



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA  
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

WATILLA PEREIRA COVRE

FITORREMEDIAÇÃO DE ESTÉRIL DE MINA DE COBRE COM MOGNO AFRICANO,  
UTILIZANDO RESÍDUOS ORGÂNICOS E AMENIZADORES DA FITOTOXIDEZ DE  
METAIS

BELÉM  
2017

WATILLA PEREIRA COVRE

FITORREMEDIAÇÃO DE ESTÉRIL DE MINA DE COBRE COM MOGNO AFRICANO,  
UTILIZANDO RESÍDUOS ORGÂNICOS E AMENIZADORES DA FITOTOXICIDADE DE  
METAIS

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da  
Amazônia, como parte das exigências do Curso de  
Mestrado em Agronomia: área de concentração Manejo  
e Conservação dos Recursos Ambientais, para obtenção  
do título de Mestre.

Orientador: Dr. Antonio Rodrigues Fernandes

BELÉM

2017

WATILLA PEREIRA COVRE

FITORREMEDIAÇÃO DE ESTÉRIL DE MINA DE COBRE COM MOGNO AFRICANO,  
UTILIZANDO RESÍDUOS ORGÂNICOS E AMENIZADORES DA FITOTOXIDEZ DE  
METAIS

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Agronomia: área de concentração Manejo e Conservação dos Recursos Ambientais, para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Dr. Antonio Rodrigues Fernandes

Aprovado em 22 fevereiro de 2017.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Antonio Rodrigues Fernandes – Presidente/Orientador  
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA - UFRA

---

Dr. Rafael Silva Guedes – 1º Examinador  
Sem vínculo institucional

---

Dr. Jessivaldo Rodrigues Galvão – 2º Examinador  
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA - UFRA

---

Dr<sup>a</sup>. Cristine Bastos do Amarante - 3º Examinador  
MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI – MPEG

Dedico:

A minha família do coração, Nauzilene Prist, Juliana Souza, Camila Souza, Tayná Nascimento e Ivanildo Nascimento, pelo apoio incondicional e carinho durante a realização desta conquista.

## **RESUMO**

A mineração de cobre (Cu) na Amazônia brasileira traz preocupação acerca da geração de resíduos e o risco de dispersão de metais/metaloídes, gerando poluição do solo e dos recursos hídricos. O desenvolvimento de estratégias como a fitorremediação, associada a utilização de resíduos orgânicos e amenizadores da toxidez por metais/metaloídes pode se constituir em alternativa importante para o estabelecimento de espécies vegetais e remediação de áreas poluídas. O objetivo foi avaliar o uso do mogno africano (*Khaya ivorensis* A. Chev.) como espécie fitorremediadora e a adição de resíduos de castanha-do-Brasil (CP), associado a amenizadores de fitotoxidez por metais/metaloídes, em estéril da exploração de Cu. Os tratamentos foram: CP (controle), acrescido de silício (Si), selênio (Se), biocarvão (Bio) e cinzas de caldeira de cana-de-açúcar (Ci), Se + Si, Se + Ci e Se + Bio, totalizando oito tratamentos. Determinou-se os teores de Cu, Ni e Zn (maiores teores no estéril) nos substratos e plantas, após 90 dias de cultivo do mogno. Calculou-se os parâmetros acúmulo (A), fator de translocação (FT), fator de bioconcentração (FBC) e fator de biotransferência (FBT). Os tratamentos com Se, Bio e Se + Ci proporcionaram maiores teores de Cu na planta, FBC e FBT, e menor FT. Para Ni, o FT foi elevado chegando a 0,91 no tratamento com Si. O FBC de Ni foi o mais alto entre os metais. O FT de Zn foi maior que 1 em todos os tratamentos, exceto em Ci e em Se, mas com baixos teores do elemento na matéria seca das plantas. O mogno africano mostrou potencial para fitoestabilização de metais pesados em resíduo de mineração de Cu, multicontaminado. Os teores de Cu no tecido vegetal foram característicos de uma espécie hiperacumuladora do metal.

**PALAVRAS-CHAVE: Mineração, resíduos, remediar, condicionantes, fitoestabilização**

## **ABSTRACT**

Copper mining (Cu) in the Brazilian Amazon brings concern about the residues production and the dispersion risk of the element, generating soil and water bodies pollution. The development of strategies such as phytoremediation, associated to the use of organic waste and mitigating metal/metalloid toxicity can be an important alternative for the establishment of plant species and the remediation of polluted areas. The objective was to evaluate the use of African mahogany (*Khaya ivorensis* A. Chev.) as a phytoremediation species and the addition of Brazil nut (CP) residues associated with metal/metalloid phytotoxicity enhancers in Cu. The treatments were: CP (control), plus silicon (Si), selenium (Se), biochar (Bio) and ashes from sugar cane boilers (Ci), Se + Si, Se + Ci and Se + Bio, totaling eight treatments. It was determined the Cu, Ni and Zn (higher levels in the sterile) concentrations in the substrates and plants after 90 days of mahogany cultivation. The accumulation (A), translocation factor (FT), bioconcentration factor (BCF) and biotransfer factor (FBT) parameters were calculated. The treatments with Se, Bio and Se + Ci provided higher levels of Cu in the plant, FBC and FBT, and lower FT. For Ni, FT was raised to 0.91 in the Si treatment. Ni FBC was the highest of the metals. The FT of Zn was higher than 1 in all treatments, except in Ci and Se, but with low levels of the element in the dry matter of the plants. African mahogany showed potential for phytostabilization of heavy metals in Cu mining residue, multi-contaminated. The contents of Cu in the vegetal tissue were characteristic of a hyperaccumulating species of the metal.

**KEYWORDS: Mining, residues, remediation, conditioning, phytostabilization**

## SUMÁRIO

### RESUMO

### ABSTRACT

<b>1. CONTEXTUALIZAÇÃO</b>	9
<b>1.1. Revisão de Literatura</b>	11
1.1.1. Cobre	11
1.1.2. Mineração de cobre e geração de resíduos	13
1.1.3. Remediação	14
1.1.4. Mogno africano	16
1.1.5. Castanha-do-Brasil	17
1.1.6. Cinzas	18
1.1.7. Biocarvão	19
1.1.8. Selênio	20
1.1.9. Silício	21
<b>2. Fitorremediação de estéril de cobre com resíduos orgânicos, amenizantes e mogno africano</b>	23
<b>2.1. Introdução</b>	23
<b>2.2. Material e Métodos</b>	25
2.2.1. Materiais	25
2.2.2. Experimento em casa de vegetação	25
2.2.3. Métodos analíticos	27
2.2.4. Parâmetros calculados	27
2.2.5. Análise estatística	28
<b>2.3. Resultados</b>	28
2.3.1. Teores de metais pesados nos substratos e plantas após experimento	28
2.3.2. Matéria seca e acúmulo nas plantas	30
2.3.3. Fatores de fitorremediação	32
<b>2.4. Discussão</b>	34
2.4.1. Metais pesados nos substratos	34
2.4.2. Metais pesados nas plantas e tolerância	36

2.4.3. Efeito dos tratamentos	37
2.4.4. Fatores de fitorremediação	40
<b>2.5. Conclusão</b>	<b>41</b>
<b>REFERÊNCIAS</b>	<b>42</b>



## 1. CONTEXTUALIZAÇÃO

A contaminação dos solos por metais pesados é um grave problema ambiental devido a persistência e elevado poder de toxicidade, uma vez que não são biodegradáveis (ZIADAT et al., 2015). Atualmente, isto tem se agravado pela intensa e contínua utilização destes elementos com consequente geração de resíduos depositados no ambiente (ELGUINDI et al., 2011).

Dentre os metais, o cobre (Cu) é amplamente utilizado nas atividades humanas em diversas formas, e tem na mineração uma das principais fontes com potencial poluidor. A exploração mineral causa um impacto ambiental considerável, alterando de forma significativa a área minerada, principalmente onde é disposto o material estéril e rejeito, e as áreas adjacentes, pela dispersão de metais (ANDREAZZA et al., 2013). A extração de Cu ao redor do mundo tem gerado extensas áreas contaminadas com resíduos do processo de exploração, e estes são considerados substratos totalmente desestruturados e impróprios para a vida, pois possuem baixas concentrações de nutrientes, valores de pH extremamente ácidos e altas concentrações de Cu (RODRÍGUEZ-VILA et al., 2015; GARCÍA-LORENZO et al., 2012).

Em levantamento feito pelo Ministério de Minas e Energia (MME), as reservas totais de minério de cobre do Brasil, predominantemente formadas por minerais sulfetados, estão estimadas em cerca de 21,7 milhões de toneladas de Cu contido, em 2005, e distribuem-se por nove estados. Entretanto, é no estado do Pará que se concentram mais de 85% dessas reservas e os maiores e os mais importantes depósitos econômicos de cobre do país (FARIAS, 2009). Atualmente a região do Pará conhecida como Província Mineral de Carajás, ao sudeste da Amazônia brasileira, possui grandes projetos de exploração de Cu que estão em operação desde o início dos anos 2000. Além destes, os levantamentos não oficiais apontam a existência das minas de pequena escala não licenciadas. Logo, existe a impossibilidade de quantificação do montante de resíduos gerados pela atividade de extração de minério de Cu na região e consequente riscos ao ambiente.

A exploração de Cu na região amazônica requer mais atenção sobre a estocagem de resíduos e a poluição do ambiente pelos mesmos, visto a importância deste ecossistema para o planeta. Apesar do Cu ser um micronutriente essencial para o crescimento e desenvolvimento normal das plantas e animais, pode se tornar tóxico quando presente em excesso (HABIBA et al., 2015). Os teores considerados normais de Cu nas plantas podem variar de 2 a 20 mg kg<sup>-1</sup> e os teores críticos para a maioria das plantas variam de 2 a 100 mg kg<sup>-1</sup> (KABATA-PENDIAS, 2010).

Alternativas de remediação de solos contaminados por metais pesados vêm sendo desenvolvidas, e a fitorremediação tem se estabelecido como uma técnica emergente e bastante

aceita atualmente. Esta consiste na utilização de plantas, visando remover ou estabilizar os metais do ambiente por meio da absorção, acumulação ou transformação em biomassa vegetal (SHI et al., 2011). A fitorremediação pode promover a descontaminação, ainda que parcial, do solo e da água ou isolar o material contaminado de forma a evitar a dispersão dos poluentes (HUANG et al., 2005), na atmosfera, solo e água.

A *Khaya ivorensis* A. Chev. (mogno africano) é uma espécie exótica de grande interesse na atualidade. Cultivado no estado do Pará desde a década de 1970, o mogno africano apresenta boa adaptação as condições edafoclimáticas da região, crescimento volumétrico relativamente rápido e boa produção de mudas (ALBUQUERQUE, 2011). Tais características são desejáveis à tolerância das espécies a metais pesados e o seu uso em programas de fitorremediação (SHUKLA et al., 2011). Caso seja comprovada seu potencial para fitorremediação em estéril de cobre (Cu), a espécie poderá se constituir numa alternativa importante na recuperação de áreas degradadas pela mineração, que normalmente apresenta teores de metais acima dos valores naturais.

Recentemente, tem-se associado à utilização de plantas para remediar áreas contaminadas por metais pesados agentes imobilizadores, que atuam na amenização da toxicidade, contribuindo para promover o estabelecimento da vegetação e aumentar a eficiência da fitorremediação (ZHANG et al., 2015). Materiais biossorbitivos alternativos como resíduos vegetais e agroindustriais vêm sendo empregados como adsorventes naturais para imobilização de íons metálicos no solo. Estes materiais se tornaram atraentes devido à abundância, facilidade de obtenção e custo reduzido (GONÇALVES JÚNIOR, 2013) e que na maioria das vezes quando dispostos em locais inadequados pode causar poluição.

Os resíduos da castanha-do-Pará, o biocarvão produzido de diferentes restos vegetais e as cinzas de caldeira de cana-de-açúcar demonstram eficiência como agentes amenizantes, imobilizadores e condicionantes de solos poluídos por metais pesados (CASARIN, 2014; BRENNAN, 2014; SHAH, 2013). Porém, esta eficácia é desconhecida para os resíduos e áreas contaminadas por Cu nas condições edafoclimáticas da região amazônica.

Alguns elementos químicos são citados por seus efeitos benéficos na redução da toxicidade de metais pesados. Embora o Se e o Si não sejam reconhecidos como elementos essenciais, estes tem demonstrado efeitos benéficos para muitas espécies vegetais e diminuíram os teores de metais pesados na parte aérea de plantas (ACCIOLY, 2009; FENG, 2009).

A mineração de Cu tem causado impactos ambientais consideráveis no estado do Pará e os estudos de remediação das áreas degradadas pela atividade são incipientes. O mogno africano é uma espécie arbórea que apresenta elevada taxa de crescimento na região, produz

alta quantidade de biomassa e assim poderá acumular na parte aérea elevadas quantidades do metal. Desta forma, conhecer os materiais capazes de reduzir a fitotoxicidade do Cu a níveis tolerados pela espécie possibilitará a recomendação em programas de fitorremediação em áreas de mineração, reduzindo os riscos ambientais e a saúde da população.

Diante do exposto foram levantadas as seguintes hipóteses:

O mogno africano apresenta potencial para fitorremediação de áreas poluídas por Cu.

Os resíduos de castanha-do-Brasil adicionados a estéril da mineração de Cu imobilizam Cu, favorecendo o crescimento das plantas.

A utilização de silício, selênio, cinzas de caldeira de cana-de-açúcar e biocarvão, amenizam a fitotoxidez de Cu no mogno africano cultivado em estéril de mineração de Cu associado a resíduos de castanha-do-Brasil.

Objetivo foi avaliar o potencial do mogno africano na fitorremediação de estéril de mineração de Cu, associado com resíduos de castanha-do-Brasil e amenizantes da fitotoxicidade de Cu na planta e no solo.

## 1.1. REVISÃO DE LITERATURA

### 1.1.1. *Cobre*

O cobre, derivado do Latim cuprum, é um elemento químico de símbolo Cu, número atômico 29 e de massa atômica 63,6. A temperatura ambiente encontra-se em estado sólido. Classificado como um metal de transição, pertencente ao grupo 11 (1B) da Classificação Periódica dos Elementos, apresenta alta condutibilidade elétrica e térmica (MENDES, 2005).

As boas características que o Cu apresenta como metal, faz com que seja usado em fiações, encanamentos, sistemas de resfriamento e telhados, os quais respondem pela maior parte da demanda de produtos derivados do metal. Outros 10% do consumo de Cu consiste em produtos utilizados na agricultura, criação de animais, sistemas de distribuição de água e configurações de sistemas de saúde (ELGUINDI et al., 2011). A utilização de produtos contendo o Cu aumentou ao longo dos anos e tende a continuar em expansão com o avanço das tecnologias e crescimento da população (ELGUINDI et al., 2011).

No solo, o Cu está quase que exclusivamente na forma cúprica,  $\text{Cu}^{+2}$ , aparece em maior proporção adsorvido aos minerais de argila, aos hidróxidos de ferro e a matéria orgânica e são essas formas adsorvidas que governam a concentração do Cu na solução (MALAVOLTA, 1980). Outras propriedades como pH, a presença de metais como o Zn e o Fe, e a falta de aeração no solo também influenciam a disponibilidade do elemento.

Os teores considerados normais de Cu no solo podem variar de 2 a 250 mg kg<sup>-1</sup> (KABATA-PENDIAS, 2010). No Brasil, de acordo com o Conselho Nacional de Meio Ambiente/Conama (CONAMA, 2009) compete a cada estado da confederação brasileira, dentro dos seus limites, definir os valores de referência de qualidade do metal, que indica a qualidade de um solo considerado limpo ou a qualidade natural. No estado do Pará, o valor de referência de qualidade dos solos para Cu reportado pela literatura é de 9,9 mg kg<sup>-1</sup> (FERNANDES et al., 2013).

Devido o Cu ser um contaminante, o Conama (2009) definiu ainda, valores orientadores, que são utilizados no monitoramento da qualidade do solo e da água, e das áreas contaminadas. Os valores orientadores são de prevenção (60 mg kg<sup>-1</sup>), intervenção para solo agrícola (200 mg kg<sup>-1</sup>), residencial (400 mg kg<sup>-1</sup>) e industrial (600 mg kg<sup>-1</sup>). O valor de prevenção é a concentração limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais. Enquanto que o valor de intervenção corresponde ao limite de contaminação do solo e das águas subterrâneas, acima do qual, há risco potencial à saúde humana e dos ecossistemas (CONAMA, 2009).

