE, J. S.; BAKER, A. J. M. Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* Grown in Nutrient Solution. **Soil Science Society American**, v. 59, n. 1, p. 125-133, 1995.
- CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Comportamento de espécies herbáceas em misturas de solo com diferentes graus de contaminação com metais pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, v. 1, p. 1629-1638, 2002.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2003. 644p.
- DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G.R. Micronutrientes. In: FERNANDES, M.S. (Editores). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.327-354, 2006.
- FAGERIA, V.D. Nutrient interactions in crop plants. **Journal of Plant Nutrition**, v.24, p.1269-1290, 2001.
- GARBISU, C.: ALKORTA, I. Phytoextraction: a cost-ective plant-based technology for the removal of metals from the environment. **Bioresource Technology**, v. 77, n. 3, p. 229-236, 2001.
- GARÓFALO CHAVES, L. H.; SOUZA, R. S. Fitoextração de cobre e zinco de um Neossolo Quartzarênico contaminado com metais pesados. **Comunicata Scientiae**, v. 6, n. 4, p. 396-403, 2015.
- GHOSH, M.; SINGH, S. P. A Review on Phytoremediation of Heavy Metals and Utilization of It's by Products. **Asian J Energy Environ** , v. 6, n. 4, p. 18, 2005.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 2.ed. Boca Raton: CRC Press, 1992. 413p.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC Press, 1984. 315p.

KABATA-PENDIAS, H. **Trace elements in Soils and Plants**. 4 ed. Florida: CRC Press, 2011. 534p.

LIMA, C. V. S.; MEURER, E. J.; SCHMIDT, R. O.; SOUZA, E. D. Potencial de fitoextração do nabo forrageiro e da aveia preta em argissolo contaminado por cádmio. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 12, n. 1, p. 39-49, 2010.

LINDSAY, W. L. **Chemical equilibria in soils**. New York: Wiley Interscience, 1979. 472p.

MARQUES, T. C. L. L de S. M.; MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. Crescimento e teor de metais de mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metais pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 1, p. 121-132, 2000.

MATTIAZZO-PREZOTTO, M. E. **Comportamento de Cu, Cd, Cr, Ni e Zn adicionados à solos de clima tropical em diferentes valores de pH**. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 1994. 197p.

NOVO, L. A. B.; MAHLER, C. F.; GONZÁLEZ, L. (2015). Plants to harvest rhenium: scientific and economic viability. *Environmental Chemistry Letters*, 13(4), 439–445, 2015.

OLIVEIRA, A. S. L. DE; PINTO, M. A. D. DA S. C.; CAÇULA, B. T. DE S.; NUNES, A. F.; SOUZA, R. M. S.; PINTO, A. C. Germinação De Sementes De Aroeira (*Myracrodruon Urundeuva* Fr. All.) Submetidas À Tratamentos De Superação De Dormência. In: XIII JORNADA DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO – JEPEX 2013. **Anais...** UFRPE: Recife, 09 a 13 de dezembro. p. 1-3.

PAGANINI, E.R. MANZINI, F.F. PLICAS, L.M.A. Comportamento da concentração do metal manganês no solo de acordo com a sazonalidade. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 11, n. 8, p. 42-56, 2015.

ROBINSON, B. H.; LEBLANC, M.; PETIT, D.; BROOKS, R. R. The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils. **Plant and Soil**, v. 203, n. 1, p. 47-56, 1998.

SALOMÃO, N. A.; SOUSA-SILVA, J. C.; DAVIDE, A. C.; GONZÁLES, S.; TORRES, R. A. A.; WETZEL, M. M. V. S.; FIRETTI, F.; CALDAS, L. S. **Germinação de sementes e produção de mudas de plantas do Cerrado**. Brasília: Rede de Sementes do Cerrado, 2003. 96p.

SANTOS, A. **Distribuição de metais no reservatório de captação de água superficiais Anhumas-Américo Brasileiro**. Orientador: Maria Olímpia de Oliveira Rezende. 1999. 146 f. (Mestrado em Química) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

SANTOS, G. C. G. RODELLA, A. A.; ABREU, A. A.; COSCIONE, A. R. Vegetable species for phytoextraction of boron, copper, lead, manganese and zinc from contaminated soil. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 6, p. 713-719, 2010.

SILVA, E. M.; NAVARRO, M. F. T.; BARROS, A. F.; MOTA, M. F. V.; CHASTINER, C. B. A. Metals in the sediments of Jaú Lake (Camaçari, Bahia, Brazil) following an episode of industrial contamination. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 3, n. 1, p. 509-514, 2000.

SILVA, J. F. **Prospecção de plantas fitorremediadoras em solos contaminados por metais pesados**. Orientador: Genilson Pereira Santana. 2012. 91 f. (Doutorado em Biotecnologia). Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2012.

SUN, Y.; ZHOU, Q.; DIAO, C. Effects of cadmium and arsenic on growth and metal accumulation of Cd hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 5, p. 1103-1110, 2008.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 5.ed. Porto Alegre: Artemed, 2013. 954p.

TAVARES, S. R L.; OLIVEIRA, S. A de; SALGADO, C. M. Avaliação de espécies vegetais na fitorremediação de solos contaminados por metais pesados. **Holos**, v. 5, n. 29, p. 80-97, 2013.

WHITE, P. J.; PONGRAC, P. Plant stress physiology. **School of Agricultural Science. University of Tasmania, Private Bag**, v. 54, 2012.

ZHAO L.; LI, T.; ZHANG, X.; CHEN, G.; ZHENG Z.; YU, H. Pb Uptake and Phytostabilization Potential of the Mining Ecotype of *Athyrium wardii* (Hook.) Grown in Pb-Contaminated Soil. **CLEAN–Soil, Air, Water**, v. 44, n. 9, p. 1184-1190, 2016.