



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE  
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS  
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA AGRÍCOLA  
COORDENAÇÃO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**



**POTENCIAL FITORREMEIADOR DO PINHÃO MANSO E  
EFEITO DO CÁDMIO, COBRE E ZINCO EM SEU  
DESENVOLVIMENTO**

**Aluna: RAMARA SENA DE SOUZA**

**Orientadora: LÚCIA H. GARÓFALO CHAVES**

**Campina Grande-PB  
Julho de 2011**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE  
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS  
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**POTENCIAL FITORREMEIADOR DO PINHÃO MANSO E  
EFEITO DO CÁDMIO, COBRE E ZINCO EM SEU  
DESENVOLVIMENTO**

Relatório apresentado a  
Coordenação de Graduação em  
Engenharia Agrícola, como  
requisito para cumprimento do  
Estágio Supervisionado.

**Campina Grande-PB  
Julho de 2011**

**RAMARA SENA DE SOUZA**

**POTENCIAL FITORREMEIADOR DO PINHÃO MANSO  
E EFEITO DO CÁDMIO, COBRE E ZINCO EM SEU  
DESENVOLVIMENTO**

**Data da Defesa 14/07/2011**

**NOTA: 9,0 (nove,zero)**

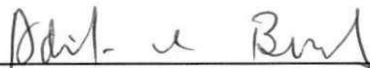
**Banca Examinadora:**



**Lúcia Helena Garófalo Chaves**



**Hugo Orlando Carvalho Guerra**



**Adilson David de Barros**

**Campina Grande, PB  
Julho de 2011**



Biblioteca Setorial do CDSA. Abril de 2021.

Sumé - PB

## SUMÁRIO

|   |    |
|---|----|
| RESUMO.....                                   | V  |
| 1 INTRODUÇÃO.....                             | 1  |
| 2 OBJETIVOS .....                             | 3  |
| 2.1 <i>Objetivo Geral</i> .....               | 3  |
| 2.2 <i>Objetivos Específicos</i> .....        | 3  |
| 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....                  | 4  |
| 3.1 Contaminação do Solo.....                 | 4  |
| 3.2 Metais Pesados .....                      | 9  |
| 3.2.1 <i>Cádmio</i> .....                     | 10 |
| 3.2.2 <i>Cobre</i> .....                      | 12 |
| 3.2.3 <i>Zinco</i> .....                      | 13 |
| 3.3 Interação Solo - Metais Pesados.....      | 14 |
| 3.4 Interação Planta - Metais Pesados .....   | 17 |
| 3.5 Fitorremediação/Fitoextração.....         | 20 |
| 3.6 Pinhão Manso .....                        | 23 |
| 4 MATERIAL E MÉTODOS .....                    | 25 |
| 4.1 Amostragem e Análises Químicas.....       | 28 |
| 4.1.1 <i>Parte Aérea e Raiz</i> .....         | 28 |
| 4.1.2 <i>Solo</i> .....                       | 29 |
| 4.2 Análise Estatística.....                  | 29 |
| 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....                | 30 |
| 5.1 Desenvolvimento do Pinhão Manso.....      | 30 |
| 5.1.1 <i>Altura das Plantas</i> .....         | 30 |
| 5.1.2 <i>Número de Folhas</i> .....           | 34 |
| 5.1.3 <i>Diâmetro Caulinar</i> .....          | 36 |
| 5.1.4 <i>Produção de Fitomassa Seca</i> ..... | 42 |

|   |    |
|---|----|
| 5.2 Teores e Acúmulo dos Metais nas Plantas de Pinhão Manso ..... | 46 |
| 5.3 Teores dos Metais no Solo .....                               | 50 |
| 5.4 Avaliação do Potencial Fitorremediador .....                  | 51 |
| 6 CONCLUSÃO .....   | 53 |
| 7 REFÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....                                  | 54 |

## POTENCIAL FITORREMEIADOR DO PINHÃO MANSO E EFEITO DO CÁDMIO, COBRE E ZINCO EM SEU DESENVOLVIMENTO

Aluna: RAMARA SENA DE SOUZA  
Orientadora: LÚCIA H. GARÓFALO CHAVES

**RESUMO** – A contaminação do solo por metais pesados, como consequência principalmente do descarte inadequado de resíduos provenientes das mais diversas atividades humanas, têm-se tornado uma das maiores preocupações ambientais dos últimos tempos. Um tipo de fitorremediação que busca extrair metais pesados de solos contaminados empregando plantas, apresentando a vantagem de poder ser utilizada em grandes áreas a um baixo custo e, ainda, de melhorar a paisagem local, é denominada de fitoextração. Diante da importância do estudo da fitorremediação, torna-se evidente a necessidade de serem testadas novas culturas, especialmente as de clima tropical. Portanto o objetivo desse trabalho foi cultivar o pinhão manso (*Jatropha curcas* L.) em solo contaminado por cádmio; cobre e zinco avaliando por meio de parâmetros fisiológicos o desenvolvimento inicial da cultura, para que a mesma possa ser eficientemente cultivada em áreas contaminadas no Brasil. O experimento foi realizado em casa de vegetação em delineamento inteiramente casualizado; com três repetições, sendo cinco níveis crescentes de cada metal. Quando comparadas a testemunha, observou-se uma tendência de menor crescimento e produção de fitomassa seca das plantas de pinhão-manso submetidas as doses dos metais.

**Palavras-Chave:** contaminação, solo, fitoextração, *Jatropha curcas* L..

## 1 INTRODUÇÃO

O crescente incremento de metais pesados nos diversos ecossistemas terrestres tem sido acompanhado pela preocupação com a disseminação desses elementos, em concentrações que podem comprometer a qualidade dos ecossistemas.

O aumento em sua concentração pode ocorrer tanto em razão de processos naturais quanto por atividades antropogênicas. Os processos naturais que contribuem para o aparecimento de metais pesados nos sistemas aquáticos são a decomposição de rochas e a lixiviação no perfil do solo; enquanto as fontes antropogênicas, as quais são de longe as principais responsáveis pelo aumento dessa concentração, estão associadas, principalmente, a atividades de mineração e industriais, geração de efluentes domésticos, fundição de metais não-ferrosos, fabricação de ferro e aço, descarte de lodo de esgoto e a deposição atmosférica. Alguns insumos agrícolas ou subprodutos usados com finalidade corretiva ou nutricional na agricultura também representam possível fonte de contaminação.

Em razão do potencial tóxico e alta persistência dos metais, solos poluídos com estes elementos tornam-se um problema ambiental que requer uma solução efetiva. A concentração excessiva de metais nos solos representa riscos para a saúde humana, animal e vegetal, e também para o ambiente em geral.

Extensas áreas agrícolas estudadas encontram-se contaminadas com metais tóxicos nos EUA e, especialmente na Europa, onde o aumento das áreas contaminadas sem tratamento pode provocar perdas significativas na produção de alimentos (KOS e LESTAN, 2003).

Nos países em desenvolvimento como o Brasil, os problemas de contaminação do solo começaram a partir da década de 1970, mas se intensificaram nos últimos anos, com a descoberta de depósitos, usualmente clandestinos de resíduos químicos perigosos. Em 2006, a CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), divulgou a existência de 1.664 áreas contaminadas com produtos orgânicos e inorgânicos, apenas do estado de São Paulo (CETESB, 2003-2006).

A recuperação de áreas contaminadas, pelas atividades humanas, pode ser feita através de vários métodos, tais como escavação, incineração, extração com solvente, oxidação e outros que são bastante dispendiosos. Por isso, em anos recentes passou-se a dar preferência por métodos "*in situ*" que perturbem menos o ambiente e sejam mais econômicos.