O Cu é um elemento essencial ao crescimento das plantas e animais (incluindo os humanos) exigido em quantidades mínimas. Em excesso, causa efeitos prejudiciais na produção primária vegetal, a saúde humana e mesmo na sobrevivência (PRINTZ et al., 2016). Considerando a lista prioritária de substâncias perigosas divulgada pela Agência Para Substâncias Tóxicas e Registro de Doença (ATSDR, 2015) tem o Cu, entre outros metais pesados, a posição 118 em uma lista com 275 substâncias. A exposição dos seres humanos a níveis excessivos de Cu causa efeitos adversos à saúde, dos quais pode se citar os danos ao fígado e os rins, anemia, e sintomas como disfunção intestinal, seguida de náusea, vômito e dor abdominal. O risco de câncer de pulmão e de estômago tem sido constatado em casos de super exposição (ATSDR, 2004).

Os teores considerados normais de Cu para as plantas podem variar de 2 a 20 mg kg<sup>-1</sup>. É absorvido como íon divalente (Cu<sup>2+</sup>) em solos aerados e em sua forma monovalente (Cu<sup>+</sup>) em solos húmidos e com baixas concentrações de oxigênio (KABATA-PENDIAS, 2010; MORALES; SEPÚLVEDA-JIMÉNEZ, 2012). Como nutriente, o Cu atua nas plantas como cofator de várias enzimas, tais como superóxido dismutase (SOD), citocromo oxidase, amino oxidase, lacases, plastocianinas e polifenol oxidase, também atuando, em nível molecular, na sinalização da transcrição, na fosforilação oxidativa e na mobilização de ferro (TAIZ & ZEIGER, 2013). Os teores críticos de Cu, por sua vez, variam de 2 a 100 mg kg<sup>-1</sup> para a maioria das plantas (KABATA-PENDIAS, 2010). A toxidez por Cu pode causar diversos distúrbios

fisiológicos e nutricionais que se manifestam no menor desenvolvimento das plantas, na redução da capacidade de absorção de água e nutrientes, danos ao processo fotossintético, síntese de proteínas e atividade enzimática (GUCHIARA et al., 2015).

### 1.1.2. *Mineração de cobre e geração de resíduos*

O crescimento da contaminação por metais pesados pelo mundo tem aumentado a preocupação com a dispersão destes elementos e os riscos que oferecem a saúde humana e ao funcionamento dos ecossistemas. A mineração a céu aberto é considerada umas das atividades antrópicas de maior potencial de contaminação por metais pesados na superfície da terra.

A produção mundial de metais vem aumentando ao longo das décadas como uma necessidade de atender o crescimento populacional e a evolução das tecnologias (ALLOWAY, 2012). O setor extrativo mineral, no qual está incluso a extração de minerais metálicos, tem papel importante na economia de muitos países. No Brasil, a mineração é considerada um dos pilares da sustentação econômica e em 2013 foi responsável por quase 4% do PIB e 20% das exportações (IBRAM, 2015). O país ocupa a posição de segundo maior detentor de bens minerais e conta com importantes reservas no cenário mundial, que lhe dão papel de destaque na produção (DNPM, 2015).

Ao sudeste da Amazônia brasileira, no Estado do Pará, o complexo de Carajás compreende uma das mais importantes reservas minerais do mundo, destacando-se pela sua diversidade e potencial metalogenético notáveis que inclui uma ampla gama de depósitos (CASSELLA et al., 2007). Nestes se destacam as maiores e mais importantes reservas econômicas de minério de cobre (Cu) do Brasil, com os depósitos do Salobo (1.112 bilhões de toneladas, 0,69% em peso de Cu contido), Cristalino (500 Mt, 1,0% Cu), Igarapé Bahia / Alemão (219 Mt, 1,4% em peso de Cu), Sossego (355 Mt, 1,1% em peso de Cu), Alvo 118 (170 Mt, 1,0% Cu) (MELO et al., 2014). Tais reservatórios são representados principalmente pelos sulfetos de Cu, calcocita ( $\text{Cu}_2\text{S}$ ) e bornita ( $\text{Cu}_5\text{FeS}_4$ ) e, subordinadamente, calcopirita ( $\text{CuFeS}_2$ ) (DAMOUS et al., 2002; CASTRO, 2009)

Em 2014, a produção brasileira de concentrado de Cu alcançou um total de 301.197,00 toneladas em metal contido, registrando um aumento de 11,2% frente à de 2013. Deste total, o Pará foi o maior produtor com 69,3% (DNPM, 2015), afirmando a importância da atividade para o estado.

Apesar da relevância econômica, a atividade mineradora é caracterizada pelos grandes volumes e massas de materiais extraídos e movimentados, e conseqüente geração de resíduos sólidos. A quantidade desses resíduos depende do processo utilizado para extração do minério,

da concentração da substância mineral estocada na rocha matriz e da localização da jazida em relação à superfície (IPEA, 2012).

A mineração a céu aberto, em geral, produz quantidades excessivas de resíduos de diferentes tipos, nos quais se tem os estéreis e os rejeitos como principais. Os estéreis, resíduos de interesse no presente trabalho, são os materiais escavados, gerados pelas atividades de extração (ou lavra) no decapeamento da mina, não têm valor econômico e ficam geralmente dispostos em pilhas (IPEA, 2012). Em estimativa da geração mundial de resíduos (estéril e rejeito) da mineração de Cu no ano 2000, para a produção de 15 milhões de toneladas do metal, foram gerados cerca de 1 bilhão e 648 milhões de toneladas de resíduos (WORLDWATCH INSTITUTE, 2000).

Durante muito tempo, a maior preocupação das explorações de minerais metálicos estava enfocada na disposição dos rejeitos, por seu conteúdo de substâncias reaproveitáveis de interesse econômico e o risco potencial ao ambiente. Atualmente, existe uma cobrança mais incisiva ao manejo criterioso dos estéreis devido ao significativo aumento do volume de materiais movimentados nas operações mineiras, a escassez de áreas adequadas à disposição (ARAGÃO; FILHO, 2011) e o risco de drenagem ácida levando dispersão de metais pesados residuais.

A estocagem inadequada dos estéreis em pilhas pode favorecer a drenagem ácida de mina, pois os resíduos estão sujeitos a ação de agentes intempereis e a drenagem é gerada especialmente pela oxidação de minerais de sulfeto e tem alta capacidade de lixiviação de elementos presentes no minério. Dentre os sulfetos frequentemente encontrados e que podem produzir drenagem ácida estão os sulfetos de Cu como a calcocita e a calcopirita (CAMPANER; LUIZ-SILVA, 2009).

A mineração de Cu, a geração e a disposição inadequada de resíduos como os estéreis constituem risco potencial ao ambiente, sendo passivo de poluição do solo, corpos hídricos e sedimentos aquáticos.

### 1.1.3. *Remediação*

A partir da constatação da poluição do solo, medidas de recuperação devem ser adotadas a fim de restabelecer a sua funcionalidade para um uso declarado ou futuro da área (CONAMA, 2009).

Até o momento, diferentes abordagens físicas, químicas e biológicas têm sido empregadas para este fim, porém, muitas destas técnicas sofrem limitações como alto custo e mudanças irreversíveis nas propriedades do solo que restringem as suas aplicações (ALI et al.,

2013). Dentre estas estão os tratamentos tradicionalmente utilizados, que são: os de alta temperatura (produzem vitrificados granulares não lixiviáveis de material), agentes de solidificação (produz material cimentado), processo de lavagem (lixívia contaminantes), e escavação e disposição de solo contaminado (USDA, 2000). Em vista ao crescimento das áreas afetadas por metais pesados, essas técnicas consideradas tradicionais estão se tornando obsoletas.

Pesquisas de remediação vêm sendo desenvolvidas com o objetivo de oferecer alternativas viáveis e menos invasivas ao sistema, e nestas, a fitorremediação tem se destacado como promissora. Esta técnica consiste na utilização de plantas ou plantas associadas à microorganismos para remover os poluentes do ambiente ou reduzir a toxicidade (ALI et al., 2013), por meio da absorção e acumulação do metal na biomassa vegetal. É considerada emergente, simples e de baixo custo que gera o mínimo de perturbação ao solo e a paisagem, quando comparada com técnicas de tratamento físico e químico (DE OLIVEIRA et al., 2014). Ameniza o impacto ambiental, promove a melhoria da estrutura física, da fertilidade e da biodiversidade do solo, dentro de uma concepção de desenvolvimento sustentável.

A fitorremediação utiliza diferentes estratégias com objetivos específicos, e nestas se incluem a fitoextração e a fitoestabilização, mais estudadas atualmente. A fitoextração emprega plantas tolerantes capazes de absorver os contaminantes, translocar e acumular nas partes aéreas, para reduzir gradualmente as concentrações destes elementos no solo para níveis ambientalmente aceitos (NOVO et al., 2013). Algumas espécies do gênero *Brassica* L. tem mostrado bom desempenho no acúmulo de metais nos seus tecidos vegetais e por isso, indicadas para programas de fitoextração por um tempo razoável (QUARTACCI et al., 2006). A fitoestabilização utiliza plantas para reduzir a mobilidade e biodisponibilidade de poluentes no meio ambiente, impedindo assim a migração para as águas subterrâneas ou a sua entrada na cadeia alimentar (NOVO et al., 2013). As espécies arbóreas apresentam-se como boas alternativas para fitoestabilização e recomposição vegetal de áreas poluídas (PEREIRA et al., 2012).

Com objetivo de proporcionar condições favoráveis ao crescimento das plantas em áreas com elevado teor de metais, para que elas possam desempenhar as suas capacidades de fitoestabilizadoras e a fitoextratoras são aplicados ainda alguns tratamentos baseados em resíduos, principalmente por razões econômicas (KARCZEWSKA et al., 2015). Outras modificações comumente usadas são os vários aditivos orgânicos ou também conhecidos como condicionantes do solo, tais como compostos, lamas de esgoto estabilizadas, resíduos de papel, serragem e uma gama de materiais contendo P (KARCZEWSKA et al., 2015).

A aplicação dessas técnicas depende da finalidade do programa de remediação, e os principais entraves tem sido definir espécies tolerantes capazes de sobreviver em solos que são tóxicos de acordo com a especificidade de cada local.

#### 1.1.4. *Mogno africano*

O mogno africano (*Khaya ivorensis* A. Chev.) é uma espécie arbórea exótica da família Meliaceae de porte elevado, que pode atingir até 50 m de altura e 200 cm de diâmetro (LAMPRECHT, 1990). Possui caule retilíneo, isento de ramificações com fuste comercial até 30 m de altura e o sistema radicular tubular bastante vasto (PINHEIRO, 2011).

A espécie produz madeira nobre e tem origem em países da costa oeste do continente africano, apresentando aspectos edafoclimáticos semelhantes a algumas regiões do Brasil, o que explica a rápida adaptação que esta planta apresenta em algumas áreas do território brasileiro (JUNIOR et al., 2016).

O estado do Pará é o pioneiro no cultivo de mogno africano no Brasil que foi introduzido no país na década de 70, com o intuito de substituir o mogno brasileiro (*Swietenia macrophylla* King.), que sofreu intensa exploração e passou a sofrer ameaça de extinção (TUCCI et al., 2007). Uma vantagem do cultivo de mogno africano, quando comparado ao mogno brasileiro, é a boa resistência ao ataque de brocas, que são as principais pragas nos plantios comerciais (LUNZ et al., 2009).

O cultivo do mogno africano tem chamado bastante a atenção dos produtores rurais, devido essa atividade apresentar alta projeção de rendimento econômico ao final do empreendimento (CUNHA, 2010). O elevado valor econômico, somado à fácil produção de mudas e ao rápido crescimento, são fatores que contribuem diretamente com a crescente produção desta espécie na região amazônica (ALBUQUERQUE, 2011). Atualmente, as regiões Norte e Sudeste são as maiores produtoras de mogno africano (NETO, 2014).

A família Meliaceae foi testada em experimento de fitorremediação com contaminação artificial por cobre (Cu) com o cedro-rosa (*Cedrela fissilis* Vell.) e a espécie se mostrou tolerante a níveis elevados ( $500 \text{ mg kg}^{-1}$ ) do elemento no solo (CAIRES et al., 2011), o que permite colocar em avaliação outras espécies pertencentes a esta família para tal finalidade. Os estudos sobre o mogno africano no país referem a sua utilização em sistemas silvipastoris e de reflorestamento de áreas degradadas (BRIGHENTI; MULLER, 2014), sendo desconhecido o potencial da espécie para fins de fitorremediação de áreas poluídas por metais pesados. Visto as boas características para a produção de mogno africano no Pará, caso seja constatada seu potencial para fitorremediação em estéril de Cu, a espécie poderá se constituir numa alternativa



importante na recuperação de áreas degradadas pela mineração, que normalmente apresenta quantidades consideráveis de resíduos altamente poluído por metais pesados.

#### 1.1.5. *Castanha-do-Brasil*

A castanha-do-Brasil (*Bertholletia excelsa* Bonpl.), pertencente à família Lecythidaceae, é uma espécie que se desenvolve bem regiões de clima quente e úmido, sendo bastante encontrada em regiões onde predominam os tipos climáticos tropicais chuvosos, com períodos de estiagem bem definidos (MULLER et al., 1995).

Nativa da região amazônica, a castanha-do-Brasil ocorre principalmente nos estados de Roraima, Acre, Amazonas, Rondônia e Pará, sendo geralmente encontrada em locais de difícil acesso. A espécie tem preferência pelos solos argilosos ou argilo-arenosos, com textura média a pesada (MULLER et al., 1995), se estabelecendo melhor em lugares mais secos, em florestas de terra firme não inundáveis (ARAÚJO et al., 2001). Quando adultas, as castanhas chegam a medir 50 m de altura, visando emergir do dossel da floresta (PAIVA, 2009). O caule é cilíndrico, liso e livre de ramos, apresentando casca escura, fendida, e ramos curvos nas extremidades (SERRANO, 2005). As folhas são espaçadas, alternadas e pecioladas, com coloração verde escura. O fruto é uma cápsula globosa que possui de 8 a 15 cm de diâmetro, e contém entre 15 e 30 sementes, pesando em média de 0,5 a 1,5 kg, aproximadamente (RIBEIRO, 2011).

A amêndoa, principal produto extraído da castanha-do-Brasil, é rica em proteínas, gorduras e sais minerais, sendo fundamental para a alimentação humana e de diversas espécies de animais (SERRANO, 2005). Também é considerada uma das espécies arbóreas mais importantes em se tratando da exploração extrativista amazônica, pois gera emprego e renda para muitos trabalhadores rurais e urbanos (TONINI, 2011).

Conforme o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010), as amêndoas, popularmente conhecidas como castanhas-do-Brasil, constituem o segundo produto florestal não madeireiro, tratando-se de importância comercial na região norte do Brasil, perdendo apenas para o açaí. Para 1 kg de amêndoas descascado são gerados em média 14 ouriços e 2,5 kg de tegumento como resíduos (TONINI, 2007).

Em trabalho realizado com cascas (tegumento) de castanha-do-Brasil como biossorvente, o resíduo teve afinidade e efetiva capacidade de remoção dos íons metálicos  $Cd^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$  e  $Cr^{3+}$  de soluções contaminadas (CASARIN, 2014). Os resíduos de castanha-do-Brasil se apresentam como uma opção importante, sustentável e de baixo custo e fonte de matéria

orgânica a ser testada para imobilização ou remoção de Cu de áreas poluídas em âmbito regional.

#### 1.1.6. Cinzas

A atividade agroindustrial, característica de países em desenvolvimento como o Brasil, gera uma gama de resíduos cuja a destinação é uma preocupação econômica e ambiental. A exemplo, a queima de biomassa vegetal como fonte de bioenergia no setor, dar origem a outros sub-resíduos como as cinzas das mais diferentes composições (CACURO; WALDMAN, 2015). Muitas vezes essas cinzas são abandonadas e depositadas em aterros de forma inadequada, se tornando um problema (PRADO et al., 2002). O desenvolvimento de técnicas para o aproveitamento destes materiais é uma forma importante de reduzir os danos ao meio ambiente, bem como dar a estes, nova utilidade.

O uso de cinzas como insumo na produção agrícola apresenta-se como uma opção economicamente viável em vários aspectos. Este material eleva a capacidade de retenção de água, o que favorece o desenvolvimento das culturas e diminui impactos ambientais ocasionados pela irrigação. As cinzas também são ricas em macro e micronutrientes, além de possuir capacidade de redução da acidez do solo (BRUNELLI; PISANI JR., 2006).

De acordo com a origem, as cinzas podem possuir altos teores nutricionais, sendo ricas em potássio (K), fósforo (P), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), o que qualifica este material para ser utilizado como complemento nutricional, dependendo do balanço nutricional no sistema solo-planta, bem como das exigências das plantas para alcançar um determinado nível de produtividade (NKANA et al., 1998).