Dentro deste contexto, a biotecnologia oferece a fitorremediação como alternativa capaz de empregar sistemas vegetais fotossintetizantes e sua microbiota com o fim de desintoxicar ambientes degradados ou poluídos (DINARDI et al., 2003).

A fitorremediação pode ser definida como a combinação do uso de plantas, amenizantes do solo e práticas agrícolas para remover os poluentes do solo ou reduzir sua toxicidade (SALT et al., 1998), sendo considerada uma tecnologia efetiva não destrutiva, econômica e socialmente aceita para remediar solos poluídos (GARBISCU e ALKORTA, 2001). Ou ainda definida como sendo o uso de plantas e seus microrganismos associados em condições agrônômicas otimizadas para remover, conter, transferir, estabilizar e/ou degradar, ou tornar inofensivos os contaminantes, incluindo compostos orgânicos e metais tóxicos (RASKIN e ENSLEY, 2000).

O tipo de fitorremediação empregado no presente trabalho, foi a fitoextração, que envolve a absorção pelas raízes, nas quais os contaminantes são armazenados ou são transportados e acumulados nas partes aéreas. É aplicada principalmente para metais.

O estudo e a exploração comercial de plantas fitoextratoras estão bastante avançadas nos países desenvolvidos e com políticas ambientais bem definidas. No Brasil, porém, essa técnica é desconhecida e ainda pouco utilizada (PEREIRA, 2005).

As plantas hiperacumuladoras são altamente especializadas em acumular ou tolerar altíssimas concentrações de metais (RASKIN et al., 1994). Foram identificadas 400 plantas hiperacumuladoras, sendo a maioria originária de áreas contaminadas da Europa, EUA, Nova Zelândia e Austrália (KHAN et al., 2000).

Os consórcios de vegetações utilizados na Nova Zelândia ou nos Estados Unidos, por exemplo, não podem ser aplicados no Brasil. É necessário encontrar-se quais consórcios nativos do Brasil podem ser utilizados na remediação de solos, uma vez que, a inserção de plantas exóticas e não adaptadas aos biomas locais pode torna-se uma prática desastrosa, gerando problemas como o desenvolvimento de pragas e doenças, não encontradas antes na região.

As peculiaridades do pinhão manso fizeram com que surgisse o interesse em utilizá-lo para a realização do presente estudo, principalmente por se tratar de uma espécie não empregada na alimentação humana. Neste caso a planta seria empregada na produção de biodiesel, por exemplo, e ainda poderia funcionar como fitoextratora de metais presentes no solo; possibilitando o aproveitamento de áreas não mais produtivas, aliando dessa forma os

benefícios da descontaminação ambiental, por meio da fitorremediação, a um incremento na economia.

Portanto o objetivo deste trabalho foi cultivar o pinhão manso em solo contaminado por cádmio, cobre e zinco, testando por meio de parâmetros fisiológicos o desenvolvimento inicial da cultura; sendo avaliado o teor, acúmulo e distribuição dos metais nas raízes, caules e folhas das plantas de pinhão manso; indicando através desses fatores, o potencial fitoextrator da cultura para uso em programas de fitorremediação de solos brasileiros.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

- Cultivar o pinhão manso em solo contaminado por cádmio, cobre e zinco, testando por meio de parâmetros fisiológicos o desenvolvimento inicial da cultura.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Avaliar o teor, acúmulo e distribuição dos metais nas raízes, caules e folhas das plantas de pinhão manso;
- Indicar através desses fatores, o potencial fitoextrator da cultura para uso em programas de fitorremediação de solos brasileiros.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Contaminação do Solo

Os solos são inerentemente heterogêneos em relação a muitas propriedades e tendem a ser um depósito para a maior parte dos poluentes, agindo como um filtro para proteger a água subterrânea da poluição e um biorreator, no qual muitos poluentes orgânicos podem ser decompostos. Por tradição, o solo tem sido utilizado como receptor de substâncias resultantes das atividades humanas, principalmente para a deposição final (GÜNTHER, 2005).

Pode tornar-se contaminado em consequência de atividades humanas, incluindo a exploração de minas, atividade industrial, e a aplicação no solo de pesticidas, fungicidas, fertilizantes e lodo de esgoto contendo metais (AMARAL SOBRINHO et al., 2009). Os impactos da poluição podem ser imediatos, devido à liberação de uma grande quantidade de poluentes no ambiente, com uma recuperação lenta e gradual, ou resultantes da acumulação de poluentes depositados durante anos ou até décadas (ASHMORE, 2000).

O solo compreende uma mistura de constituintes orgânicos, minerais, gasosos e líquidos, habitado por uma vasta quantidade de microrganismos, que catalisam várias reações. A matéria orgânica é composta por material vegetal em decomposição e compostos húmicos sintetizados pelos microrganismos. Os constituintes minerais do solo incluem partículas de rochas, minerais de argila, óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn, e calcita. As substâncias húmicas, minerais de argila, óxidos e hidróxidos estão ligados em várias formas formando o complexo de adsorção coloidal, que possui um importante papel no comportamento dos poluentes (ALLOWAY e AYRES, 1997).

Na atualidade, o tema poluição do solo tem despertado, a um só tempo, interesse e preocupação dos especialistas, das autoridades e da sociedade. São importantes não só os aspectos ambientais e de saúde pública inerentes, como também, e principalmente, a ocorrência de episódios críticos de poluição de âmbito mundial, o que introduziu a questão das áreas contaminadas (GÜNTHER, 2005).

Muitas vezes as atividades humanas causam ou agravam problemas do solo, incluindo a erosão e o esgotamento de minerais do solo. Tais atividades não promovem o uso sustentável do solo, isto é, não existe uma preocupação com a sua preservação de modo a que as gerações futuras possam usufruir deste, uma vez que usado de uma forma sustentável é capaz de se renovar ano após ano por processos naturais (RAVEN e BERG, 2004).

Atualmente não se pode dizer que existam solos perfeitamente não contaminados (PETTS e EDULJEE, 1994). Mesmo os solos que aparentemente não foram afetados pelas atividades humanas podem revelar níveis de elementos naturais superiores aos normais, o que não se encontra relacionado com a poluição. Em particular, os níveis naturais de elementos inorgânicos como os metais pesados, variam largamente de local para local.

Estima-se existir mais de 300.000 locais com solo e água contaminados nos EUA. No Brasil não existem estatísticas quanto à extensão da contaminação, mas sabe-se que esta ocorre em todo território nacional, existindo apenas em São Paulo, em torno de 2000 locais potencialmente contaminados (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

A introdução de contaminantes no solo pode resultar na perda de algumas ou várias funções do solo. A ocorrência de contaminantes no solo, originados por várias fontes, acima de certos níveis, provoca múltiplas conseqüências negativas para a cadeia alimentar, para a saúde pública e para os diversos ecossistemas e recursos naturais (RODRIGUES e DUARTE, 2003).

Alguns especialistas fazem uma distinção entre contaminação e poluição. Contaminação é utilizada para situações onde uma substância química perigosa foi introduzida ou está presente no ambiente, mas não está causando qualquer dano “óbvio”, enquanto a poluição está reservada para casos onde a introdução de compostos poluentes gera efeitos danosos aparentes, como a degradação do solo e do ambiente. Com métodos mais desenvolvidos de análise e diagnose, pode-se tornar aparente que situações inicialmente descritas como contaminação podem ter sido na realidade poluição (ALLOWAY e AYRES, 1997; MATTIAZZO-PREZOTTO, 1992; BOTKIN e KELLER, 1998; TAN, 2000).