Em função dos elevados teores de nutrientes, as cinzas apresentam-se como um insumo capaz de restituir parte dos nutrientes removidos pelas culturas (PIVA et al., 2013). E esta reciclagem diminui a necessidade de utilização de fertilizantes comerciais, colaborando diretamente com a redução da acidificação do solo e com a elevação do suprimento de Ca (ZIMMERMANN; FREY, 2002; SOFIATTI et al., 2007).

A composição das cinzas apresenta alta heterogeneidade, seja tratando-se da morfologia visto que possui partículas com tamanhos e formas distintos, e no que se refere à composição química, que varia de acordo com fatores relacionados à incineração, como tempo de incineração, tipo de biomassa incinerada e temperatura de incineração (TEIXEIRA et al., 2008). Assim, as cinzas são compostas principalmente por partículas de silicatos e dióxido de silício ( $\text{SiO}_2$ ), que compõe cerca de 60%. As partículas conhecidas como cenosferas, compostas de óxidos como  $\text{K}_2\text{O}$ ,  $\text{MgO}$ ,  $\text{P}_2\text{O}_5$  e  $\text{CaO}$ , representam cerca de 32 %, e as partículas chamadas de

carbono não queimado, que é resíduo dos materiais lignocelulósicos, as quais a quantidade é dependente da eficiência do processo de incineração e porcentagem de água no bagaço (CACURO; WALDMAN, 2015).

As alterações químicas no solo em função da aplicação das cinzas são variáveis, levando em consideração que o tipo de biomassa utilizada no processo de queima altera as propriedades da cinza vegetal, assim como a sua aplicabilidade. As cinzas de bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth) possuem elevado teor de K, enquanto que as cinzas de eucalipto (*Eucalyptus* sp.) apresentam riqueza em P e Ca (OSAKI; DAROLT, 1991).

As cinzas de bagaço de cana-de-açúcar, provenientes da queima como combustível em caldeiras, além das indicações como fonte de nutriente e reestruturação de solos, vem sendo aplicadas como adsorventes de metais pesados em solução, demonstrando alta capacidade de retirada destes metais de soluções aquosas (TAHA, 2006; SHAH et al., 2013). No estado do Pará a cultura da cana-de-açúcar figura como a segunda maior produção entre as lavouras temporárias, concentradas no município de Ulianópolis (FAPESPA, 2015). Os resíduos da produção da cana-de-açúcar na região são atraentes para a aplicação como tratamento em substratos poluídos com Cu, seja como um condicionante ou como um adsorvente de metais pesados para favorecer o estabelecimento de vegetação em áreas de mineração.

#### 1.1.7. Biocarvão

O biocarvão ou biochar, é o chamado carbono negro produzido a partir de fontes de biomassa, tais como restos de madeira, resíduos vegetais, estrume ou outros resíduos agrícolas com o objetivo de transformar o carbono da biomassa em uma forma mais estável. Assim, o biocarvão é o produto sólido da pirólise produzida pelo aquecimento da biomassa entre 300 a 700 °C na ausência de oxigênio, que contém matéria orgânica aromática estável com concentrações de carbono de cerca de 70% a 80% e matéria mineral, incluindo nutrientes. Entretanto, a temperatura de pirólise e as propriedades das matérias-primas tem influência direta nas características do biocarvão (ANAWAR et al., 2015).

Características como a alta área de superfície específica, maior porosidade, carga variável e grupos funcionais conferem ao biocarvão o potencial de aumentar a capacidade de retenção de água, pH, capacidade de troca catiônica (CTC), capacidade de sorção superficial e saturação de bases do solo (ANAWAR et al., 2015).

Devido ao biocarvão ser descrito com um material capaz de melhorar a fertilidade do solo dando condições ao estabelecimento da vegetação, também é empregado para recuperação de solos e substratos desestruturados físico e quimicamente. A utilização de biocarvão como

uma forma sustentável de melhorar solos altamente degradados não é um conceito novo, mas muito difundido e aceito nas pesquisas atuais (FELLET et al., 2011).

As atividades relacionadas à pesquisas e desenvolvimento do manejo do solo com o biocarvão aumentaram significativamente ao longo da última década e este vem sendo usado no solo não só para aumentar os estoques de carbono, mas também como condicionador, visto atuar positivamente nas diferentes funcionalidades deste compartimento (LEHMANN et al., 2015). Por exemplo, a aplicação de biocarvão proporcionou o aumento do pH, da CTC e da capacidade de retenção de água do solo, promovendo o crescimento de plantas (FELLET et al., 2014; REHMAN et al., 2016). Apresenta também, grande potencial como tratamento para fitorremediação de solos e substratos poluídos por metais pesados, sendo que para tal, os seus efeitos são variáveis dependendo do tipo de matéria prima de que deriva (FELLET et al., 2014; RODRÍGUEZ-VILA et al., 2014; RODRÍGUEZ-VILA et al., 2015).

O biocarvão produzido da serragem de pinho reduziu a disponibilidade de arsênio em solo contaminado por metais pesados, bem como a absorção do elemento por plantas de milho. Por outro lado, ao adicionar o biocarvão feito dos restos de poda de oliveira houve um aumento no teor disponível de arsênio e maior absorção pelas plantas (BRENNAN et al., 2014). Logo, a escolha do biocarvão é fundamental para maximizar a melhoria do solo e controlar a disponibilidade de poluentes.

#### 1.1.8. Selênio

O selênio (Se) é um metalóide onipresente no ambiente, e a sua concentração na maioria dos solos do mundo são baixas, variando de 0,01 a 2,0 mg kg<sup>-1</sup>, com uma média de 0,4 mg kg<sup>-1</sup>, embora, concentrações mais elevadas ( $\leq 1200$  mg kg<sup>-1</sup>) possam ocorrer em áreas de solos seleníferos (BROADLEY et al., 2006).

As condições ambientais e o material de origem governam a concentração e biodisponibilidade de Se no solo. As espécies predominantemente encontradas de Se na solução do solo são selenito (SeO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) e selenato (SeO<sub>4</sub><sup>2-</sup>). No entanto, o selenito é facilmente adsorvido por minerais do solo, enquanto que o selenato, além de ser mais comum em solos aerados, é menos retido pelas superfícies coloidais do solo e, portanto, disponível para as plantas mais facilmente, sendo também considerada a espécie de Se com maior potencial toxicológico (ABREU et al., 2011). Tais diferenças entre as duas formas também ocorrem na absorção e na mobilidade do elemento no interior da planta, o Se do selenito tende a acumular nas raízes, enquanto que o Se do selenato é mais facilmente transportado para a parte aérea (BOLDRIN et al., 2012).

Nas últimas décadas, apesar da controvérsia no meio científico, tem sido sugerido que o Se tem uma função importante de essencialidade em uma ampla gama de processos fisiológicos associados com a atividade antioxidante em organismos e é incorporado no metabolismo humano principalmente como um constituinte dietético de vegetais e cereais (RAMOS et al., 2011; DURÁN et al., 2013). Por isso, o Se é atualmente aplicado com mais frequência, como um fertilizante na agricultura para biofortificação e enriquecimento nutricional de espécies comestíveis como o arroz, por exemplo (WANG et al, 2013).

Alguns estudos utilizam a fertilização com Se para a amenização da toxidez de metais pesados para as plantas em substratos poluídos, assim como a redução da absorção destes elementos e entrada na cadeia alimentar. Os mecanismos do Se tidos como antioxidantes neste caso, estão relacionados ao antagonismo do elemento com alguns metais, reduzindo a absorção, e a formação de complexos nas raízes evitando a translocação em maiores quantidades para a parte aérea (AFTON; CARUSO, 2009; FENG et al, 2009).

Pouco se sabe sobre o efeito do Se como um amenizante na toxidez de Cu em plantas para fitorremediação de áreas poluídas pela mineração.

#### 1.1.9. *Silício*

O silício (Si) é o segundo elemento mais abundante na crosta terrestre, constituindo cerca de 28%, atrás apenas do oxigênio. No solo, a fase sólida do Si é composta principalmente por quartzo, juntamente com formas cristalinas de silicatos (plagioclásio, ortoclásio e feldspatos), minerais de argila secundários (caulinita, vermiculita e esmectita) e sílica amorfa. Tais formas não são completamente solúveis e geralmente inertes biogeoquimicamente (IMTIAZ et al., 2016).

A composição mineral do solo é frequentemente o principal determinante na disponibilidade de Si para as plantas. A maior forma solúvel do elemento no solo é de um ácido fraco, o ácido monossilícico, que para a maioria dos solos, cujo o pH é menor que 9, se encontra na forma de ácido silícico não dissociado em concentrações de 0,1 a 0,6 mM (MEHARG; MEHARG, 2015), sendo esta a forma prontamente absorvida pelas plantas (RIZWAN et al., 2015).

As plantas em geral absorvem o Si por três possíveis mecanismos, classificados como ativos, passivos e rejeitivos, dos quais a maioria das dicotiledôneas absorve passivamente por meio do fluxo de transpiração. A maior parte do Si absorvido é translocado para a parte aérea, e em muitas plantas a translocação chega a mais de 90% (RIZWAN et al., 2015).

Apesar do Si não ser considerado um nutriente essencial para as plantas, os seus benefícios para o crescimento e produção já foram comprovados (HASHEMI et al., 2010). Nas últimas décadas, o interesse pelo papel do Si na biologia das plantas vem aumentando constantemente, na qual a sua função de maior importância é a formação de defesa contra vários estresses bióticos e abióticos (MATICHENKOV et al., 2008).

Dentre os estresses abióticos, é reconhecido o papel do Si para amenizar a toxicidade de metais pesados em plantas. A exemplo, a adição do Si amenizou o efeito negativo do excesso de Zn em teores considerados críticos sobre o crescimento das plantas de *Eucalyptus urophylla* (PINTO et al., 2009). O Si utiliza de alguns mecanismos para diminuir os efeitos negativos dos metais pesados nas plantas, como a deposição de SiO<sub>2</sub> no apoplasto das raízes e na superfície foliar, formando uma barreira ao fluxo apoplástico de íons metálicos e ao fluxo de transpiração, e desta forma inibindo sua translocação para a parte aérea (SILVA et al., 2015).

A adição de Si melhora a resistência de plantas aos estresses causados pelo Cu, seja por meio da redução da perda de água, do fornecimento do metal para a folha, de depósitos de sílica associadas ao Cu ou a inibição de transporte deste para a parte aérea (IMTIAZ et al., 2016). Entretanto, pouco se sabe sobre os efeitos do Si como amenizante em plantas de mogno africano em substratos com nível elevado de poluição por Cu, tornando importante o esclarecimento para a fitorremediação.

## 2. FITORREMEDIAÇÃO DE ESTÉRIL DE COBRE COM RESÍDUOS ORGÂNICOS, AMENIZANTES E MOGNO AFRICANO

### 2.1. Introdução

A exploração mineral de cobre (Cu) é uma importante atividade econômica no estado do Pará, onde estão localizados os maiores depósitos de minério do metal do Brasil (MELO et al., 2014). Entretanto, a mineração é considerada umas das atividades antrópicas com maior potencial poluidor do solo e dos cursos d'água por metais pesados, como o Cu, níquel (Ni) e zinco (Zn).

A atividade mineradora, em geral, é caracterizada pela produção de grandes quantidades de resíduos sólidos, como os estéreis e rejeitos (IPEA, 2012). O aumento dos volumes das pilhas de resíduos nas minas vem ocasionando uma cobrança mais incisiva da sociedade e carece do manejo adequado destes materiais (ARAGÃO e FILHO, 2011). Depositados em locais sem qualquer sistema de proteção e expostos aos processos intempéricos, os resíduos se mostram altamente reativos, com elevado risco de dispersão de metais, podendo poluir as áreas de descarte e arredores (GONZÁLEZ e GONZÁLEZ-CHÁVEZ, 2006). A liberação destes elementos no solo é de grande risco ao funcionamento normal dos ecossistemas e à saúde da população. Desta forma, estratégias de recuperação de áreas poluídas devem ser adotadas afim de remover, conter ou reduzir as concentrações deste poluente no ambiente (CONAMA, 2009).

O uso de espécies arbóreas para fitorremediação de solos poluídos tem se mostrado vantajosa, pela maior produção de biomassa, recomposição vegetal das áreas e menor custo de implantação e manejo. O mogno africano (*Khaya ivorensis* A. Chev.) é cultivado no Pará desde a década de 1970. A espécie é uma Meliácea lenhosa que apresenta boa adaptação as condições edafoclimáticas da Amazônia, fácil produção de mudas e crescimento volumétrico relativamente rápido (ALBUQUERQUE, 2011). O cedro-rosa (*Cedrela fissilis* Vell.), também da família Meliaceae, demonstrou tolerância a níveis elevados de Cu em solo contaminado artificialmente (CAIRES et al., 2011). Assim, o mogno africano pode apresentar potencial para fitorremediação de solos poluídos por metais pesados na região.

A revegetação de resíduos de minas é complexa por conta dos efeitos fitotóxicos dos metais pesados, da baixa fertilidade e conteúdo de matéria orgânica (MO), retenção mínima de água e pouca estrutura (FELLET et al., 2011). Assim sendo, é importante a aplicação de tratamentos que favoreçam o crescimento inicial, o estabelecimento das plantas e o aumento da eficiência da fitorremediação (RIBEIRO FILHO et al., 2011; ZHANG et al., 2015), como a

utilização de matéria orgânica e agentes imobilizadores, que atuam na amenização da toxicidade dos metais (NOVO et al., 2013; ACCIOLY et al., 2004).

A amêndoa da castanha-do-Brasil é o segundo mais importante produto florestal não madeireiro da região norte (IBGE, 2010), do qual para cada 1 kg de amêndoa descascada são gerados em média 14 ouriços e 2,5 kg de tegumento como resíduos (TONINI, 2007). O tegumento de castanha-do-Brasil como biossorvente, mostrou afinidade e efetiva capacidade de remoção dos íons metálicos  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$  e  $\text{Cr}^{3+}$  de soluções contaminadas (CASARIN, 2014). Como o estado do Pará é o maior produtor mundial de castanha, o resíduo vegetal gerado pode se constituir em uma alternativa importante como fonte de matéria orgânica para imobilização de metais no solo.

A cinza de bagaço de cana-de-açúcar, além das indicações como fonte de nutriente e reestruturação de solos, vem sendo aplicada como adsorventes de metais pesados em solução, demonstrando alta capacidade de retirada destes elementos de soluções aquosas (TAHA, 2006; SHAH et al., 2013). O Si tem reduzido o estresse por metais nas plantas devido a complexação ou co-precipitação, a imobilização no meio de crescimento e a compartimentação na planta (LIANG et al., 2007). O Si também aumenta a retenção de metais na raiz e diminui a translocação para a parte aérea e reduz a peroxidação lipídica, a partir da estimulação de enzimas antioxidantes (SHI et al., 2005). O silício (Si), na forma de silicato de cálcio, teve um efeito amenizante, reduzindo a transferência de zinco para a parte aérea de plantas de eucalipto (ACCIOLY et al., 2009).

O Se também têm efeitos benéficos na redução da toxicidade de metais pesados para as plantas. Por ser um componente da glutatona peroxidase e tioredoxina redutase, atua como antioxidante ou ativa mecanismos de proteção da planta para amenizar o estresse oxidativo (KUMAR et al., 2012). O Se também tem efeito protetor contra a toxicidade de metais, influenciando a acumulação e a distribuição nas plantas (ZEMBALA et al., 2010; DUAN et al., 2013). A biofortificação de plantas de arroz com selênio (Se) diminuiu o acúmulo de cádmio e chumbo nos grãos, assim como a biodisponibilidade destes elementos no solo (HU et al., 2014)

A utilização de biocarvão como uma forma sustentável de melhorar solos altamente degradados não é um conceito novo, mas muito difundido e aceito nas pesquisas atuais (FELLETT et al., 2011). A aplicação de biocarvão como tratamento para fitorremediação de solos e substratos poluídos por metais apresenta grande potencial, mas seus efeitos dependem do tipo de matéria prima de que deriva (FELLETT et al., 2014; RODRÍGUEZ-VILA et al., 2014; RODRÍGUEZ-VILA et al., 2015).



O desenvolvimento de pesquisas que possibilitem o tratamento adequado dos resíduos pode ser útil para novas estratégias de remediação de áreas poluídas por metais, assim como proporcionar maior segurança ambiental no progresso da atividade mineradora na Amazônia. O objetivo é avaliar o potencial do mogno africano para a fitorremediação de estéril de mineração de Cu, a partir da adição de resíduos de castanha-do-Brasil, associado a amenizadores de fitotoxicidade de Cu na planta e no solo.