A contaminação dos solos é um problema ambiental grave, que afeta os países desde o início da revolução industrial. No entanto, a preocupação sobre os efeitos da contaminação nos solos é relativamente incipiente e somente em 1972 que o conselho da Europa reconheceu que os solos, como recurso não renovável ou de regeneração muito lenta, necessitava de uma proteção especial para evitar tanto sua destruição ou degradação por processos de erosão, deficiências das técnicas de cultivo, como sua contaminação por aporte de substâncias tóxicas. Com isso, em 1986 se estabeleceu formalmente em Berlim as bases científicas para a proteção dos solos na comunidade européia nos programas de ação em matéria do meio ambiente.

Entre 1987 e 1997, a comunidade europeia reconheceu a necessidade de uma regulamentação específica e que os países membros elaborassem suas próprias normas para promover a proteção, dando especial atenção para prevenir e reduzir os problemas que causam os resíduos nos solos sem afetar as possibilidades de desenvolvimento e as gerações futuras.

A tendência mundial é o estabelecimento de uma lista orientadora geral de valores de referência de qualidade, com base em análises de amostras de solo e de águas subterrâneas, de valores de alerta, com caráter preventivo e de valores de intervenção, derivados a partir de modelos matemáticos de avaliação de risco, utilizando diferentes cenários de uso e ocupação do solo previamente definidos, considerando-se diferentes vias de exposição e quantificando-se as variáveis toxicológicas (DIAS e CASARINI, 1996).

Na Europa, a Holanda foi o país pioneiro no estabelecimento de normas técnicas para determinar os níveis de base, níveis guia e níveis críticos de diversos contaminantes em solos. Em abril de 1998 foi aprovada uma nova lei de resíduos que engloba e atualiza toda a normativa anterior relativa a este tema, e que contempla pela primeira vez a legislação espanhola sobre a gestão dos solos contaminados. Sendo que, um dos primeiros requisitos para sua aplicação é conhecer os níveis normais e os de base de metais pesados, assim como, os valores a partir dos quais se pode falar de contaminação (BÁSCONES, 2003).

Nos EUA, a agência de proteção ambiental americana, em 1991, organizou um estudo técnico, com o objetivo de identificar alternativas para acelerar o processo de remediação nos locais selecionados como prioritários de acordo com a "National Priorities List" e com o "Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act" – CERCLA, mais conhecido como programa "Superfund". Sendo que uma das propostas específicas deste estudo foi avaliar meios de desenvolver padrões e valores guia para solos contaminados (EPA, 1994 e 1996A). Assim, a EPA desenvolveu um procedimento de avaliação da contaminação em solos que representou a primeira de uma série de ferramentas para desenvolver uma avaliação e remediação padronizada de solos.

Segundo Nicholson, 2003, recentemente na Grã Bretanha se tem apresentado um inventário do conteúdo de metais pesados, como: zinco, cobre, níquel, chumbo, cádmio, cromo, arsênio e mercúrio, em 2000 solos agrícolas da Inglaterra e Gales, e se manifestou a necessidade de desenvolver estratégias para reduzir o conteúdo de metais e estabelecer políticas destinadas a proteção dos solos.

No Brasil, a CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), Estado de São Paulo, foi a pioneira no estabelecimento de valores orientadores e levou em consideração estudos já realizado, como a utilização internacional de valores orientadores em diferentes abordagens de gerenciamento da qualidade de solos e águas subterrâneas, que após avaliação e comparação entre várias legislações, elegeu-se a metodologia holandesa como base para o estabelecimento de valores orientadores próprios para o Estado de São Paulo (CETESB, 1997b).

Apenas em 2009, o país ganhou um novo instrumento para gestão de solos contaminados, resolução CONAMA 420/2009, para regulamentar e organizar a situação que dispõe sobre os critérios e valores orientadores da qualidade do solo quanto a presença de substâncias químicas, e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

A resolução, segundo especialistas da área, é um grande avanço, tanto para o reconhecimento das ciências do solo, como também para a gestão ambiental dos recursos naturais no Brasil. A definição desta resolução foi baseada no modelo holandês, apoiada pela GTZ- Agência de Cooperação Alemã -, fundamentada na definição de valores basais, de prevenção e de intervenção para as substâncias químicas presentes no solo, além de outros países industrializados, como os Estados Unidos, que possui outras normas. “As experiências destes países foram utilizadas como principais fontes de referências para a construção da Resolução. Porém, o produto desta resolução surgiu a partir de uma minuta inicial comum elaborada pela CETESB, e segundo o Art. 8º da resolução CONAMA 420/2009, os valores de referência de qualidade do solo para substâncias químicas naturalmente presentes serão estabelecidos pelos órgãos ambientais competentes dos Estados e do Distrito Federal.

Segundo Conselho Nacional do Meio Ambiente, (CONAMA, 2009) os valores orientadores apresentam as seguintes definições e tem a sua utilização como segue:

- **VALOR DE REFERÊNCIA DE QUALIDADE (VRQ):** é a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos;
- **VALOR DE PREVENÇÃO (VP):** é a concentração de determinada substância no solo, acima da qual podem ocorrer alterações da qualidade do solo quanto as suas funções principais;

- VALOR DE INVESTIGAÇÃO (VI): é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado.

Os valores orientadores para solo estão apresentados na Tabela 1 (CONAMA 2009<sup>1</sup>).

Tabela 1. Valores orientadores para solo (mg.kg<sup>-1</sup>) segundo CONAMA (2009)<sup>1</sup>.

| Metal    | Referência<br>(VRQ) | Prevenção<br>(VP) | Investigação (VI) |             |            |
|----------|---------------------|-------------------|-------------------|-------------|------------|
|          |                     |                   | Agrícola          | Residencial | Industrial |
| Chumbo   | -                   | 72                | 180               | 300         | 900        |
| Cobre    | -                   | 60                | 200               | 400         | 600        |
| Cádmio   | -                   | 1,3               | 3,0               | 8,0         | 20,0       |
| Cromo    | -                   | 75                | 150               | 300         | 400        |
| Ferro    | -                   | -                 | -                 | -           | -          |
| Manganês | -                   | -                 | -                 | -           | -          |
| Níquel   | -                   | 30                | 70                | 100         | 130        |
| Zinco    | -                   | 300               | 450               | 1000        | 2000       |

- Classe 1 - Solos que apresentam concentrações de substâncias químicas menores ou iguais ao VRQ;
- Classe 2 - Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior do que o VRQ e menor ou igual ao VP;
- Classe 3 - Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior que o VP e menor ou igual ao VI;
- Classe 4 - Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior que o VI.

Segundo a Comissão das Comunidades Europeias (2002), o solo desempenha uma grande variedade de funções vitais, de caráter ambiental, ecológico, social e econômico. Constitui um importante elemento paisagístico, patrimonial e físico para o desenvolvimento de infra-estruturas e atividades humanas, uma vez que é um recurso complexo, dinâmico, interativo e não renovável, cada vez mais sob a pressão da atividade humana.

A proteção do solo e a limitação dos processos de degradação deste recurso são reconhecidamente imprescindíveis para a sua sustentabilidade, sendo esta necessidade

reconhecida internacionalmente (RODRIGUES e DUARTE, 2003), principalmente por se tratar de uma das bases para a produção da demanda de alimento mundial.

### 3.2 Metais Pesados

Um metal pesado é definido como sendo um elemento caracterizado por possuir peso específico maior que  $6 \text{ g.cm}^{-3}$  ou número atômico maior que 20 (ALLOWAY, 1995). Segundo Garcia et al. (1990), considera-se que  $4,5 \text{ g.cm}^{-3}$  é a densidade mínima para que um elemento seja considerado metal pesado.

Outras alternativas para designar os metais pesados são 'metais tóxicos', 'elementos potencialmente tóxicos' ou 'elementos traço'. Mas, o termo elemento traço não é adequado, pois segundo Malavolta (1994), o qualificativo "traço" na Química Analítica Quantitativa é reservado para designar concentrações de qualquer elemento que não pode ser quantificado pelo método empregado em sua determinação por ser muito baixo.

Segundo Alloway e Ayres (1997), os metais pesados ocorrem naturalmente, constituindo menos de 1% das rochas da crosta terrestre. E, quanto à origem, podem ser litogênicos, quando provenientes de fontes geológicas como resíduos de rocha ou liberados pelo intemperismo, ou antropogênicos, quando adicionados ao solo pela atividade humana como mineração e aplicação de defensivos agrícolas e fertilizantes (CAMARGO et al., 2001).

Os metais pesados que advêm do intemperismo da rocha de origem, sobretudo daquelas ricas em sulfetos, óxidos, silicatos, fosfatos e carbonatos, podem atingir as seguintes faixas de concentração no ambiente em ( $\text{mg. kg}^{-1}$ ): Pb, 10-84 ; Cd, 0,06-1,1; Cr, 7-21; Hg, 0,02-0,41; Cu, 6-80; Zn, 17-125; Ni, 4-55; Co, 1,6-21,5; As, 2,2-25 e Se, 0,05-1,27 (KABATA PENDIAS e PENDIAS, 2001). Em geral, os solos derivados de basalto, granito e siltito, tendem a ter nesta mesma ordem, uma seqüência decrescente de conteúdo dos metais pesados, com variações conforme a localização geográfica, especificamente para basalto e o siltito, sendo esta tendência similar às variações do conteúdo de óxidos férricos do solo (SPOSITO, 2008).

Ferguson (1989), afirma que tais elementos estão usualmente presentes no ar como partículas aerossóis com tamanho variável de 0,005 a 20  $\mu\text{m}$ , com um tempo médio de residência de 10 a 30 dias, podendo contaminar os solos a vários quilômetros do local da emissão.



Os metais pesados têm formas de comportamento ambientais e toxicológicas diferenciadas em função da sua distribuição nas diferentes formas geoquímicas. Essa característica particular é atribuída à estrutura atômica desses elementos, que são caracterizados por apresentarem orbitais d livres, reagindo como aceptores de elétrons (GARCIA et al., 1990).

Entre os metais pesados mais estudados, encontram-se elementos não essenciais para os vegetais, como o Pb, Cd, Cr e Hg; e os micronutrientes Cu, Zn, Fe, Mn, Ni e Mo. Além destes elementos, também são citados o Co, considerado benéfico ao desenvolvimento vegetal; o As, que é um semi-metal; e o Se, um não-metal com densidade inferior à  $5 \text{ g cm}^{-3}$  (SIMÃO e SIQUEIRA, 2001).

### 3.2.1 Cádmio

O cádmio é um metal relativamente raro, sendo o 67º em ordem de abundância elementar no solo. Segundo Faquin (2001), este elemento raramente ocorre no solo, em condições normais, em concentrações que promovam a toxidez às plantas e que a maior fonte de contaminação desse elemento se dá quando da aplicação de lodo de esgoto e resíduos industriais.

Para as plantas teores totais no solo entre 5 a  $30 \text{ mg kg}^{-1}$  são críticos, e acima destes considerados tóxicos (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001).

De maneira geral, as contribuições relativas de cádmio das principais fontes antropogênicas tem sido estimadas sendo que a concentração média de cádmio no solo está na faixa de  $0,06 - 1,1 \text{ mg.kg}^{-1}$  com uma média calculada ao redor de  $0,53 \text{ mg kg}^{-1}$  (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2000).

Nas águas naturais o cádmio é encontrado principalmente no sedimento de fundo e nas partículas em suspensão. A sua adsorção ao sedimento aumenta com o aumento do pH e a partir de um pH maior ou igual a 7,0 praticamente todo metal é adsorvido.

O cádmio é usado principalmente como proteção contra a corrosão para cobrir metais em porcas e parafusos. Encontra também aplicação na produção de ligas, fusíveis, solda rápida, pilhas recarregáveis, varas de regulação para reatores atômicos, fotômetros, pigmentos entre outros. Na indústria eletrônica, o cádmio é usado na fabricação de telas de

televisão, de células fotovoltaicas e em dispositivos de detecção de radiação (VÁSQUEZ, 2005).

Ocorre em rochas magmáticas e sedimentares e possui densidade de  $8,65 \text{ g cm}^{-3}$  (SOUZA et al., 1998). Ao se mineralizar, vai para a solução do solo, e ocorre como  $\text{Cd}^{2+}$  e outros íons complexos (como o  $\text{CdCl}^+$ ,  $\text{CdOH}^+$ ,  $\text{CdHCO}_3^+$ ,  $\text{CdCl}_3^-$ ,  $\text{CdCl}_4^{2-}$ ,  $\text{Cd}(\text{OH})_3^-$  e  $\text{Cd}(\text{OH})_4^{2-}$ ) e quelatos orgânicos (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992). O cloreto, o nitrato e o sulfato de Cd são solúveis em água, e o sulfeto insolúvel (SOUZA et al., 1998). Sua concentração em solos não contaminados pode variar de 0,06 a  $1,1 \text{ mg kg}^{-1}$ , sendo que este é um elemento relativamente imóvel no perfil. Sua disponibilidade para as plantas é reduzida pela presença da matéria orgânica, de argilas silicatadas, de hidróxido de Fe e Al, por carência de aeração do solo; e é dependente do pH do solo (BERTON, 1992). Em  $\text{pH} < 8$ , o Cd ocorre principalmente como o íon divalente dissolvido,  $\text{Cd}^{2+}$ . Acima deste valor, o Cd se precipita para formar  $\text{Cd}(\text{OH})_2$  e  $\text{CdCO}_3$  (SMITH et al., 1995) ou como sulfeto ou fosfato.

A calagem do solo para aumentar o pH é um método efetivo de se prevenir a absorção de Cd pelas plantas (BAIRD, 2001). Considerando-se que as quantidades absorvidas dependem de cada cultura; o tabaco, por exemplo, é uma planta reconhecidamente acumuladora de Cd. E, nem todo o Cd absorvido é translocado para a parte aérea, variando de 10 à 50% do Cd absorvido, dependendo das espécies e cultivares (BERTON, 1992).

O cádmio é encontrado como impureza em minas de Zn (constituindo mais de 1% do conteúdo dos metais de tais minas), Pb e Cu. É amplamente utilizado para revestimento de superfícies metálicas, banho eletrolítico, produção de ligas, fusíveis, soldas, pigmentos de tintas, baterias, fungicidas e na indústria plástica, estando também presente nos adubos fosfatados. Contamina o solo através de restos de metais fundidos com zinco, resíduo de pneus, óleos combustíveis, fertilizantes fosfatados, baterias de Ni e Cd, lodo de esgoto, resíduos industriais e lixo urbano (CASAGRANDE, 1997a; BERTON, 1992; MAGNUS, 1994).

Diferente de alguns metais pesados que são micronutrientes, até mesmo em pequenas quantidades o cádmio pode causar danos aos organismos vivos. É cancerígeno para o ser humano, e apresenta efeitos tóxicos nos rins, pulmões e sistema reprodutor (SOUZA et al., 1998), além de se acumular no fígado dos mamíferos (ALLOWAY e AYRES, 1997).

### 3.2.2 Cobre

O cobre é um elemento de transição do Grupo 11 da Tabela Periódica. É um metal dúctil sendo o segundo metal com mais alta condutividade térmica e elétrica logo a seguir à prata. Na Natureza o cobre é bem distribuído ocorrendo em dois estados de oxidação (I e II).