## 2.2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.2.1. Materiais

O estéril utilizado foi coletado em área de estocagem de resíduos sólidos de uma mina de extração artesanal de Cu, no município de Canaã dos Carajás, PA. A Província Mineral de Carajás possui grandes projetos de exploração de Cu desde o início dos anos 2000, contando também com as minas de pequena escala. O tegumento de castanha-do-Brasil utilizado como resíduo orgânico foi coletado em feiras livres do município de Belém, PA, e posteriormente decomposto ao ar livre.

O biocarvão foi produzido com o fruto da castanha-do-Brasil (ouriço), em forno cuja temperatura de pirolise foi de 500 °C, durante 2 h. A cinza proveniente da queima de bagaço de cana-de-açúcar em caldeiras de alta pressão, utilizada como tratamento fonte de silício, foi adquirida de usina sucroalcooleira do estado de São Paulo. As cinzas são compostas principalmente por partículas de silicatos e dióxido de silício (SiO<sub>2</sub>), que compõe cerca de 60% (CACURO; WALDMAN, 2015).

Amostras dos materiais usados foram retiradas, secas ao ar, passadas em peneira de 2 mm e homogeneizadas para a determinação das propriedades químicas segundo Embrapa (2011) e o Si conforme Korndörfer et al. (2004) (Tabela 1).

**Tabela 1** - Propriedades químicas dos materiais utilizados.

Materiais	pH	Ca + Mg	Al	Al+H	P	K	Si (%)	
	H <sub>2</sub> O	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>			g kg <sup>-1</sup>		total	disponível
E	5,1	12,00	1,20	1,70	11,31	0,53	-	-
CP	4,6	6,25	2,55	30,85	0,80	8,67	-	-
Bio	9,2	2,30	0,45	2,70	1,31	0,84	-	-
Ci	10,33	7,50	3,90	0,00	7,92	355,76	16,8	1,64

E (estéril), CP (castanha-do-Brasil), Bio (biocarvão) e Ci (cinza).

### 2.2.2. Experimento em casa de vegetação

O experimento foi em casa de vegetação da Universidade Federal Rural da Amazônia/UFRA, no município de Belém, conduzido em vasos de polietileno de 2,5 dm<sup>3</sup>. Como substrato, foi utilizado uma composição de 60% de estéril de Cu (E) e 40% de resíduo de castanha-do-Brasil (CP) - equivalentes a 1500 mL e 1000 mL, respectivamente - em todas as unidades experimentais. A proporção de 40% foi definida a partir do trabalho com composto orgânico de Rodríguez-Vila et al. (2015).

A mistura E/CP 40% (v/v) foi mantida incubada por 30 dias em sacos plásticos, com umidade a 50% da capacidade de retenção de água do substrato. Após o período de incubação foram adicionados os tratamentos.

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado, com oito tratamentos e três repetições, totalizando 24 unidades experimentais. Os tratamentos foram: CP (controle), acrescido de silício (Si), cinzas de caldeira de cana-de-açúcar (Ci), selênio (Se) e biocarvão (Bio), Se + Si, Se + Bio e Se + Ci.

O CP foi constituído apenas da mistura E/CP na proporção de 40% (v/v) (RODRÍGUEZ-VILA et al., 2015). O Si foi adicionado na dose de 1,8 g kg<sup>-1</sup> (ACCIOLY et al., 2009), na forma de silício agrícola 75% - SiO<sub>2</sub>, correspondente a 5,14 g kg<sup>-1</sup> do produto. A Ci foi adicionada baseada na concentração de silício, na dose de 1,8 g kg<sup>-1</sup> (ACCIOLY et al., 2009), que corresponde a 14,4 g kg<sup>-1</sup> da cinza. O Se foi aplicado na forma de selenato de sódio - Na<sub>2</sub>SeO<sub>4</sub>, na dose de 0,001 g kg<sup>-1</sup> (HU et al., 2014), correspondente 0,006 g do produto por vaso. O Bio adicionado na dose de 5% (v/v) (RODRÍGUEZ-VILA et al., 2015) – equivalente a 125 mL - da mistura do substrato. Os tratamentos Se + Si, foram adicionados nas doses de 0,001 g kg<sup>-1</sup> e 1,8 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente; Se + Bio, adicionados nas doses de 0,001 g kg<sup>-1</sup> e 5% (v/v), respectivamente; e, Se + Ci, adicionados nas doses de 0,001 g kg<sup>-1</sup> e 14,4 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Combinações foram realizadas para verificar se o efeito amenizante do Si e Se é potencializado na amenização do estresse dos metais pesados nas plantas.

Após a aplicação dos tratamentos, os substratos foram misturados, homogeneizados manualmente e incubados por mais 60 dias, com umidade próxima a 60% do volume total dos poros. Após esse período foi realizado o transplante de uma muda de mogno africano (*Khaya ivorensis*) por vaso. As mudas de mogno africano foram adquiridas de viveiro especializado e aclimatadas durante 20 dias. No início do trabalho as mudas possuíam 4 meses de idade fisiológica e altura média de 20,3 cm. A umidade foi mantida aproximadamente constante a 60% do volume total de poros, por rega diária ao longo do experimento.

O experimento foi conduzido durante 90 dias de cultivo e as plantas então colhidas, separando folhas, caules e raízes. Todas as partes foram lavadas em uma solução de detergente (0,1% v/v), enxaguadas em água corrente e água deionizada, secas em estufa com circulação forçada de ar a 60 °C, durante 72 h e em seguida pesadas para determinação do peso da matéria seca.

### 2.2.3. Métodos analíticos

Amostras do estéril e do substrato de cada tratamento após o experimento foram secas ao ar, peneiradas em malha de 2 mm e trituradas em gral para determinação dos teores de metais pesados. Os teores pseudototais foram obtidos a partir de digestão ácida em microondas (MarsXpress 6, CEM Corporation) pelo método EPA 3051 (USEPA, 1994). Os teores disponíveis foram extraídos utilizando a solução extratora de Mehlich 1 proposta por Mehlich (1953).

A matéria seca (raiz e parte aérea) das plantas foi triturada em gral e acondicionada em recipientes plásticos fechados. Os teores de metais pesados nos tecidos vegetais (raiz e parte aérea) foram extraídos por digestão ácida, com 250 mg da amostra, 2 mL de HNO<sub>3</sub> + 2 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e 5 mL de água ultrapura (MS 2000, Gehaka), digerido em microondas, segundo preconizado por Melo et al. (2011).

Os materiais de referência certificados para solo (ERM-CC141) e planta (ERM-CD281) e os brancos de ácidos foram analisados em paralelo com as amostras afim de verificar a eficiência e a precisão analítica. As concentrações dos metais pesados nos extratos foram determinadas usando espectrofotômetro de absorção atômica – AAS (iCE 3000 Series; Thermo Scientific).

### 2.2.4. Parâmetros calculados

A partir das determinações dos metais pesados nos substratos e nas partes das plantas foram calculados os parâmetros utilizados para identificar o potencial fitorremediador do mogno africano.

A quantidade de metais acumulada (µg/planta) nas raízes e parte aérea foi calculada considerando o teor do elemento e a matéria seca nas diferentes partes, seguindo a equação 1 (Chaves et al., 2010):

$$A = (\text{MSR ou MSPA (mg)} \times [\text{Metal}]_{\text{MSR ou MSPA (mg kg}^{-1})}) / 1000 \quad \text{Equação (1)}$$

Os fatores de translocação (FT) da raiz para a parte aérea e de bioconcentração (FBC) foram calculados de acordo com as equações 2 e 3, utilizadas por Shi e Cai (2009), e o fator de biotransferência (FBT) seguindo a equação 4 (Rodríguez-Vila et al., 2014):

$$FT = [\text{Metal}]_{\text{parte aérea}} / [\text{Metal}]_{\text{raiz}} \quad \text{Equação (2)}$$

$$FBC = [\text{Metal}]_{\text{parte aérea ou raiz}} / [\text{Metal}]_{\text{solo total}} \quad \text{Equação (3)}$$

$$FBT = [\text{Metal}]_{\text{parte aérea ou raiz}} / [\text{Metal}]_{\text{solo disponível}} \quad \text{Equação (4)}$$

### 2.2.5. Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos a análise de normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk e análise de variância (ANOVA) e as médias comparadas pelo teste de Scott-Knott ( $p < 0,05$ ), utilizando o programa Assistat versão 7.7 beta.

## 2.3. RESULTADOS

### 2.3.1. Teores de metais pesados nos substratos e plantas

Os tratamentos e o cultivo de mogno africano reduziram ( $p < 0,01$ ) os teores pseudototais e disponíveis de Cu, em relação aos teores no estéril, variando de 1,8% a 25% entre todos os tratamentos (Tabela 2). A disponibilidade de Cu no tratamento com Se+Ci foi reduzida em 5% em relação ao estéril. Os teores disponíveis de Cu sofreram maiores reduções ( $p < 0,01$ ) quando utilizados os tratamentos CP, Ci, Se+Bio e Se+Ci.

O tratamento com Se+Bio reduziu de forma significativa ( $p < 0,01$ ) o teor disponível de Ni em relação aos outros tratamentos e em 21% sobre o verificado no estéril. No entanto, o tratamento com Se, seguido dos tratamentos Bio, CP, Se+Si e Si o teor disponível de Ni foi significativamente maior ( $p < 0,01$ ).

Os maiores teores pseudototais de Zn foram nos tratamentos CP (1658 mg kg<sup>-1</sup>), Se (1614 mg kg<sup>-1</sup>) e Se+Si (1587 mg kg<sup>-1</sup>), dos quais CP e Se tiveram maiores teores do elemento em relação ao estéril (Tabela 2). A adição de Se+Bio e Se+Ci reduziu o teor pseudototal de Zn em 17% e 18%, em relação ao estéril, porém aumentaram a disponibilidade. Apesar dos teores pseudototais considerados elevados de Zn nos substratos, a disponibilidade do elemento foi extremamente baixa em relação ao Cu e ao Ni.

Os teores mais altos ( $p < 0,01$ ) de Cu na matéria seca das raízes de mogno africano ocorreram nos tratamentos com Bio, Se+Ci e Se, seguidos de Se+Si, Si, Se+Bio, CP e Ci, respectivamente (Tabela 2). O Bio proporcionou um teor de Cu ( $4129 \text{ mg kg}^{-1}$ ) 67,5% maior na matéria seca da raiz em relação aos menores teores, observados em CP ( $1349 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e Ci ( $1312 \text{ mg kg}^{-1}$ ). A adição do tratamento com Se+Si aumentou significativamente ( $p < 0,01$ ) o teor de Cu na parte aérea das plantas, representado 65% a mais que em CP, tratamento que proporcionou menor teor. Os tratamentos com Bio, Si, Se+Bio e Se+Ci tiveram teores elevados do metal na parte aérea não apresentando variação ( $p < 0,01$ ) entre eles, seguidos do Se.

**Tabela 2** - Teores de metais pesados nos substratos e em partes das plantas.

	Cu	Ni	Zn	Cu	Ni	Zn
	Pseudototal ( $\text{mg kg}^{-1}$ )			Disponível ( $\text{mg kg}^{-1}$ )		
<b>CP</b>	$56409 \pm 1849 \text{ c}$	$4144 \pm 90 \text{ b}$	$1658 \pm 68 \text{ a}$	$9078 \pm 162 \text{ b}$	$1515 \pm 8 \text{ b}$	$26 \pm 1,8 \text{ a}$
<b>Si</b>	$67168 \pm 2437 \text{ b}$	$3883 \pm 38 \text{ c}$	$1517 \pm 74 \text{ b}$	$9491 \pm 44 \text{ a}$	$1493 \pm 12 \text{ b}$	$16 \pm 1,8 \text{ c}$
<b>Ci</b>	$59961 \pm 1776 \text{ c}$	$3667 \pm 95 \text{ c}$	$1464 \pm 36 \text{ b}$	$9136 \pm 83 \text{ b}$	$1448 \pm 50 \text{ c}$	$20 \pm 0,8 \text{ b}$
<b>Se</b>	$73533 \pm 213 \text{ a}$	$4026 \pm 42 \text{ b}$	$1614 \pm 57 \text{ a}$	$9347 \pm 15 \text{ a}$	$1609 \pm 66 \text{ a}$	$24 \pm 0,7 \text{ a}$
<b>Bio</b>	$74157 \pm 2863 \text{ a}$	$3762 \pm 23 \text{ c}$	$1503 \pm 27 \text{ b}$	$9303 \pm 64 \text{ a}$	$1541 \pm 31 \text{ b}$	$16 \pm 2,2 \text{ c}$
<b>Se+Si</b>	$67478 \pm 1493 \text{ b}$	$4242 \pm 150 \text{ a}$	$1587 \pm 24 \text{ a}$	$9279 \pm 23 \text{ a}$	$1509 \pm 49 \text{ b}$	$23 \pm 0,05 \text{ a}$
<b>Se+Bio</b>	$66772 \pm 2698 \text{ b}$	$4341 \pm 119 \text{ a}$	$1313 \pm 8 \text{ c}$	$9055 \pm 103 \text{ b}$	$1334 \pm 17 \text{ d}$	$25 \pm 2,7 \text{ a}$
<b>Se+Ci</b>	$67669 \pm 2143 \text{ b}$	$4362 \pm 119 \text{ a}$	$1299 \pm 120 \text{ c}$	$8977 \pm 28 \text{ b}$	$1409 \pm 22 \text{ c}$	$24 \pm 2,6 \text{ a}$
<b>E</b>	75535	4254	1596	9450	1698	5
<b>VRQ</b>	9,9	1,4	7,2	-	-	-
	Raiz ( $\text{mg kg}^{-1}$ )			Parte aérea ( $\text{mg kg}^{-1}$ )		
<b>CP</b>	$1349 \pm 74 \text{ d}$	$500 \pm 9 \text{ d}$	$16 \pm 1,27 \text{ b}$	$196 \pm 18 \text{ e}$	$428 \pm 2 \text{ c}$	$17 \pm 1,03 \text{ a}$
<b>Si</b>	$2876 \pm 5 \text{ b}$	$546 \pm 6 \text{ c}$	$12 \pm 1,39 \text{ b}$	$435 \pm 44 \text{ b}$	$495 \pm 11 \text{ a}$	$19 \pm 0,3 \text{ a}$
<b>Ci</b>	$1312 \pm 41 \text{ d}$	$585 \pm 18 \text{ c}$	$21 \pm 3,14 \text{ a}$	$299 \pm 12 \text{ d}$	$443 \pm 7 \text{ c}$	$18 \pm 1,3 \text{ a}$
<b>Se</b>	$3664 \pm 496 \text{ a}$	$919 \pm 33 \text{ a}$	$20 \pm 1,12 \text{ a}$	$350 \pm 6 \text{ c}$	$415 \pm 2 \text{ d}$	$14 \pm 1,12 \text{ b}$
<b>Bio</b>	$4129 \pm 31 \text{ a}$	$867 \pm 44 \text{ b}$	$15 \pm 1,07 \text{ b}$	$440 \pm 25 \text{ b}$	$432 \pm 2 \text{ c}$	$15 \pm 0,41 \text{ b}$
<b>Se+Si</b>	$3062 \pm 43 \text{ b}$	$488 \pm 6 \text{ d}$	$13 \pm 1,2 \text{ b}$	$574 \pm 8 \text{ a}$	$340 \pm 5 \text{ d}$	$14 \pm 1,33 \text{ b}$
<b>Se+Bio</b>	$2313 \pm 471 \text{ c}$	$469 \pm 5 \text{ d}$	$14 \pm 0,54 \text{ b}$	$417 \pm 21 \text{ b}$	$413 \pm 12 \text{ d}$	$14 \pm 1,34 \text{ b}$
<b>Se+Ci</b>	$3799 \pm 539 \text{ a}$	$524 \pm 20 \text{ d}$	$13 \pm 0,82 \text{ b}$	$397 \pm 21 \text{ b}$	$474 \pm 12 \text{ b}$	$15 \pm 0,14 \text{ b}$

Médias  $\pm$  desvios padrões. As médias seguidas por letras diferentes para os tratamentos na mesma coluna diferem significativamente pelo teste de Scott-Knott ( $p < 0,01$ ). CP – castanha-do-Brasil, Si – silício, Ci – cinzas de caldeiras de cana-de-açúcar, Se – selênio, Bio – biocarvão, Se+Si – selênio com silício, Se+Bio – selênio com biocarvão, Se+Ci – selênio com cinzas de caldeiras de cana-de-açúcar, E – estéril de Cu, VRQ – valor de referência de qualidade para solos do estado do Pará (Fernandes et al., 2013).