No estado de oxidação II o cobre é isomórfico com o Zn, mg e Fe, ocorrendo em minerais como a cuprita ( $\text{Cu}_2\text{O}$ ), malaquita [ $\text{Cu}_2(\text{CO}_3)(\text{OH})_2$ ], azurita [ $\text{Cu}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$ ], calcopirita ( $\text{CuFeS}_2$ ), e bornita ( $\text{Cu}_5\text{FeS}_4$ ). De todas estas ocorrências é na calcopirita que o cobre ocorre em maior quantidade.

O cobre ocorre em abundância na crosta terrestre, com concentração em torno de 24 a 55  $\text{mg kg}^{-1}$  (BAKER e SENFT, 1995). É um cátion muito versátil e possui grande habilidade em interagir com os componentes minerais e orgânicos do solo. Precipita com os ânions sulfeto, carbonato e hidróxido, demonstrando que é relativamente imóvel nos solo, e a forma na superfície é o cátion  $\text{Cu}^{2+}$ .

Segundo Adriano (1986) a concentração média mundial de cobre nos solos é de 30  $\text{mg. kg}^{-1}$  numa amplitude média entre 2 e 250  $\text{mg.kg}^{-1}$ . No entanto, Kabata-Pendias et al. (1985) indica valores entre 6 a 60  $\text{mg kg}^{-1}$  sendo os mais elevados para solos ferralíticos e os mais baixos para solos arenosos e orgânicos.

O cobre teoricamente em concentrações acima de 10  $\text{mg L}^{-1}$  podem vir a ser tóxicos às plantas. Sendo a sua toxicidade também influenciada pelo pH e pela quantidade de matéria orgânica contida no mesmo (MATIAZZO-PREZOTTO, 1994;).

Geralmente o cobre é um elemento com pouca mobilidade nos solos, no entanto, os solos ácidos com baixo teor em matéria orgânica podem ser uma exceção.

Todos os minerais do solo são capazes de adsorver íons Cu da solução, e suas maiores quantidades são encontradas em óxidos de Fe e Mn, hidróxidos amorfos de Fe e Al, e argilas. Vários tipos de substâncias orgânicas formam complexos solúveis e insolúveis com o Cu. Apesar de ser um dos metais pesados menos móveis, é abundante nas soluções de todos os tipos de solo. Suas formas mais comuns na solução são os quelatos orgânicos solúveis. (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992).

Segundo Redente e Richards (1997), sua disponibilidade diminui com o aumento do pH do solo; e a biodisponibilidade de formas solúveis de Cu depende do peso molecular, pois quanto menor o peso, maior sua disponibilidade (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992).

Este elemento é utilizado como algicida na forma de sulfato de Cu e em encanamento de água residencial.

Por ser um micronutriente, sua deficiência causa perdas de produção em várias culturas, especialmente cereais; e seu excesso é altamente tóxico para as plantas e para os microrganismos do solo, danificando a mineralização de resíduos vegetais e a fixação de N em legumes.

A contaminação por Cu ocorre por resíduos industriais, nas minas e refinarias de Cu, na fabricação de latão, em curtumes e preservativos de madeira; por resíduos agrícolas, no uso excessivo de fertilizantes contendo Cu, e no esterco de porco; e por resíduos residenciais como o lodo de esgoto (ALLOWAY e AYRES, 1997; KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992; BERTON, 1992; CONNELL, 1997).

### 3.2.3 Zinco

O zinco é um micronutriente essencial a todo organismo vivo, podendo torna-se tóxico quando em concentrações superiores as necessárias.

Encontra-se distribuído uniformemente nas rochas magmáticas, ocorrendo como ZnS. Sua solubilização produz  $Zn^{2+}$ , que é a forma mais comum e móvel do solo, sendo fortemente retido pela argila e pela matéria orgânica, tornando o elemento praticamente imóvel no solo.

A adsorção do  $Zn^{2+}$  pode ser reduzida com pH baixo (< 7), levando à mobilização e lixiviação do Zn. Logo, os fertilizantes amoniacais aumentam sua absorção pelas culturas. Sua disponibilidade pode ser controlada pela calagem do solo ou adição de matéria orgânica (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992; BERTON, 1992).

O Zn é um metal muito utilizado, especialmente como cobertura protetora para outros metais como o ferro e o aço, ligas de bronze e latão, baterias e em componentes elétricos (SMITH et al., 1995), e sua contaminação está geralmente ligada à mineração, estando o Cd sempre presente. Outras fontes de contaminação são aço galvanizado, lodo de esgoto e o esterco de porco (ALLOWAY e AYRES, 1997).

### 3.3 Interação Solo - Metais Pesados

Os metais pesados podem ocorrer no solo sob diversas formas: na forma iônica ou complexada na solução do solo, como íons trocáveis no material orgânico ou inorgânico de troca ativa, como íons mais firmemente presos aos complexos de troca, como íons quelatos em complexos orgânicos ou organominerais, incorporados em sesquióxidos precipitados ou sais insolúveis, incorporados nos microrganismos e nos seus resíduos biológicos, ou presos nas estruturas cristalinas dos minerais primários ou secundários. Sua distribuição é influenciada pelas seguintes propriedades do solo: pH, potencial redox, textura, composição mineral (conteúdo e tipos de argilas e de óxidos de Fe, Al e Mn), características do perfil, CTC, quantidade e tipo de componentes orgânicos no solo e na solução, presença de outros metais pesados, temperatura do solo, conteúdo de água e outros fatores que afetam a atividade microbiana. Estes fatores que afetam a distribuição dos metais pesados no sistema solo controlam sua solubilidade, mobilidade no meio e disponibilidade às plantas (ADRIANO, 1986; KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992).

De modo geral, o tempo de residência de alguns metais pesados em solos está entre 75 e 380 anos para o Cd, 500 a 1000 anos para o Hg e os mais fortemente adsorvidos são As, Cu, Pb, Se e Zn que têm tempo de residência de 1000 a 3000 anos.

Os metais pesados são retidos pelos solos de três formas: pela adsorção nas superfícies das partículas minerais, complexação por substâncias húmicas em partículas orgânicas e por reações de precipitação. (KHAN et al., 2000).

A adsorção é provavelmente o processo mais importante na química dos metais pesados no solo. A quantidade de cátions que pode ser adsorvida por troca de íons da solução pela fase sólida em condições específicas de temperatura, força iônica e pH, também denominada capacidade de troca catiônica (CTC), é dependente das espécies envolvidas (SPOSITO, 1989). Quanto maior a CTC do solo, maior a sorção e imobilização do metal (LASAT, 2000). Logo, uma fração dos metais pesados se encontra associado à superfície de partículas argilosas, orgânicas e aos precipitados insolúveis como hidróxidos, carbonatos e fosfatos, por ligações covalentes. Estes íons estão em equilíbrio com o sistema aquoso, podendo se tornar disponíveis para o sistema radicular das plantas (SPOSITO, 1989).

Já a adsorção específica, como descrito por Alloway (1996), ocorre quando metais como o Cd, Cu, Ni e Zn formam íons complexos ( $\text{MOH}^+$ ) em superfícies que contém grupos

hidroxilas, especialmente óxidos hidróxidos de Fe, Mn e Al. Este tipo de adsorção é fortemente dependente do pH, e responsável pela retenção de uma maior quantidade de metais que a troca de cátions. A ordem de força de adsorção é: Cd > Ni > Co > Zn >> Cu > Pb > Hg (ALLOWAY e AYRES, 1997).

A umidade do solo também afeta a retenção de metais, sob condições redutoras, a solubilidade de Cd, Cu e Zn diminui, e a de Fe e Mn aumenta (BINGHAM et al., 1976). E os solos, exceto aqueles ricos em areia, são capazes de reter Pb e Cu devido à alta afinidade dos íons  $Pb^{2+}$  e  $Cu^{2+}$  por constituintes orgânicos e minerais (SIMÃO e SIQUEIRA, 2001).

A seletividade de minerais de argila e adsorventes óxidos hidróxidos em solos e sedimentos por metais divalentes geralmente seguem a ordem Pb > Cu > Zn > Ni > Cd, mas algumas diferenças ocorrem entre minerais e com variações do pH. Em geral Pb e Cu tendem a ser adsorvidos mais fortemente, e Zn e Cd mais fracamente, tornando estes metais mais lábeis e biodisponíveis (ALLOWAY e AYRES, 1997).

Bertoncini e Mattiazzo (1999), verificaram que a mobilidade dos metais pesados esteve sempre abaixo de 2% do total adicionado, tendo contribuído para esta menor mobilidade, os elevados teores de pH (6,8 a 7,5) e o alto teor de matéria orgânica. Pois a matéria orgânica apresenta a capacidade de complexar ou quelatar alguns metais pesados do solo, diminuindo sua solubilidade na presença de substâncias orgânicas de alto peso molecular, ou aumentando quando reagem com compostos de baixo peso molecular. Isto ocorre devido à elevada superfície específica, carga líquida negativa dependente do pH do meio, facilidade de embebição de água e da solução do solo contendo metais, e capacidade de formar quelatos orgânicos (SIMÃO e SIQUEIRA, 2001).

A matéria orgânica presente no solo de superfície diminui a concentração de Pb e Cd na solução de equilíbrio, em condições mais ácidas, mais efetivamente que os componentes minerais (CASAGRANDE, 1997a; CASAGRANDE, 1997b), pois possuem uma grande afinidade por cátions de metais pesados, e os extraem por troca iônica. A ligação de cátions metálicos ocorre devido à formação de complexos com os íons metálicos por grupos carboxílicos nos ácidos húmicos e fúlvicos (BAIRD, 2001). De acordo com Hue (1988), a matéria orgânica pode regular a disponibilidade dos metais por reações de quelação, em que os metais podem formar estruturas estáveis ligando-se a cinco ou seis grupos funcionais carboxílicos ou hidroxílicos da matéria orgânica, tornando-se indisponíveis às plantas.

Bingham et al. (1979), avaliaram o efeito da adição de calcário e de lodo de esgoto enriquecido com metais pesados na produção de trigo. A produção de trigo foi reduzida por todos os metais aplicados no solo ácido (pH 5,2) e somente pelo Cu e Cd no solo tratado com calcário. Já Valadares et al. (1983), demonstraram que em solos calcários (pH > 7,5) é possível utilizar lodo de esgoto com elevadas concentrações de metais pesados e altas taxas de aplicação sem causar fitotoxicidade à acelga. Pois a maioria dos metais pesados se torna menos solúvel e menos disponível às plantas, em condições alcalinas, em razão da precipitação na forma de carbonatos e hidróxidos metálicos (LASAT, 2000).

Espécies solúveis, trocáveis e quelatadas de metais pesados são os mais móveis no solo, e governam sua migração e fitodisponibilidade. Existe uma grande correlação entre o conteúdo de metal nas plantas e a concentração de sua espécie móvel no solo (KABATA-PENDIAS, 1995), sendo que os metais prontamente biodisponíveis para serem absorvidos pelas plantas são o Ni, Cd, As, Se e Cu. Metais moderadamente disponíveis são Co, Mn e Fe. Enquanto que o Pb, Cr e U não são disponíveis às plantas sem a adição de agentes complexantes (SCHNOOR, 2002).

Determinar o coeficiente de transferência, ou seja, a concentração do metal na parte aérea da planta relativa à concentração total no solo é um método conveniente para quantificar as diferenças relativas de biodisponibilidade dos metais para as plantas. Cádmio e Zn, por ocorrerem de forma trocável, possuem os maiores coeficientes de transferência, refletindo sua fraca sorção no solo (LASAT, 2000). Outros metais como Cu, Co, Cr e Pb possuem baixos coeficientes, pois geralmente são fortemente ligados aos colóides do solo (ALLOWAY e AYRES, 1997) e estão menos biodisponíveis (LASAT, 2000).

No solo, Cd, Zn, Mn e Ni se apresentam mais móveis que Pb, Cu e Cr; e os cátions divalentes como  $Zn^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$  e  $Cd^{2+}$  são altamente hidratáveis e solúveis (SIMÃO e SIQUEIRA, 2001).

O aumento da deposição de íons ácidos como sulfatos e nitratos, leva à lixiviação de bases, como Ca e Mg. E em solos ácidos, aumenta os níveis de Al disponível. Logo, a acidificação do solo pode aumentar também a disponibilidade de outros metais, que podem possuir impactos diretos nas taxas de decomposição devido aos seus efeitos tóxicos nos microrganismos do solo (ASHMORE, 2000).

Segundo Fasset (1980), o cádmio é mais móvel do que o zinco em pH baixo, particularmente, em valores de pH entre 4,5 e 5,5, e acima do pH 7,5 o cádmio é menos

móvel. Na forma divalente é solúvel, mas também, pode tornar-se complexado com matéria orgânica e óxidos. O conteúdo médio do elemento no solo é menor que  $1 \text{ mg kg}^{-1}$ , nas plantas o nível normal é de  $0,005$  à  $0,02 \text{ mg kg}^{-1}$ , tendo como níveis tóxicos entre  $5$  e  $30 \text{ mg kg}^{-1}$  (MATTHEWS, 1984).

Ernest (1996) relata que a biodisponibilidade de metais pesados no solo é regulada por processos físicos, químicos e biológicos e suas interações.

De acordo com Oliveira e Mattiazzo, 2001, embora o solo atue como uma barreira natural de proteção de aquíferos subterrâneos, os fatores que governam sua capacidade de reter metais são extremamente complexos, o que dificulta sobremaneira o seu entendimento e as possibilidades de previsões acerca do comportamento desses elementos, principalmente, quando essa previsão tem que ser realizada em longo prazo.

### **3.4 Interação Planta - Metais Pesados**

Segundo Accioly e Siqueira (2000) a capacidade de transferência de metais do solo para a planta é alta com baixas concentrações de metais e baixa com altas concentrações de metais. No solo a maioria dos metais é muito insolúvel para se mover livremente no sistema vascular das plantas, logo elas geralmente formam precipitados de carbonatos, sulfatos, ou fosfatos imobilizando-os em compartimentos intra e extra-celulares.

A resistência das plantas aos íons de metais pesados pode ser obtida por um mecanismo em que a mesma os evita, o que inclui a imobilização do metal nas raízes e na parede celular. A tolerância aos metais pesados está baseada no seqüestro dos íons dos metais nos vacúolos, sua ligação com ligantes apropriados como os ácidos orgânicos, proteínas e peptídeos, e na presença de enzimas que podem funcionar a altos níveis de íons metálicos (GARBISU e ALKORTA, 2001).

Devido à sua carga, os íons metálicos não podem se mover livremente nas membranas celulares. Seu transporte para dentro das células deve ser mediado por proteínas transportadoras das membranas, nas quais os íons metálicos se ligam. Mas grande parte das frações iônicas fica adsorvida nos sítios extracelulares carregados negativamente das paredes celulares das raízes. Esta fração não pode ser translocada para a parte aérea. Os metais



também podem ser complexados e seqüestrados em estruturas celulares como os vacúolos, tornando-se indisponíveis para translocação para a parte aérea (LASAT, 2000).