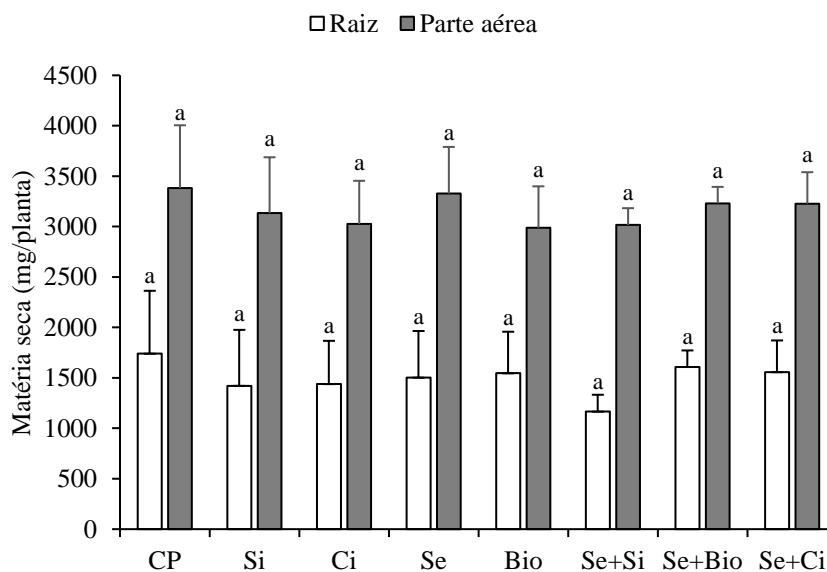
O Ni na matéria seca das raízes de mogno africano teve teores significativamente maiores ( $p < 0,01$ ) no tratamento com Se ( $919 \text{ mg kg}^{-1}$ ), seguido do Bio ( $867 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Tabela 2). O teor de Ni nas raízes das plantas cultivadas no tratamento com Se foi cerca de 49% superior ao verificado para Se+Bio ( $469 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Nos tratamentos com Se+Ci, CP, Se+Si e

Se+Bio o teor do metal na raízes foi mais baixo comparado aos demais. Na parte aérea, o maior teor de Ni foi verificado no tratamento com Si ( $p < 0,01$ ), seguido por Se+Ci.

Os teores de Zn nas raízes foram mais elevados ( $p < 0,01$ ) nos tratamentos com Ci (21 mg kg<sup>-1</sup>) e com Se (20 mg kg<sup>-1</sup>), os demais tratamentos não diferiram entre eles (Tabela 2). Na parte aérea, os teores de Zn também se mostraram baixos, dos quais CP, Si e Ci proporcionaram os maiores teores ( $p < 0,01$ ) do elemento.

### 2.2.3. Matéria seca e acúmulo nas plantas

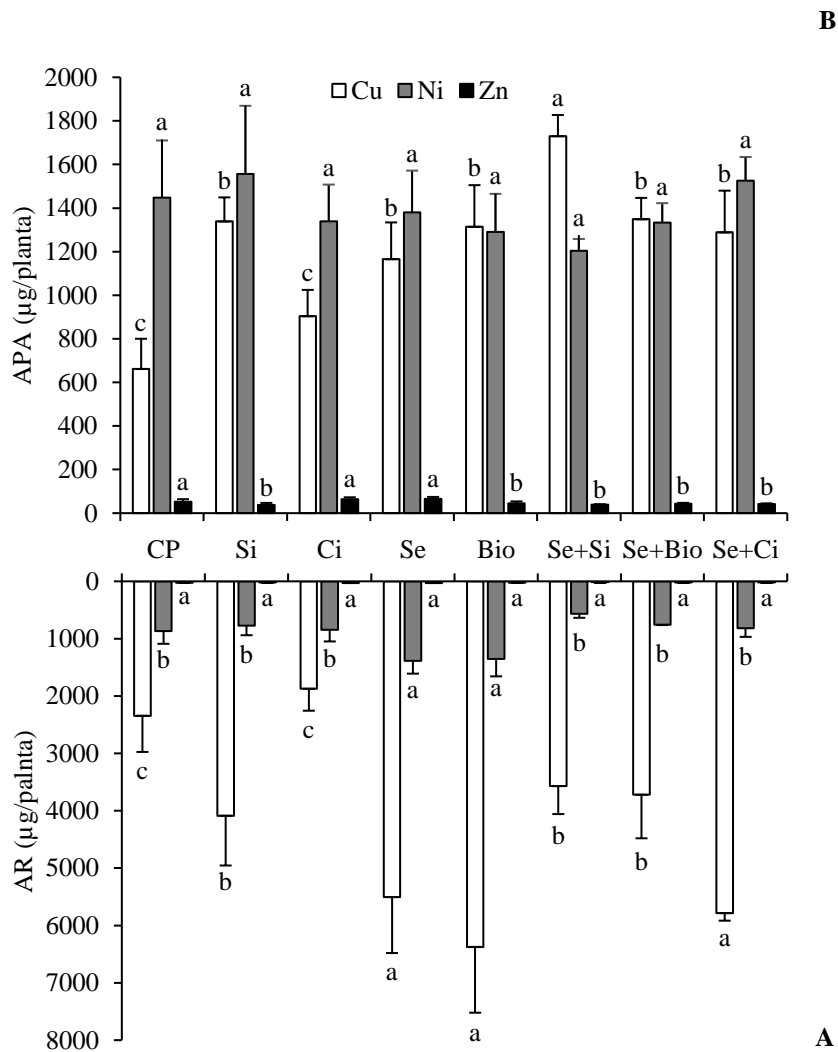
Não houve diferenças entre os tratamentos ( $p < 0,05$ ) na produção de matéria seca da raiz e da parte aérea (Figura 1). A matéria seca da raiz foi de 1740 mg/planta e 1166 mg/planta para os tratamentos com CP e com Se+Si, respectivamente, e a produção de matéria seca da parte aérea foi de 3382 mg/planta e 2987 mg/planta para os tratamentos com CP e com Bio, respectivamente.



**Figura 1** - Matéria seca da raiz e da parte aérea de plantas cultivadas em substratos contendo estéril de mineração após tratamento com resíduos orgânicos e amenizadores de fitotoxicidade por metais. Barras seguidas por letras iguais não diferem significativamente ( $p < 0,01$ ).

Os acúmulos de metais pesados na raiz (AR) (Figura 2A) e na parte aérea (APA) (Figura 2B) de mogno africano variaram ( $p < 0,01$ ) entre os tratamentos aplicados. O acúmulo na raiz foi maior do que na parte aérea para ambos os metais, mesmo este compartimento tendo maior matéria seca.

Os tratamentos com Se, Bio e Se+Ci proporcionaram maior acúmulo de Cu nas raízes ( $p < 0,01$ ). O cultivo do mogno realizado no substrato tratado apenas com CP e no tratamento Ci promoveu uma redução no acúmulo de Cu na raiz, cujos valores foram 2345  $\mu\text{g/planta}$  e 1874  $\mu\text{g/planta}$ , respectivamente. O acúmulo de Cu na raiz em Bio (6375  $\mu\text{g/planta}$ ) foi cerca de 3 vezes maior em relação ao apresentado em Ci (1874  $\mu\text{g/planta}$ ). O substrato tratado com a combinação Se+Si proporcionou o maior acúmulo de Cu (1730  $\mu\text{g/planta}$ ) na parte aérea das plantas (Figura 2B). Para os tratamentos com Si, Se, Bio, Se+Bio e Se+Ci não houve diferenças significativas ( $p < 0,01$ ). Assim como na raiz, os substratos com CP e tratado com Ci também apresentaram os menores acúmulos do metal na parte aérea das plantas, 662  $\mu\text{g/planta}$  e 904  $\mu\text{g/planta}$ , respectivamente.



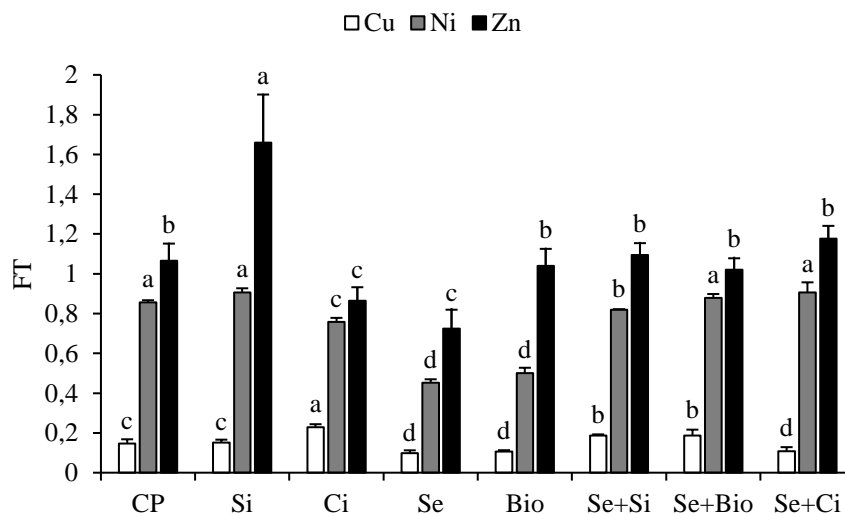
**Figura 2** - Acúmulo de metais pesados na raiz (AR) (A) e na parte aérea (APA) (B) de plantas cultivadas em substratos contendo estéril de mineração após tratamento com resíduos orgânicos e amenizadores de fitotoxidez por metais. Barras seguidas por letras iguais não diferem significativamente ( $p < 0,01$ ).

O acúmulo de Ni na raiz e na parte aérea (Figura 2B) se mostrou diferente aos verificados para Cu. Na raiz, o acúmulo de Ni nos tratamentos com Se (919  $\mu\text{g/planta}$ ) e com Bio (867  $\mu\text{g/planta}$ ) foram significativamente mais elevados em relação aos demais, e destes últimos, não foi verificada diferenças significativas ( $p < 0,01$ ) (Figura 2A). Para o acúmulo de Ni na parte aérea não houve diferenças significativas ( $p < 0,01$ ).

Entre os tratamentos aplicados não houveram diferenças significativas ( $p < 0,01$ ) no acúmulo de Zn na matéria seca da raiz de mogno africano. Na parte aérea, os acúmulos de Zn permaneceram baixos em relação aos outros elementos. Os acúmulos de Zn foram significativamente maiores ( $p < 0,01$ ) nos tratamentos com CP (52  $\mu\text{g/planta}$ ), Ci (64  $\mu\text{g/planta}$ ) e Se (65  $\mu\text{g/planta}$ ), e os outros tratamentos não variaram entre eles.

#### 2.2.4. Fatores de fitorremediação

O fator de translocação (FT) de Cu (Figura 3) foi mais elevado (0,22) nas plantas, cujo substrato foi tratado com Ci ( $p < 0,01$ ), seguido pelos tratamentos com Se+Si e Se+Bio.



**Figura 3** - Fator de translocação (FT) de metais em plantas cultivadas em substratos contendo estéril de mineração após tratamento com resíduos orgânicos e amenizadores de fitotoxidez por metais. Barras seguidas por letras iguais não diferem significativamente ( $p < 0,01$ ).

O FT de Ni em plantas de mogno nos tratamentos CP (0,86), Si (0,91), Se+Bio (0,88) e Se+Ci (0,91) foi em média 75% mais elevado do que o apresentado para Cu no tratamento com Ci (0,22) (Figura 3). O FT de Ni foi significativamente maior ( $p < 0,01$ ) nos tratamentos CP, Si, Se+Bio e Se+Ci. Contudo, as plantas dos tratamentos com Se e com Bio tiveram menores ( $p < 0,01$ ) translocações de Ni com FT 0,45 e 0,5, respectivamente.



O Zn teve FT maior que 1 em todos os tratamentos, exceto em Ci (0,86) e em Se (0,72) (Figura 3). O FT nas plantas do tratamento com Si (1,66) foi maior ( $p < 0,01$ ) comparados aos demais.

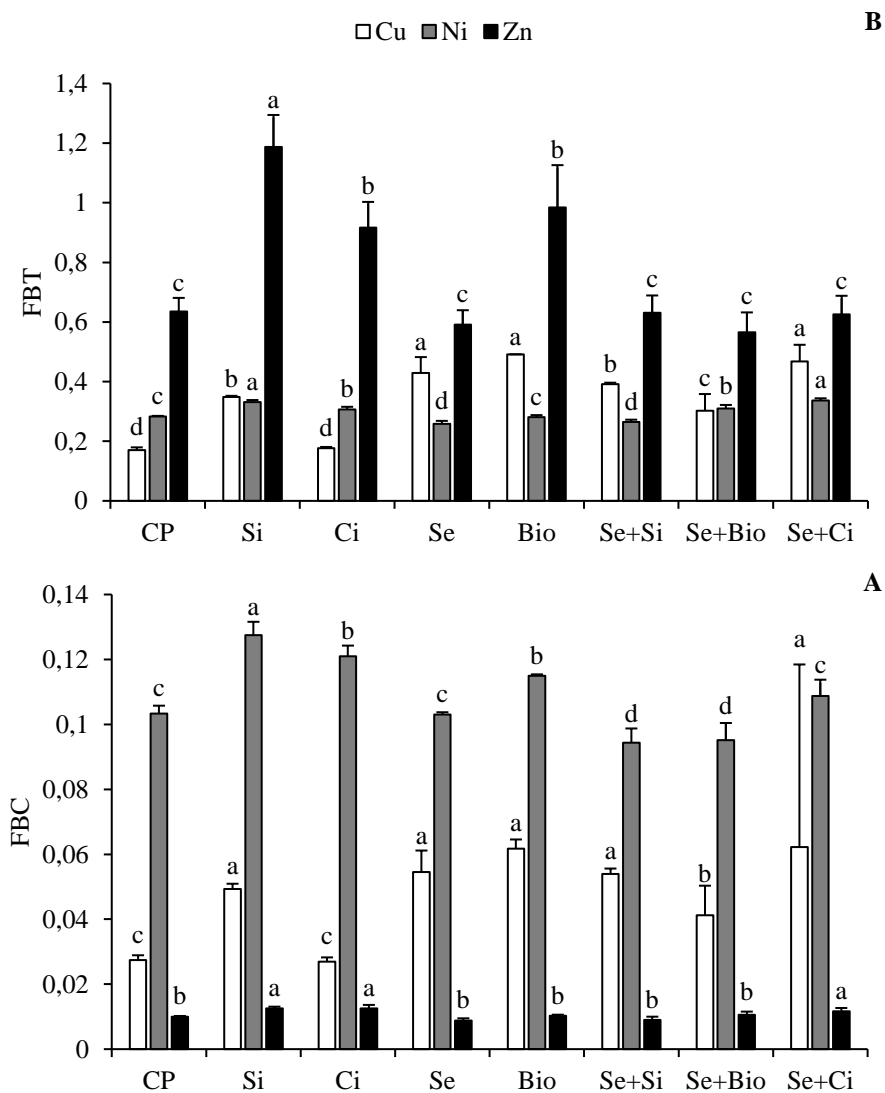
O fator de bioconcentração (FBC) foi baixo para os metais pesados analisados (Figura 4A). O maior ( $p < 0,01$ ) FBC de Cu foi proporcionado pelos tratamentos com Si, Se, Bio, Se+Si e Se+Ci. O tratamento com Se+Bio promoveu uma redução em relação aqueles tratamentos, enquanto os substratos tratados apenas com CP e com Ci tiveram menor FBC.

O FBC de Ni se mostrou mais elevado ( $p < 0,01$ ) no tratamento com Si (0,13), seguido de Ci (0,12) e Bio (0,11). Se+Si e Se+Bio tiveram os menores FBC de Ni. Zn teve o menor FBC entre os metais avaliados, sendo significativamente maior ( $p < 0,01$ ) apenas nos tratamentos com Si, Ci e Se+Ci, sem diferenças entre os outros tratamentos.

O fator de biotransferência (FBT) foi significativamente maior ( $p < 0,01$ ) nas plantas em que os substratos foram tratados com Se, Bio e Se+Ci (Figura 4B). Os tratamentos com Si e com a combinação Se+Si apresentaram o segundo maior FBT de Cu nas plantas que por sua vez foram maiores que o Se+Bio. Os substratos tratados apenas com CP e com Ci tiveram menor FBC.

Para Ni o FBT foi baixo em todos os tratamentos aplicados (Figura 4B). Os valores mais baixos ( $p < 0,01$ ) de FBT de Ni foram verificados para Se e Se+Si. Contudo, os tratamentos com Si (0,33) e com Se+Ci (0,33) foi mais elevado ( $p < 0,01$ ) comparado aos demais.

Comportamento diferente foi constatado para o FBT de Zn, no qual os valores apresentados foram sempre altos em relação aos verificados para os outros elementos. No tratamento com Si (1,19) o FBT se apresentou maior que 1 e foi significativamente mais elevado ( $p < 0,01$ ) comparados aos outros tratamentos.



**Figura 4** - Fatores de bioconcentração (FBC) (A) e de bioconcentração (FBT) (B) de metais em plantas cultivadas em substratos contendo estéril de mineração após tratamento com resíduos orgânicos e amenizadores de fitotoxidez por metais. Barras seguidas por letras iguais não diferem significativamente ( $p < 0,01$ ).

## 2.4. DISCUSSÃO

### 2.4.1. Metais pesados nos substratos

Os altos teores de metais pesados nos substratos após o experimento (Tabela 2) se deve a elevada contaminação do estéril. O estéril é um material grosseiro resultado de processos de exploração artesanal, com baixo aproveitamento dos metais de interesse. Fatores como a composição multi contaminada dos resíduos sólidos e a diluição dos substratos tratados pela adição de resíduos orgânicos dificultam a redução dos teores de metais pesados em experimentos de fitorremediação (PÉREZ-ESTEBAN et al., 2014; RODRÍGUEZ-VILA et al.,

2015). Além disto, a aplicação de tratamentos em ambientes investigados com a presença simultânea de metais pesados pode ter efeitos contraditórios sobre a biodisponibilidade e toxicidade de elementos específicos, dependendo do tipo de resíduo adicionado (BEESLEY et al., 2010).

Os menores teores pseudototais e disponíveis de Cu (Tabela 2) nos tratamentos com CP e com Ci estão relacionados a afinidade que estes resíduos tem para formarem quelatos ou complexos com íons metálicos, o que efetiva a sua capacidade de remoção de soluções contaminadas (CASARIN, 2014; CACURO; WALDMAN, 2015). O Cu apresenta maior retenção com alta capacidade para deslocar Ni e Zn de locais de adsorção de resíduos vegetais (GARRIDO-RODRÍGUEZ et al., 2014). Logo, estes elementos podem, por vezes, terem sido excluídos de sítios de adsorção pela presença dos elevados teores de Cu.

A capacidade do CP se deve ao tipo de morfologia que a castanha-do-Brasil apresenta, como superfície de aspecto fibroso e poroso com estrutura irregular e heterogênea. Assim como alguns grupos funcionais característicos capazes de adsorver íons metálicos, dos quais citam-se os grupos OH e N-H de amidas, C-H dos grupos de alcanos e C=O de cetonas e dos grupos carboxílicos (CASARIN, 2014). A redução dos teores de metais pesados ocorrida nos substratos com Ci se deve principalmente a atividade de adsorção proporcionada pela porosidade e às partículas conhecidas como carbono não queimado (resíduos de materiais lignocelulósicos), constituintes das cinzas de biomassa de cana-de-açúcar (CACURO; WALDMAN, 2015). A aplicação de cinzas de cana-de-açúcar retirou através da adsorção cerca de 95% de  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ , e  $\text{Cr}^{2+}$  no tratamento de águas de esgoto industrial (TAHA, 2006).

A redução dos teores disponíveis de Cu e Ni no tratamento com Se+Bio (Tabela 2) está relacionado provavelmente a alta área de superfície específica, maior porosidade, carga variável e grupos funcionais que o biocarvão apresenta (ANAWAR et al., 2015). Essas características foram potencializadas com o Se aplicado na forma de selenato ( $\text{SeO}_4^{2-}$ ), que preferencialmente forma complexo de esfera externa, com uma molécula de água entre o ânion e a superfície do solo (ABREU et al., 2011). Dessa forma, o uso combinado do biocarvão com o Se é indicado em programas de fitorremediação em solos poluídos com Cu e Ni, por diminuir a disponibilidade desses metais.

Diversos estudos atribui a capacidade do biocarvão e do Se na redução de teores disponíveis de metais pesados em solos poluídos (HU et al., 2014; KARAMI et al., 2011). No entanto, isto não ocorreu com as adições separadas de Se e de Bio, nas quais aumentaram os teores disponíveis de Cu e Ni nos substratos (Tabela 2). Beesley et al. (2010) atribuíram o aumento das concentrações de Cu nas águas dos poros do solo a concentração elevada de

carbono solúvel do composto e do biocarvão utilizados. Comportamento este que se manteve em aplicações separadas dos tratamentos para a fase inicial do experimento (BEESLEY et al., 2010). A escolha do biocarvão é fundamental para maximizar a melhoria do solo e controlar a disponibilidade de poluentes, de tal modo que biocarvões de diferentes origens podem produzir efeitos diferentes na dinâmica de metais pesados no solo (FELLET et al., 2011). Fato ocorrido em trabalho realizado por Brennan et al. (2014) no qual o biocarvão produzido da serragem de pinho reduziu a disponibilidade de arsênio em solo contaminado por metais pesados e o biocarvão oriundo de restos de poda de oliveira aumentou o teor disponível de arsênio.

O Si e Se+Si aumentaram os teores disponíveis de Cu e Ni nos substratos (Tabela 2) Resultados diferentes foram encontrados por Paim et al. (2006), ao tratar um solo combinando Si e P, em doses crescentes. Houve redução dos teores disponíveis de Cd, Pb, Cu e Zn no solo, o que foi atribuído a ação alcalinizante da forma aplicada (silicato de cálcio) e a capacidade de formar silicatos insolúveis (PAIM et al., 2006).

#### 2.4.2. Metais pesados nas plantas e tolerância

De acordo com os teores de Cu e Ni na matéria seca da raiz e parte aérea (Tabela 2) e com a matéria seca produzida (Figura 1), as plantas de mogno africano apresentaram tolerância ao excesso destes metais em todos os tratamentos aplicados. A exemplo, a *Brassica juncea*, espécie de um gênero que vem demonstrando um bom desempenho no acúmulo de metais nos tecidos vegetais, teve seu cultivo impossibilitado em solos de sedimentação de rejeitos de mineração não tratados com teores consideráveis de Cu (RODRÍGUEZ-VILA et al., 2015).

O teor de Cu na matéria seca do mogno africano (Tabela 2), analisando raiz e parte aérea, foi 228 vezes superior aos teores considerados normais para a maioria das espécies vegetais, 2 a 20 mg kg<sup>-1</sup> (KABATA-PENDIAS, 2010), padrão que se repete mesmo quando se avalia as partes individualizadas. A classificação de espécies vegetais quanto ao potencial de acumular Cu nos tecidos para plantas hiperacumuladoras é de na matéria seca O maior teor apresentado pelas plantas de mogno africano neste estudo foi de 4569 mg kg<sup>-1</sup>, o que classifica essa espécie como hiperacumuladora. Em estudo avaliando o potencial de espécies nativas do Brasil para remediação de solos contaminados por Cu, Silva et al. (2015) encontraram teor de 338 mg kg<sup>-1</sup> na *Bauhinia forficata*, a espécie com melhor desempenho entre as estudadas.

Os teores normais de Ni nas plantas variam de 1 a 10 mg kg<sup>-1</sup> de matéria seca. No entanto, o mogno apresentou teor entre 34 e 92 vezes a mais do elemento. Sendo estes dentro da faixa (100 mg kg<sup>-1</sup>) que caracteriza espécies acumuladoras do metal (BOYD, 2007). O equilíbrio entre os teores de Ni da matéria seca da raiz e da parte aérea mostra que o mogno tem

bom desempenho em extrair o metal de ambientes poluídos, potencializando a espécie para fitorremediação de áreas com Ni.

Os teores de Zn na matéria seca das partes das partes da planta (Tabela 2) estiveram abaixo ou dentro da faixa considerada normal (20 a 100 mg kg<sup>-1</sup>) para as espécies e muito abaixo do que se considera prejudicial as plantas (100 a 400 mg kg<sup>-1</sup>) (BOYD, 2007; CHAVES et al., 2010). A absorção de Cu e Ni pode ter inibido a absorção de Zn pelo efeito antagonístico destes elementos.

A baixa produção de matéria seca (Figura 1) foi reflexo do efeito tóxico dos elevados teores dos metais, principalmente o Cu, aos quais as plantas foram submetidas. Nas raízes, a inibição do crescimento por Cu pode ser resultado de uma redução no processo de divisão celular e do dano estrutural ou morte das células do meristema apical. Por outro lado, a redução no tamanho celular por Cu ocasiona uma contração do diâmetro de raízes e caules, e uma diminuição no crescimento da folha, o que indica que o Cu também afeta o processo de expansão celular (MORALES; SEPÚLVEDA-JIMÉNEZ, 2012). Plantas de timbaúva, cultivadas em solo contaminado artificialmente teve decréscimo na matéria seca total chegando a 1320 mg/planta na maior dose aplicada de Cu (SILVA et al., 2015) e atribui ao efeito do Cu nos processos de divisão e expansão celular.

A adição de resíduo de castanha-do-Brasil no estéril em todos os tratamentos pode ter contribuído para o estabelecimento das plantas de mogno africano. A matéria orgânica quando adicionada em resíduos de mineração altamente poluídos, aumenta a capacidade de troca de cations, reduz os teores disponíveis de poluentes, fornece nutrientes, contribui com a vida microbiana e estruturação física, benefícios que favorecem a revegetação (NOVO et al., 2013).

#### 2.4.3. Efeito dos tratamentos

A aplicação dos tratamentos Se, Bio e Se+Ci contribuíram para que as maiores quantidades de Cu e Ni permanecessem nas raízes de mogno africano, de acordo com os teores apresentados na matéria seca da raiz (Tabela 2) e o acúmulo neste compartimento (Figura 2). Outro fator que confirma a localização destes elementos nas raízes das plantas nestes tratamentos foi a baixa translocação com os menores FTs (Figura 3). A restrição da transferência de metais da raiz para a parte aérea é característica de espécies fitoestabilizadoras em solos poluídos (NOVO et al., 2013; ANDREAZZA et al., 2015), característica que foi potencializada no mogno pelos tratamentos Se, Bio e Se+Ci. Mudanças de cedro-rosa (*Cedrela fissilis* Vell.), pertencente à família Meliaceae, mesma família do mogno, foram indicadas para fitoestabilização do metal, devido os teores de Cu na raiz serem superiores aos da parte aérea,

assim como elevada capacidade de acúmulo do elemento nas raízes, com exclusão na parte aérea (CAIRES et al., 2011).

O Se, Bio e Se+Ci, com resíduos de castanha-do-Brasil, contribuiu para aumentar a capacidade de absorção de Cu e Ni pelas plantas de mogno africano durante a fase de desenvolvimento inicial, o que pelos resultados apresentados, pode sugerir uma estabilização mais acelerada e eficiente pela espécie. As espécies arbóreas vêm sendo recomendadas a programas de fitoestabilização de metais pesados e revegetação de áreas poluídas, requerendo um tempo de duração mais prologando para a estabilização dos metais (PEREIRA et al., 2012).

O Se aplicado na forma de selenato ( $\text{Na}_2\text{SeO}_4$ ) não se mostrou eficaz para reduzir os teores disponíveis de Cu, Ni e Zn nos substratos (Tabela 2). Entretanto, pode ter amenizado os possíveis estresses causados pela presença da quantidade excessiva de Cu e Ni nos tecidos vegetais. Plantas cultivadas em meio enriquecido com Se mostram resistência a estresses como os causados pelos metais, por aumentar a sua capacidade antioxidante, principalmente nas espécies reativas de oxigênio (HASANUZZAMAN et al., 2010). Alguns estudos sugerem ainda, a formação de complexo Se - metal de alto peso molecular, contidos em proteínas e predominantemente sequestrado nas raízes, de forma suficientemente estáveis para impedir a translocação do metal para a parte aérea (MOUNICOU et al., 2006; AFTON; CARUSO, 2009). Este comportamento foi verificado para o mogno africano com baixo FT no tratamento com Se e subsequentemente nos tratamentos Se+Ci e Se+Si (Figura 3). Porém, estudos mais aprofundados são necessários para constatar tal relação do Se com metais dentro das plantas de mogno africano. Contrário ao observado nesse estudo, Feng et al. (2009) e Ramos et al. (2011) em solo e solução nutritiva, respectivamente, relataram que o Se reduziu o teor de Cu em plantas de *Pteris vittata*. L e em *Lactuca sativa*, devido ao efeito antagônico entre o metal e o Se.

O biocarvão (Bio) disponibilizou teores elevados de Cu (Tabela 2). Beesley et al. (2010) associaram o aumento da disponibilidade de Cu a elevada concentração de carbono solúvel do composto e do biocarvão utilizados. O biocarvão pode solubilizar ou imobilizar metal pesado, dependendo de propriedades intrínsecas a matéria prima que originou (FELLETT et al., 2011). A escolha do biocarvão é fundamental para maximizar a melhoria do solo e controlar a disponibilidade de poluentes, desempenhando papel importante na limitação da dispersão (FELLETT et al., 2011). A adição de biocarvões de origens distintas em solo contaminado apresentaram resultados diferentes na disponibilidade de As no solo e na absorção do metal por plantas de milho (Brennan et al., 2014), os autores atribui a heterogeneidade entre os biocarvões a variabilidade nos valores de pH e nos teores de carbonato e P solúvel.

Mesmo cultivadas sobre teores elevados de Cu, as plantas de mogno africano foram favorecidas pela aplicação de Si nos substratos, aumentando os teores do metal nos tecidos vegetais e no tratamento combinado Se+Si acumulando significativamente a maior quantidade na matéria seca da parte aérea comparado aos outros tratamentos (Figura 2B). Isto demonstra o potencial do uso do Si para aplicação em técnicas de remediação do solo com mogno africano tanto para fitoestabilização quanto para fitoextração. A adição do Si amenizou o efeito negativo do excesso de Zn em teores considerados críticos sobre o crescimento das plantas de *Eucalyptus urophylla* (PINTO et al., 2009). O teor de As em plantas de milho aumentou com a adição de Si como amenizante de toxidez (SILVA et al., 2015). Os efeitos benéficos do Si para as plantas sob estresses abióticos como os causados pelos metais pesados são relacionados a mecanismos de deposição de Si abaixo da cutícula, reduzindo a perda de água transpiracional cuticular, diminuição do fluxo apoplástico de Si e absorção de metais pesados devido à deposição de Si na raiz e a sua quelatação com tais metais (MA; YAMAJI, 2008).

Para efeito de programas de fitorremediação que visam a revegetação de áreas ou resíduos sólidos altamente poluídos por metais, principalmente Cu e Ni, a adição de resíduos de castanha-do-Brasil (CP) e cinzas de caldeira de cana-de-açúcar (Ci) favorecem o estabelecimento de plantas de mogno africano. Resíduos de castanha-do-Brasil e cinzas contribuí para adsorção de Cu, o que reduz a disponibilidade do metal para absorção pelas plantas.

A adição de resíduos orgânicos, o biocarvão e amenizadores de fitotoxidez, como cinza, selênio e silício em estéril poluído por Cu desenvolveu processos no estéril, como imobilização e solubilização do metal e na planta como o teor do metal absorvido e translocado. A ação combinada desses fatores possibilitou o desenvolvimento das plantas de mogno africano. Assim, os tratamentos aplicados neste experimento podem ser utilizados para diferentes finalidades de fitorremediação de substratos e áreas poluídas por Cu, mas os processos e mecanismos envolvidos devem ser melhor elucidados.

#### 2.4.4. Fatores de fitorremediação

O  $FT > 1$  significa que a planta transloca metais de forma eficaz da raiz para a parte aérea indicando seu possível potencial para fitoextração (NOVO et al., 2013; RODRÍGUEZ-VILA et al., 2014).

As plantas de mogno africano, apesar dos altos teores de Cu apresentados na raiz (Tabela 2), não foram eficientes em translocar o metal para a parte aérea (Figura 3). O maior FT apresentado em mogno com adição Ci (0,22) indica que a aplicação de cinzas de caldeira de

cana de açúcar em substrato poluído aumenta a eficácia do mogno africano em translocar Cu para a parte aérea, sendo um tratamento recomendado a programas de fitoextração. O baixo FT de Cu é reportado para as plantas de *Bidens pilosa* e *Plantago lanceolata* cultivadas em Neossolo contaminado com rejeito de mineração de Cu, com valores de 0,04 e 0,15, respectivamente, mesmo apresentando teores elevados do metal nas raízes (ANDREAZZA et al. 2015).

O mogno foi mais eficiente em translocar Ni com FTs próximos de 1 (Figura 3), efeito do equilíbrio entre os teores de Ni da matéria seca da raiz e da parte aérea (Tabela 2). Isto evidencia o bom desempenho do mogno em extrair o metal de ambientes poluídos, potencializando a espécie para fitorremediação de áreas com Ni.

Entre os metais avaliados, o Zn foi translocado com maior eficiência para a parte aérea pelo mogno africano com FTs acima de 1. Tais resultados corroboram com o FT (1,9) obtido por Novo et al. (2013) com *Salvia verbenaca* cultivada em solo poluído de área de mineração tratado com compostos orgânicos. No entanto, os resultados de FT em mogno pode ser atribuído ao funcionamento normal de translocação do elemento que nos teores que foram verificados na matéria seca das plantas exibiu função nutricional, uma vez que estes se apresentaram dentro da normalidade.