De acordo com seu mecanismo de tolerância, as plantas podem ser: exclusoras, quando a concentração do metal absorvido é mantida constante até que seja atingido o nível crítico no substrato; indicadoras, quando ocorre absorção passiva e as concentrações internas refletem os teores externos; e acumuladoras, que são capazes de manter níveis internos mais elevados que do substrato de cultivo (SIMÃO e SIQUEIRA, 2001; MARQUES et al., 2000; ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000). As plantas acumuladoras são próprias para fitoextração e exclusoras para fitoestabilização (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

Nas plantas, freqüentemente, pode ocorrer acúmulo de metais pesados em quantidades consideráveis nos tecidos vegetais. O conhecimento a respeito dos metais pesados como contaminantes de plantas tem crescido lentamente em virtude da difícil compreensão desta interação (AMARAL, 1993).

A capacidade da biomassa das plantas em acumular altas concentrações de metais sem efeitos prejudiciais ao seu crescimento, enfatiza seu potencial em retirar metais de solos e da água (RASKIN e ENSLEY, 2000). Entretanto, a absorção de metais pesados varia de acordo com a espécie vegetal e entre as diferentes partes da planta, absorvendo pelas raízes, íons tóxicos de metais pesados, particularmente Cd, Pb, Cu, Hg, Zn e Ni, que se acumulam em suas células (MOHR e SCHOPFER, 1995).

A acumulação de metais pelas plantas também depende de fatores do solo como o pH, matéria orgânica, concentração do metal, presença de ânions, sua textura, além da temperatura, luminosidade, umidade, presença de corretivos e fertilizantes, aeração, potencial redutor do solo e presença de micorrizas (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992; BERTON, 1992).

Pombo (1995) comenta que metais pesados adicionados ao solo na forma de sais, como cromatos, nitratos, cloretos e sulfatos, são mais facilmente absorvidos pelas plantas do que quantidades equivalentes dos mesmos adicionados ao solo na forma de lodos industriais ou domésticos. Alguns metais são acumulados nas raízes (especialmente o Pb), provavelmente devido a barreiras fisiológicas contra o transporte de metais para as partes aéreas, enquanto outros são facilmente transportados nas plantas, como o Cd (GARBUSU e ALKORTA, 2001).

As plantas desenvolveram mecanismos especializados para aumentar a concentração de íons metálicos na solução do solo e modificar o ambiente da rizosfera, acidificando o meio pela extrusão de  $H^+$  pelas raízes e estimulando a desorção de íons dos sólidos do solo para a solução. Além disso, algumas plantas também podem exsudar uma variedade de compostos orgânicos, formando complexos com os metais e mantendo-os disponíveis para serem absorvidos (LASAT, 2000).

Uma vez absorvidos, os metais tendem a acumular-se nas raízes, as quais são os primeiros órgãos vegetais afetados pela contaminação, acarretando no escurecimento, engrossamento e inibição do crescimento radicular. Na parte aérea, os sintomas mais típicos são a clorose, similar à deficiência de Fe, aparecimento de manchas foliares, necrose e morte das folhas (BARCELÓ & POSCHENRIEDER, 1992).

Quanto à absorção de metais pesados pelas raízes, Kabata-Pendias e Pendias (1992) citam que a mesma pode ser passiva com a difusão de íons da solução externa para a endoderme das raízes, ou ativa, requerendo energia metabólica e ocorrendo contra um gradiente químico.

Os metais não alteram suas propriedades químicas, apenas variam entre as formas insolúvel e solúvel, sendo esta última a ideal para absorção pela vegetação. Amaral Sobrinho et al. (1997) observaram que a redução da solubilidade dos metais pesados Zn, Mn, Pb, Ni, Cd, e Cu ocorreram em razão da passagem das formas mais solúveis para as formas de óxido residual. Essa redução da solubilidade foi atribuída à adsorção específica e/ou à precipitação desses metais nos óxidos de Fe e Mn.

O conhecimento a respeito dos metais pesados como contaminantes de plantas tem crescido lentamente em virtude da difícil compreensão desta interação (AMARAL, 1993).

Espécies de plantas podem ser selecionadas para extrair e assimilar, ou extrair e quimicamente decompor os contaminantes. Muitos compostos químicos inorgânicos, considerados contaminantes ambientais, são, de fato, nutrientes vitais que podem ser absorvidos por meio do sistema de raízes das plantas. Compostos orgânicos, especialmente pesticidas, também podem ser absorvidos e metabolizados pelas plantas (OLIVEIRA, 2001).

Vários estudos com espécies de climas temperados demonstram que as plantas não são capazes de evitar completamente a absorção dos metais pesados, e que diferentes espécies têm desenvolvido uma série de mecanismos de tolerância (SHAW, 1989).

Com o objetivo de verificar o efeito isolado de metais pesados no crescimento de espécies arbóreas, estudos de fitotoxicidade foram realizados com espécies de eucalipto e espécies arbóreas nativas. A diferença de comportamento entre as espécies mostra a dificuldade de indicação de espécies para recomposição de áreas contaminadas, pois na maioria dos casos, a contaminação ocorre por vários metais simultaneamente (SOARES et al., 2001).

### **3.5 Fitorremediação/Fitoextração**

A remediação de áreas degradadas passou a ser uma exigência legal e um compromisso social que precisa ser executado. Dentre as várias formas de mitigar contaminantes dos solos, além das técnicas físico-químicas que possuem elevado custo, pode-se citar a fitorremediação, que embora com algumas variações conceituais, é uma estratégia de biorremediação que emprega o uso de plantas para degradar, extrair (acumulação ou volatilização) e estabilizar (imobilização) os contaminantes.

As substâncias alvo da fitorremediação incluem metais como chumbo, zinco, cobre níquel, mercúrio e selênio (Pb, Zn, Cu, Ni, Hg, Se), compostos inorgânicos ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , elementos químicos radioativos (U, Cs, Sr), hidrocarbonetos derivados de petróleo (BTEX), pesticidas e herbicidas (atrazina, bentazona, compostos clorados e nitro-aromáticos), explosivos (TNT, DNT), solventes clorados, como tricloroetano e tetra-cloro-etileno (TCE e PCE), e resíduos orgânicos industriais, como pentaclorofenol e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PCP, PAHs), entre outros.

Não é um processo novo, tendo já sido empregado há 300 anos na Alemanha para o tratamento de esgoto municipal (CUNNINGHAM et al., 1996). Sua concepção funcional é baseada na fisiologia vegetal, na bioquímica do solo e na química dos contaminantes (NYER e GATLIFF, 1996; HINCHMAN et al., 1998).

É um método ainda em desenvolvimento, onde plantas superiores são utilizadas para neutralizar poluentes orgânicos, inorgânicos ou nucleotídeos (TAN, 2000).

A idéia de se utilizar plantas raras que hiperacumulem metais para removerem e reciclarem seletivamente metais em excesso no solo surgiu com a descoberta de diferentes plantas, geralmente endêmicas de solos naturalmente mineralizados, que acumulavam altas concentrações de metais em sua folhagem (GARBUSU e ALKORTA, 2001).

A técnica foi introduzida em 1983, tornando-se uma tecnologia prática e com maiores vantagens econômicas do que as técnicas de substituição, solidificação ou lavagem do solo (CHANEY et al., 1997).

Para que a fitorremediação ocorra, os contaminantes devem estar ao alcance da zona de raízes das plantas, estarem biodisponível e serem biologicamente absorvidos (KHAN et al., 2000).

A fitorremediação envolve, por ação direta da planta ou indireta e pelo estímulo desta sobre a microbiota rizosférica, a descontaminação por meio da extração ou degradação por diversos processos conceitualizados: fitoextração, fitodegradação, fitovolatilização e fitoestimulação, além da fitoestabilização (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

É desejável que as plantas que apresentem potencial para fitorremediação possuam algumas características que devem ser usadas como indicativos para seleção (NEWMAN, 2004).

Naturalmente, torna-se difícil reunir todas essas características numa só planta; estudos estão sendo realizados com o intuito de selecionar as plantas que reúnem o maior número dessas características. Outro aspecto a ser observado é que, embora a maioria dos testes avalie plantas isoladas, várias espécies podem ser usadas em um mesmo local, ao mesmo tempo ou subseqüentemente, para remover mais de um contaminante (MILLER, 1996).