Os valores de FBC (Figura 4A) e de FBT (Figura 4B) para Cu e Ni inferiores a 1, indicam que essa espécie não extrai os metais do substrato de forma eficaz, e de acordo com estes parâmetros, não pode ser considerada como hiperacumuladora de Cu. Os baixos FBC e FBT, se deve possivelmente aos altos teores de Cu e Ni no estéril (Tabela 2), assim reduzindo a relação do que foi absorvido pelas plantas e apresentando os baixos valores.

Os tratamentos com Se, Bio e Se+Ci aumentaram a ação do mogno africano em transferir Cu da solução do solo para os tecidos vegetais com FBT apresentado, provavelmente devido aos maiores teores disponíveis de Cu nos substratos destes tratamentos. O elevado FBT apresentado por plantas de *Brassica juncea* foi atribuído por Rodríguez-vila et al. (2014) a maior proporção dos tratamentos de biocarvão adicionada e a redução dos teores disponíveis de Cu.

Os teores próximos de Zn tanto o disponível no substrato quanto na parte aérea das plantas (Tabela 2) no tratamento com Si, aumentou a relação de biotransferência do metal evidenciada com o FBT maior que 1 e mais elevado para o elemento (Figura 4B). Tal fato também explica os FBTs mais elevados para Zn em relação aos outros elementos. Entretanto, os FBTs de Zn, não devem ser considerados reflexo da eficácia do mogno africano em extrair o metal, e sim um efeito da baixa disponibilidade e absorção.



## 2.5. CONCLUSÃO

O mogno africano (*Khaya ivorensis*) se mostrou uma espécie tolerante aos teores elevados de Cu, Ni e Zn contidos no estéril após os tratamentos.

A espécie tem potencial para fitoestabilização com teores característicos de uma hiperacumuladora de Cu. Atingiu no estéril pré tratado com resíduos de castanha-do-Brasil e posteriormente com biocarvão (Bio), um teor total de Cu na matéria seca das plantas de 4569 mg kg<sup>-1</sup> sem causar morte da planta.

Os teores de Ni nas plantas de mogno estiveram dentro da faixa que caracteriza espécies acumuladoras do metal, apresentando maior eficiência de translocação para a parte aérea.

A adição dos tratamentos com selênio (Se), biocarvão (Bio) e selênio com as cinzas de caldeira de cana-de-açúcar (Se+Ci) aumentou a eficiência da fitoestabilização pelas plantas de mogno africano em substratos altamente poluídos por Cu.

O tratamento do E/CP com Se proporcionou maiores teores disponíveis de Cu, Ni e Zn assim como os maiores teores destes elementos na matéria seca da raiz.

A adição de tratamentos com resíduos de castanha-do-Brasil, associado a amenizadores de fitotoxicidade reduziram os teores disponíveis de metais pesados em estéril de mineração de Cu.

Para efeito de programas de fitorremediação que visam a revegetação de áreas ou resíduos sólidos altamente poluídos por Cu, o pré tratamento do estéril com resíduos de castanha-do-Brasil (CP) e o tratamento com cinzas de caldeira de cana-de-açúcar (Ci) foram suficientes para favorecer o estabelecimento das plantas de mogno africano, reduzindo a disponibilidade de Cu.

## REFERÊNCIAS

- ABREU, L. B.; CARVALHO, G. S.; CURI, N.; GUILHERME, L. R. G.; SÁ, J. J.; MARQUES, M. Sorção de selênio em solos do bioma cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1995-2003, 2011.
- 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**, Viçosa, v. 28, p. 775-783, 2004.
- ACCIOLY, A. M. A.; SOARES, C. R. F. S.; SIQUEIRA, J. O. Silicato de cálcio como amenizante da toxidez de metais pesados em mudas de eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 44, n. 2, p. 180-188, 2009.
- AFTON, S. E.; CARUSO, J. A. The effect of Se antagonism on the metabolic fate of Hg in *Allium fistulosum*. **Journal of Analytical Atomic Spectrometry**, v. 24, p. 759-766, 2009.
- ALBUQUERQUE, C.P.; FIDELIS, D. M.; EUFRADE JUNIOR, H. DE J.; MORENO, N. B.; SILVA, P. G. A. da. Levantamento bibliográfico sobre o Mogno Africano. *Consultoria Florestal*. FCA. UNESP. P.C. 67, REV.:00, p. 1 – 24, 2011.
- ALI, H.; KHAN, E; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, p. 869-881, 2013.
- ALLOWAY, B.J. **Sources of heavy metals and metalloids in soils**. 3. ed. In: ALLOWAY, B.J. (org.). Heavy metals in soils. Dordrecht: Springer, 2012. p.11-50.
- ANAWAR, H. M.; AKTER, F.; SOLAIMAN, Z. M.; STREZOV, V. Biochar: an emerging panacea for remediation of soil contaminants from mining, industry and sewage wastes. **Pedosphere**, v. 25, p. 645-665, 2015.
- ANDREAZZA, R.; CAMARGO, F. A. O.; ANTONIOLLI, Z. I.; QUADRO, M. S.; BARCELOS, A. A. Biorremediação de áreas contaminadas com cobre. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 36, p. 127-136, 2013.
- ANDREAZZA, R.; BORTOLON, L.; PIENIZ, S.; BENTO, F. M. CAMARGO, F. A. O. Evaluation of two Brazilian indigenous plants for phytostabilization and phytoremediation of copper-contaminated soils. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, p. 868-877, 2015.
- ARAGÃO, G. A. S.; FILHO, W. L. O. Mine dump classification in the iron ore mining. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 64, n. 2, p. 193-198, 2011.
- ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Toxicological profile for copper**. New York, 2004.
- ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Priority list of hazardous substances that will be candidates for toxicological profiles**. Atlanta, 2015.
- BEESELEY, L.; MORENO-JIMÉNEZ, E.; GOMEZ-EYLES, J. L. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and

organic contaminants in a multi-element polluted soil. **Environmental Pollution**, v. 158, p. 2282-2287, 2010.

BOLDRIN, P. F.; FAQUIN, V.; RAMOS, S. J.; GUILHERME, L. R. G.; BASTOS, C. E. A.; CARVALHO, G. S.; COSTA, E. T. S. Selenato e selenito na produção e biofortificação agrônômica com selênio em arroz. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, p. 831-837, 2012.

BOYD, R. S. The defense hypothesis of elemental hyperaccumulation: status, challenges and new directions. **Plant Soil**, v. 293, p. 153-176, 2007.

BRENNAN, A.; JIMÉNEZ, E. M.; PUSCHENREITER, M.; ALBUQUERQUE, J. A.; SWITZER, C. Effects of biochar amendment on root traits and contaminant availability of maize plants in a copper and arsenic impacted soil. **Plant Soil**, v. 379, p. 351-360, 2014.

BRIGHENTI, A.M. & MULLER, M.D. Controle do capim-braquiária associado à nutrição com boro no cultivo do mogno-africano em sistema silvipastoril. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 45, p. 745-751, 2014.

BROADLEY, M. R.; WHITE, P. J.; BRYSON, R. J.; MEACHAM, M. C.; BOWEN, H. C.; JOHNSON, E. S.; HAWKESFORD, M. J.; MCGRATH, S. P.; ZHAO, F. J.; BREWARD, N.; HARRIMAN, M.; TUCKER, M. Biofortification of UK food crops with selenium. **Proceedings of the Nutrition Society**, v. 65, p. 169-181, 2006.

BRUNELLI, A. M. M. P.; PISANI JUNIOR, R. Proposta de disposição de resíduo gerado a partir da queima de bagaço de cana em caldeiras como fonte de nutriente e corretivo de solo. In: CONGRESO ITERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 30º, 2006, **Anais...** Punta del Leste: Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2006. p. 1-9.

CACURO, T. A.; WALDMAN, W. R. Cinzas da Queima de Biomassa: Aplicações e Potencialidades. **Revista Virtual de Química**, v. 7, n. 6, p. 2154-2165, 2015.

CAIRES, S.M.; FONTES, M.P.F.; FERNANDES, R.B.A.; NEVES, C.L.; FONTES, R.L.F. Desenvolvimento de mudas de cedro-rosa em solo contaminado com cobre: tolerância e potencial para fins de fitoestabilização do solo. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 6, p. 1181-1188, 2011.

CAMPANER, V. P.; LUIZ-SILVA, W. Processos físico-químicos em drenagem ácida de mina em mineração de carvão no sul do Brasil. **Química Nova**, v. 32, p. 146-152, 2009.

CASARIN, J. **Adsorção de íons metálicos utilizando a casca da semente de castanha do Brasil (*Bertholletia excelsa* H.B.K.) como biossorvente**. 2014. 150 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon, 2014.

CASSELLA, R. J.; WAGENER, A. L. R.; SANTELLI, R. E.; WAGENER, K.; TAVARES, L. Y. Distribution of copper in the vicinity of a deactivated mining site at Carajás in the Amazon region of Brazil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 142, p. 543-549, 2007.

CASTRO, F. D. C. **Contribuição do Modelo do Ligante Biótico (BLM) para o estabelecimento de critério de qualidade de água superficial para cobre na região de**

**Carajás, PA.** 2009. 77 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Metalúrgica e de Minas) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

CHAVES, L.H.G.; MESQUITA, E.F.; ARAUJO, D.V.; FRANÇA, C.P. Crescimento, distribuição e acúmulo de cobre e zinco em plantas de pinhão-manso. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, v. 41, n. 2, p. 167-176, 2010.

CAMPANER, V. P.; LUIZ-SILVA, W. Processos físico-químicos em drenagem ácida de mina em mineração de carvão no sul do Brasil. **Química Nova**, v. 32, p. 146-152, 2009.

CASARIN, J. **Adsorção de íons metálicos utilizando a casca da semente de castanha do Brasil (*Bertholletia excelsa* H.B.K.) como biossorvente.** 2014. 150 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon, 2014.

CASSELLA, R. J.; WAGENER, A. L. R.; SANTELLI, R. E.; WAGENER, K.; TAVARES, L. Y. Distribution of copper in the vicinity of a deactivated mining site at Carajás in the Amazon region of Brazil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 142, p. 543-549, 2007.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 420 de 28 de Dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, 2009, publicada no Diário Oficial da União de 30 de Dezembro de 2009.

CUNHA, R. L. M. **Comportamento ecofisiológico do mogno brasileiro (*Swietenia macrophylla* King) e do mogno africano (*Khaya ivorensis* A. Chev.) submetidos à adubação potássica nas condições edafoclimáticas de Igarapé Açu – PA, Amazônia Oriental.** 122p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2010.

CUTILLAS-BARREIRO, L.; PARADELO, R.; IGREXAS-SOTO, A.; NÚÑEZ-DELGADO, A.; FERNÁNDEZ-SANJURJO, M. J.; ÁLVAREZ-RODRIGUEZ, E.; GARROTE, G.; NÓVOA-MUÑOZ, J. C.; ARIAS-ESTÉVEZ, M. Valorization of biosorbent obtained from a forestry waste: Competitive adsorption, desorption and transport of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 131, p. 118–126, 2016.

DAMOUS, N. R.; WAGENER, A. L. R.; PATCHINEELAM, S. R.; WAGENER, K. Baseline Studies on Water and Sediments in the Copper Mining Region of Salobo-3A, Carajás - Amazon, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 13, n. 2, p. 140-150, 2002.

DE OLIVEIRA, L. M.; TOUJAGUEZ, R.; SOUZA, E. S. DE; FERNANDES, A. R. Arsenic: behavior in the environment, plant uptake mechanisms and human health risks. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 57, p. 326-333, 2014.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL - DNPM. **Sumário Mineral.** Brasília, 2015.

Duan GL, Liu WJ, Chen XP, Hu Y, Zhu YG. Association of arsenic with nutrient elements in rice plants. **Metallomics**, v. 5, p. 784–792, 2013.

DURÁN, P.; ACUNA, J. J.; JORQUERA, M. A.; AZCÓN, R.; BORIE, F.; CORNEJO, P.; MORA, M. L. Enhanced selenium content in wheat grain by co-inoculation of selenobacteria and arbuscular mycorrhizal fungi: A preliminary study as a potential Se biofortification strategy. **Journal of Cereal Science**, v. 57, p. 275-280, 2013.

ELGUINDI, J.; HAO, X.; YANBING, L.; ALWATHNAMI, H. A.; WEI, G.; RENSING, C. Advantages and challenges of increased antimicrobial copper use and copper mining. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 91, p. 237-249, 2011.

EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. 2. Ed. Embrapa Solos, Rio de Janeiro, 2011. 230p.

FARIAS, J.O.G. Relatório Técnico 23: **Perfil da Mineração de Cobre**. Ministério de Minas e Energia, 2009.

FELLET, G.; MARCHIOL, L.; DELLE VEDOVE, G.; PERESSOTTI, A. Application of biochar on mine tailings: Effects and perspectives for land reclamation. **Chemosphere**, v. 83, p. 1262-1267, 2011.

FELLET, G.; MARMIROLI, M.; MARCHIOL, L. Elements uptake by metal accumulator species grown on mine tailings amended with three types of biochar. **Science of the Total Environment**, v. 468-469, p. 598-608, 2014.

FENG, R.; WEI, C.; TU, S.; WU, F. Effects of Se on the uptake of essential elements in *Pteris vittata* L. **Plant Soil**, v. 325, p. 123-132, 2009.

FERNANDES, A. R.; ALLEONI, L. R. F.; SANTOS, S. N.; **Valores de referência de elementos potencialmente tóxicos nos estados do Pará, Rondônia e Mato Grosso**. Boletim informativo Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 38, p. 19-21, 2013.

FILHO, L. C. I. O.; BARETTA, D.; ZORTÉA, T.; CASAROTTO, K.; DORS, P.; CAMPOS, M. L.; SANTOS, J. C. P. Avaliação ecotoxicológica do resíduo de mineração de carvão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 1806-1813, 2015.

FUNDAÇÃO AMAZÔNIA DE AMPARO A ESTUDOS E PESQUISAS DO PARÁ - FAPESPA. **Boletim Agropecuário do Estado do Pará**. Belém, 2015.

GARCÍA-LORENZO, M. L.; PÉREZ-SIRVENT, C.; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, M. J.; MOLINA-RUIZ, J. Trace elements contamination in an abandoned mining site in a semiarid zone. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 113, p. 23-35, 2012.

GARRIDO-RODRIGUEZ, B.; CUTILLAS-BARREIRO, L.; FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D.; ARIAS-ESTÉVEZ, M.; FERNÁNDEZ-SANJURJO, M. J.; ÁLVAREZ-RODRÍGUEZ, E.; NÚÑEZ-DELGADO, A. Competitive adsorption and transport of Cd, Cu, Ni and Zn in a mine soil amended with mussel shell. **Chemosphere**, v. 107, p. 379-385, 2014.

GONÇALVES JÚNIOR, A.C. Descontaminação e monitoramento de águas e solos na região amazônica utilizando materiais adsorventes alternativos, visando a remoção de metais pesados tóxicos e pesticidas. **Inclusão Social**, v.6, n.2, p.105-113, 2013.

GONZÁLEZ, R. C.; GONZÁLEZ-CHÁVEZ, M. C. A. Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. **Environmental Pollution**, v. 144, p. 84-92, 2006.

HABIBA, U. et al. EDTA enhanced plant growth, antioxidant defense system, and phytoextraction of copper by *Brassica napus* L. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p.1534-1544, 2015.

HASHEMI, A.; ABDOLZADEH, A.; SADEGHIPOUR, H. R. Beneficial effects of silicon nutrition in alleviating salinity stress in hydroponically grown canola, *Brassica napus* L., plants. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 56, p. 244-253, 2010.

HUANG, X-D. et al. A multi-process phytoremediation system for decontamination of persistent total petroleum hydrocarbons (HTPs) from soils. **Microchemical Journal**, v. 81, p. 139- 147, 2005.

HU, Y.; NORTON, G. J.; DUAN, G.; HUANG, Y.; LIU, Y. Effect of selenium fertilization on the accumulation of cadmium and lead in rice plants. **Plant Soil**, v. 384, p. 131-140, 2014.

IMTIAZ, M.; RIZWAN, M. S.; MUSHTAQ, M. A.; ASHRAF, M.; SHAHZAD, S. M.; YOUSAF, B.; SAEED, D. A.; RIZWAN, M.; NAWAZ, M. A.; MEHMOOD, S.; TU, S. Silicon occurrence, uptake, transport and mechanisms of heavy metals, minerals and salinity enhanced tolerance in plants with future prospects: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 183, p. 521-529, 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE), 2010. **Produção da extração vegetal e silvicultura**. IBGE, Rio de Janeiro. v. 23, p. 1-45. 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO – IBRAM. **Informações sobre a economia mineral do estado do Pará**, 2015. Disponível em: < <http://www.ibram.org.br/sites/1300/1382/00005484.pdf> >. Acesso em: 8 set. 2016, 17:35.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA – IPEA. **Diagnóstico dos resíduos sólidos da atividade de mineração de substâncias não energéticas**. Relatório de pesquisa. Brasília, 2012.

JUNIOR, J. A.; BARBOSA, L. H. A.; CASAROLI, D.; EVANGELISTA, A. W. P.; COSTA, F. R. Crescimento de mogno africano submetido a diferentes níveis de irrigação por microaspersão. **Irriga**, Botucatu, v. 21, n. 3, p. 466 – 480, 2016.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 1992. 315 p.

KABATA-PENDIAS, A. Trace elements in soils and plants. Boca Raton: CRC press, 2010. 505 p.

KARAMI, N.; CLEMENTE, R.; MORENO-JIMÉNEZ, E.; LEPP, N. W.; BEESLEY, L. Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. **Journal of Hazardous Materials**, v. 191, p. 41-48, 2011.

KARCZEWSKA, A.; MOCEK, A.; GOLINSKI, P.; MLECZEK, M. Phytoremediation of copper-contaminated soil. **Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants**, v. 2, p. 143-170, 2015.

KORNDÖRFER, G.H.; PEREIRA, H.S.; NOLLA, A. Análise de silício: solo, planta e fertilizante. Uberlândia: GPSi/ICIAG/UFU, 34 p. (Boletim Técnico, 2), 2004.

KUMAR, M.; BIJO, A. J.; BAGHEL, R. S.; REDDY, C. R. K.; JHA, B. Selenium and spermine alleviates cadmium induced toxicity in the red seaweed *Gracilaria dura* by regulating antioxidant system and DNA methylation. **Plant Physiol Biochem**, v. 51, p. 129–138, 2012.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos: Ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas: possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. Eschborn: Instituto de Silvicultura da Universidade de Göttingen, 1990. 343 p.

LEHMANN, J.; KUZYAKOV, Y.; PAN, G.; OK, Y. S. Biochars and the plant-soil interface. **Plant Soil**, v. 395, p. 1-5, 2015.

LIANG, Y.C.; SUN, W.C.; ZHU, Y.G.; CHRISTIE, P. Mechanisms of silicon-mediated alleviation of abiotic stresses in higher plants: a review. **Environmental Pollution**, v. 147, p. 422–428, 2007.

LI, P.; SONG, A.; LI, Z.; FAN, F.; LIANG, Y. Silicon ameliorates manganese toxicity by regulating both physiological processes and expression of genes associated with photosynthesis in rice (*Oryza sativa* L.). **Plant Soil**, v. 397, p. 289-301, 2015.

LICHTENTHALER, H. K.; BUSCHMANN, C. Chlorophylls and carotenoids: measurement and characterization by UV-VIS spectroscopy. Curr. Protoc. Food Analytical Methods, F: 1-8, 2001.

LUNZ, A. M.; THOMAZINI, M. J.; MORAES, M. C. B.; NEVES, E. J. M.; BATISTA, T. F. C.; DEGENHARDT, J.; SOUZA, L. A.; OHASHI, O. S. *Hypsipyla grandella* em mogno (*Swietenia macrophylla*): Situação atual e perspectivas. **Pesquisa Floresta Brasileira**, Colombo, n. 57, p. 45-55, 2009.

MA, J. F.; YAMAJI, N. Functions and transport of silicon in plants. **Cellular and Molecular Life Sciences**, v. 65, p. 3049-3057, 2008.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980. 181 p.

MATICHENKOV, V. V.; BOCHARNIKOVA, E. A.; KOSOBRYUKHOV, A. A.; BIEL, K. Y. Mobile forms of silicon in plant. **Doklady Biological Sciences**, v. 418, p. 39-49, 2008.

MEHARG, C.; MEHARG, A. A. Silicon, the silver bullet for mitigating biotic and abiotic stress, and improving grain quality, in rice?. **Environmental and Experimental Botany**, v. 120, p. 8-17, 2015.

MEHLICH, A. Determination of P, Ca, Mg, K, Na and NH<sub>4</sub>. North Carolina Soil Test Division, Raleigh, 1953.

MELO, G. H. C.; MONTEIRO, L. V. S.; MORETO, C. P. N.; XAVIER, R. P.; SILVA, M. A. D. Paragenesis and evolution of the hydrothermal Bacuri iron oxide-copper-gold deposit, Carajás Province (PA). **Brazilian Journal of Geology**, v. 44, p. 73-90, 2014.

MELO, L. C. A.; ALLEONI, L. R. F.; CARVALHO, G.; AZEVEDO, R. A. Cadmium- and barium-toxicity effects on growth and antioxidant capacity of soybean (*Glycine max* L.) plants, grown in two soil types with different physicochemical properties. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 174, p. 847-859, 2011.

MENDES, A. **Elementos de Química Inorgânica**, Fortaleza, 2005.

MORALES, J. M. L.; SEPÚLVEDA-JIMÉNEZ, G. El daño por oxidación causado por cobre y la respuesta antioxidante de las plantas. **Interciencia**, v. 37, 2012.

MOUNICOU, S.; SHAH, M.; MEIJA, J.; CARUSO, J. A.; VONDERHEID, A. P.; SHANN, J. Localization and speciation of selenium and mercury in *Brassica juncea* - implications for Se-Hg antagonism. **Journal of Analytical Atomic Spectrometry**, v. 21, p. 404-412, 2006.

MULLER, C. H.; FIQUEIREDO, F. J. C.; KATO, A. K.; CARVALHO, J. E. U.; STEIN, R. L. B.; SILVA, A. B. **Castanha-do-Brasil**. Brasília: Embrapa-SPI, 1995. 65 p. (Coleção plantar).

NETO, A. P. S. **Crescimento inicial de mogno africano (*Khaya* sp.) sob diferentes condições microclimáticas associadas à deficiência hídrica**. 2014. 66 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2014.

NKANA, J. C. V.; DEMEYER, A.; VERLOO, M. G. Chemical effects of wood ash on plant growth in tropical acid soils. **Bioresource Technology**, v. 63, n. 3, p. 251-260, 1998.

NOVO, L. A. B.; COVELO, E. F.; GONZÁLEZ, L. The potential of *Salvia verbenaca* for phytoremediation of copper mine tailings amended with technosol and compost. **Water Air Soil Pollution**, v. 224, p. 1513, 2013.

OORTS, K. **Copper**. 3. ed. In: ALLOWAY, B.J. (org.). Heavy metals in soils. Dordrecht: Springer, 2012. p. 368-389.

OSAKI, F. M. R.; DAROLT, M. R. Estudo da qualidade de cinzas vegetais para uso como adubos na região metropolitana de Curitiba. **Revista Setor Ciências Agrárias**, v. 11, n. 1, p. 197-205, 1991.

PAIM, L. A.; CARVALHO, R.; ABREU, C. M. P.; GUERREIRO, M. C. Estudo dos efeitos do silício e do fósforo na redução da disponibilidade de metais pesados em área de mineração. **Química Nova**, v. 29, p. 28-33, 2006.

PAIVA, P. M. V. de. **A coleta intensiva e a agricultura itinerante são ameaças para os castanhais da reserva extrativista do Rio Cajari?** 2009. 106 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) - Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2009.



PEREIRA, A.C.C.; RODRIGUES, A.C.D.; SANTOS, F.S.; GUEDES, J.N.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B. Concentração de metais pesados em espécies arbóreas utilizadas para revegetação de área contaminada. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, p. 641-647, 2012.

PÉREZ-ESTEBAN, J.; ESCOLÁSTICO, C.; MOLINER, A.; MASAGUER, A.; RUIZ-FERNÁNDEZ, J. Phytostabilization of metals in mine soils using *Brassica juncea* in combination with organic amendments. **Plant Soil**, v. 377, v. 97-109, 2014.

PINHEIRO, A.L. et al. **Ecologia, silvicultura e tecnologia de utilização dos mognos africanos (*Khaya sp.*)**.- Viçosa, MG : Sociedade Brasileira de Agrossilvicultura, 2011. 102 p.

PINTO, S. I. C.; RAMOS, S. J.; ARAUJO, J. L.; FAQUIN, V.; NOVAIS, C. B.; SILVA, K.; NETO, A. E. F. Silício como amenizador da fitotoxicidade de zinco em plantas jovens de *Eucalyptus urophylla* cultivadas em solução nutritiva. **Revista Arvore**, v. 33, p. 1005-1014, 2009.

PIVA, R.; BOTELHO, R. V.; ORTOLAN, C.; MULLER, M. M. L.; KAWAKAMI, J. Adubação em vinhedo orgânico da cv. Isabel utilizando cinzas vegetais e esterco bovino. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 35, n. 2, p. 608-615, 2013.

PRADO, R.M.; CORRÊA, M.C.M.; NATALE, W. Efeito da cinza da indústria de cerâmica no solo e na nutrição de mudas de goiabeira. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 5, p. 1493-1500, 2002.

PRINTZ, B.; LUTTS, S.; HAUSMAN, J. F.; SERGEANT, K. Copper trafficking in plants and its implication on cell wall dynamics. **Frontiers in Plant Science**, v. 7, p. 1-16, 2016.

QUARTACCI, M.F., ARGILLA, A., BAKER, A.J.M., NAVARI-IZZO, F. Phytoextraction of metals from a multiply contaminated soil by Indian mustard. **Chemosphere**, v. 63, p. 918-925, 2006.

RAMOS, S. J.; FAQUIN, V.; ALMEIDA, H. J.; ÁVILA, F. W.; GUILHERME, L. R. G.; BASTOS, C. E. A.; ÁVILA, P. A. Selenato e selenito na produção, nutrição mineral e biofortificação com selênio em cultivares de alface. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1347-1355, 2011.

REHMAN, M. Z.; RIZWAN, M.; ALI, S.; FATIMA, N.; YOUSAF, B.; NAEEM, A.; SABIR, M.; AHMAD, H. R.; OK, Y. S. Contrasting effects of biochar, compost and farm manure on alleviation of nickel toxicity in maize (*Zea mays* L.) in relation to plant growth, photosynthesis and metal uptake. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 133, p. 218-225, 2016.

RIBEIRO FILHO, M. R.; SIQUEIRA, J. O.; VANGRONSVELD, J.; SOARES, C. R. F. S.; CURI, N. Inorganic materials as ameliorants for soil remediation of metal toxicity to wild mustard (*Sinapis arvensis* L.). **International Journal of Phytoremediation**, v. 13, p. 498-512, 2011.

RIZWAN, M.; ALI, S.; IBRAHIM, M.; FARID, M.; ADREES, M.; BHARWANA, S. A.; ZIA-UR-REHMAN, M.; QAYYUM, M. F.; ABBAS, F. Mechanisms of silicon-mediated alleviation of drought and salt stress in plants: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 15416-15431, 2015.

RODRÍGUEZ-VILA, A.; COVELO, E. F.; FORJÁN, R.; ASENSIO, V. Phytoremediating a copper mine soil with *Brassica juncea* L., compost and biochar. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, p. 11293-11304, 2014.

RODRÍGUEZ-VILA, A.; COVELO, E. F.; FORJÁN, R.; ASENSIO, V. Recovering a copper mine soil using organic amendments and phytomanagement with *Brassica juncea* L. **Journal of Environmental Management**, v. 147, p. 73-80, 2015.

SANTOS, G.C.G.; RODELLA, A.A. Efeito da adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico de B, Zn, Cu, Mn e Pb no cultivo de *Brassica juncea*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.793-804, 2007.

SERRANO, R. O. P. **Regeneração e estrutura populacional de *Bertholletia excelsa* H. B. K. em áreas com diferentes históricos de ocupação, no vale do Rio Acre (Brasil)**. 2005. 59 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos). Universidade Federal do Acre, Rio Branco, 2005.

SHAH, B.; MISTRY, C.; SHAH, A. Seizure modeling of Pb (II) and Cd (II) from aqueous solution by chemically modified sugarcane bagasse fly ash: isotherms, kinetics, and column study. **Environmental Science and Pollution Research** v. 20, p. 2193, 2013.

SHI, Q. H.; BAO, Z. Y.; ZHU, Z. J.; HE, Y.; QIAN, Q. Q.; YU, J. Q. Silicon mediated alleviation of Mn toxicity in *Cucumis sativus* in relation to activities of superoxide dismutase and ascorbate peroxidase. *Phytochemistry*, 66:1518-59, 2005.

SHI, G.; CAI, Q. Cadmium tolerance and accumulation in eight potential energy crops. **Biotechnology Advances**, v. 27, p. 555-561, 2009.

SHUKLA, O. P.; JUWARKAR, A. A; SINGH, S. K.; KHAN, S.; RAI, U. N. Growth responses and metal accumulation capabilities of woody plants during the phytoremediation of tannery sludge. **Waste management** (New York, N.Y.), v. 31, p. 115-23, 2011.

SILVA, R. F.; ANDREAZZA, R.; ROS, C. D.; DELLAI, A.; JACQUES, R. J. S.; SCHEID, D. Growth of tropical tree species and absorption of copper in soil artificially contaminated. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, p. 119-125, 2015.

SILVA, R. F.; ROS, C. O. D.; SCHEID, D. L.; GROLLI, A. L.; MARCO, R. D.; MISSIO, E. L. Copper translocation and tolerance in seedlings of tree species grown in contaminated soil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 11, p. 1093-1099, 2015.

SILVA, A. J.; NASCIMENTO, C. W.; GOUVEIA-NETO, A. S.; JUNIOR, E. A. S. Effects of silicon on alleviating arsenic toxicity in maize plants. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 289-296, 2015.

SOFIATTI, V.; LIMA, R. L. S.; GOLDFARD, M.; BELTRÃO, N. E. M. Cinza de madeira e lodo de esgoto como fonte de nutrientes para o crescimento do algodoeiro. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 7, n. 1, p. 144-152, 2007.

SOUZA, C.A.S.; TUCCI, C.A.F.; SILVA, J.F.; RIBEIRO, W.O.; Exigências nutricionais e crescimento de plantas de mogno (*Swietenia macrophylla* King.). **Acta Amazonica**, v.40, n.3, p.515-522, 2010.

TAHA, G. M. Utilization of low-cost waste material bagasse fly ash in removing of  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ , and  $\text{Cr}^{3+}$  from industrial waste water. **Groundwater Monitoring & Remediation**, v. 26, p. 137-141, 2006.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. Fisiologia Vegetal. 5. ed. Porto Alegre: **Artmed**, 2013.

TEIXEIRA, S. R.; SOUZA, A. E.; SANTOS, G. T. A. Sugarcane bagasse ash as a potential quartz replacement in red ceramic. **Journal of the American Ceramic Society**, v. 91, n. 6, p. 1883-1887, 2008.

TONINI, H. Fenologia da castanheira-do-brasil (*Bertholletia excelsa* Humb. & Bonpl., Lecythidaceae) no sul do estado de Roraima. **Cerne**, v. 17, n. 1, p. 123-131, 2011.

TUCCI, C. A. F.; SOUZA, P. A.; VENTURIN, N.; BARROS, J. G. Calagem e adubação para a produção de mudas de mogno (*Swietenia macrophylla* King). **Cerne**, Lavras, v. 13, p. 299-307, 2007.

WANG, Y. D.; WANG, X.; WONG, Y. S. Generation of selenium-enriched rice with enhanced grain yield, selenium content and bioavailability through fertilisation with selenite. **Food Chemistry**, v. 141, p. 2385-2393, 2013.

WORLDWATCH INSTITUTE. Resíduos de mineração e rendimento, 2000. Disponível em: <<http://www.worldwatch.org/>>. Acesso em: 13 set. 2016, 10:20.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE – USDA. Soil quality – urban: heavy metal soil contamination, 2000. (Nota técnica)

U.S.EPA, United States Environmental Protection Agency. SW 846: microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils (method 30 51), 1994.

ZEMBALA, M.; FILEK, M.; WALAS, S.; MROWIEC, H.; KORNAS, A.; MISZALSKI, Z.; HARTIKAINEN, H. Effect of selenium on macro- and microelement distribution and physiological parameters of rape and wheat seedlings exposed to cadmium stress. **Plant Soil**, v. 329, p.457-468, 2010.

ZHANG, C.; CLARK, G. J.; PATTI, A. F.; BOLAN, N.; CHENG, M.; SALE, P. W. G.; TANG, C. Contrasting effects of organic amendments on phytoextraction of heavy metals in a contaminated sediment. **Plant Soil**, v. 397, p. 331-345, 2015.

ZIMMERMANN, S.; FREY, B. Soil respiration and microbial properties in an acid forest soil: effects of wood ash. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 34, n. 11, p. 1727-1737, 2002.