A fitorremediação é uma técnica que apresenta um elevado potencial de utilização, devido às vantagens que apresenta em relação às outras técnicas de remediação de contaminantes do solo.

Além de ser um método de baixo custo, a fitorremediação permite a reciclagem de metais e produção de madeira; é uma solução permanente; permite a aplicação *in situ*, evitando escavação; usa energia solar para realizar os processos; é aplicável a grande variedade de contaminantes, tem grande aceitação pública, e é ideal para grandes áreas com solos com contaminação de médias a baixas ou quando se empregam amenizantes.

As plantas ajudam no controle do processo erosivo, eólico e hídrico. Nesse último caso, evitam o carregamento de contaminantes para a água e o solo e, por conseguinte, reduzem a possibilidade de contaminação de lagos e rios. As plantas são mais favoráveis esteticamente (melhoria da paisagem), do que qualquer outra técnica de biorremediação, e podem ser implementadas com mínimo distúrbio ambiental, reduzindo o impacto ambiental.

Porém como outras técnicas, a fitorremediação apresenta algumas limitações, principalmente com relação a compostos orgânicos em geral e agrotóxicos, relatadas por Narayanan et al. (1996), Cunningham et al. (1996), Miller (1996) e Macek et al. (2000). Como desvantagens, citam-se: é mais lenta que outras alternativas; depende da sazonalidade para o crescimento vegetal; pode não atingir 100% de remediação; limita-se a camada superficial do solo e o contaminante deve estar na zona radicular; é inefetiva para contaminantes fortemente adsorvidos, e pode resultar em bioacumulação em animais (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000; WATANABE, 1997).

Sendo assim, este método é apropriado quando soluções com baixos custos são essenciais ou quando o lento processo de remediação de áreas com relativa baixa concentração de metais é aceitável (NEDELKOSKA e DORAN, 2000).

A fitoextração é considerada uma opção viável e pode satisfazer regulamentos ambientais e simultaneamente ser uma das tecnologias mais eficientes em relação ao custo/benefício, tanto sozinha quanto combinada com outra tecnologia de remediação (ROBINSON et al, 2003).

Fitoextração ou fitoacumulação é a absorção do metal contaminante pelas raízes das plantas para o tronco e as folhas. É aplicada principalmente para metais (Cd, Ni, Cu, Zn, Pb), e também para outros compostos inorgânicos (Se) e orgânicos (MCGRATH, 1998).

É a técnica que emprega o uso de plantas especializadas em acumular altas taxas de MPs em seus tecidos como: > 10.000 mg.kg<sup>-1</sup> de Zn e Mn; > 1.000 mg.kg<sup>-1</sup> de Pb, Ni e Cu; > 100 mg.kg<sup>-1</sup> de Cd (RASKIN et al., 1997).

Esta técnica utiliza plantas chamadas hiperacumuladoras. Plantas hiperacumuladoras são aquelas que têm a capacidade de armazenar altas concentrações de metais específicos (0,1% a 1% do peso seco, dependendo do metal). As espécies de *Brassica juncea*, *Aeolanthus biformifolius*, *Lyssum bertolonii* e *Thlaspi caerulescens* são exemplos de plantas acumuladoras de Pb, Cu, Ni e Zn, respectivamente (MCGRATH, 1998). O termo hiperacumuladoras representa para essas plantas uma concentração de 100 vezes mais metais que normalmente ocorre em espécies não acumuladoras (BROOKS, 2004). Não se conhece o motivo pelo qual tais plantas atuam como acumuladoras. Parece haver fatores genéticos implicados visto que espécies relacionadas frequentemente apresentam essa capacidade (KABATA - PENDIAS e PENDIAS, 1995).

De acordo com Watanabe (1997) e Accioly e Siqueira (2000), uma boa planta hiperacumuladora deve ter as seguintes características: alta taxa de acumulação mesmo em baixas concentrações do contaminante; capacidade concomitante de acúmulo de diversos contaminantes; alta taxa de crescimento e de produção de biomassa; resistência a pragas e doenças; capacidade de absorção e concentração e tolerância ao contaminante. Salido et al., (2003) relatam que fatores importantes para o sucesso da remediação incluem tempo de crescimento, clima, profundidade da raiz e química do solo.

### 3.6 Pinhão Manso

O pinhão manso (*Jatropha curcas* L.) é uma planta arbustiva pertencente à família das Euphorbiaceae, cujo cultivo requer tecnologia simples, e investimento modesto comparado a outras variedades. É considerado uma cultura rústica, adaptada as mais diversas condições edafoclimáticas que sobrevive em condições de solos marginais de baixa fertilidade natural (ARRUDA et al., 2004; SATURNINO, et al., 2005; DIAS et al., 2007).

Segundo Cortesão (1956) e Peixoto (1973), sua distribuição geográfica no Brasil é bastante vasta por conta da sua rusticidade e resistência a longas estiagens, bem como a pragas e doenças, sendo adaptável a condições edafoclimáticas muito variáveis, desde a região Nordeste até os Estados de São Paulo e Paraná. O pinhão-manso desenvolve-se bem tanto nas regiões tropicais secas como nas zonas equatoriais úmidas, bem como nos terrenos ao nível do mar, até 1.200m de altitude, sendo o seu cultivo mais indicado em regiões que apresentem entre 500 e 800m de altitude (CORTESÃO, 1956; PEIXOTO, 1973). Nos terrenos de encosta, áridos e expostos ao vento, desenvolve-se pouco, não ultrapassando dois metros de altura.

Atualmente, a procura global por combustíveis alternativos vem se intensificando cada vez mais. O conceito de substituir o diesel pelo biodiesel ganhou atenção difundida na Índia nos últimos anos (FRANCIS et al., 2005). Os principais motivos para esta substituição são as propriedades desejáveis que certas plantas apresentam, dentre elas o pinhão manso (*Jatropha curcas* L.), tais como: robustez, larga tolerância ambiental, adaptação a vários tipos de solos improdutivos, fácil propagação por semente, alto conteúdo de óleo nas sementes (46-58 % do peso no núcleo e 30-40 % do peso da semente), provendo gerar renda e oportunidade de

emprego para os pequenos produtores rurais (ORHAN et al., 2004; SUBRAMANIAN et al., 2005).

De acordo com Peixoto (1973) o pinhão manso pode ser utilizado para outros fins além da produção de biodiesel, oferecendo diversas opções ao produtor, tais como: pode ser usado no suporte de plantas trepadeiras, atuar na fixação de áreas de dunas, em orlas marítimas e ainda pode ser aproveitado em cercas vivas, já que quando mutilados, eles liberam um látex cáustico que afasta os animais.

A sobrevivência e adaptação do pinhão manso em solos contaminados por metais pesados tem sido estudada devido esta espécie não ser utilizada na alimentação humana. Neste caso a planta seria utilizada para produção de biodiesel e ainda poderia funcionar como fitoextratora de metais do solo.

Chaves et al., (2010) em experimento analisando o crescimento, distribuição e acúmulo de cobre e zinco em plantas de pinhão manso, observaram que durante o período experimental houve tolerância aos tratamentos utilizados, no entanto, doses de cobre e zinco no solo acima de 75 e 50 mg dm<sup>-3</sup>, respectivamente, depreciam o crescimento das mesma. Os acúmulos de cobre e zinco nas plantas de pinhão manso obedeceram as seguintes ordens, respectivamente: folha > raiz > caule; caule > folha > raiz. O índice de translocação do zinco foi maior que a do cobre nas plantas de pinhão manso.

Poucos são os estudos sobre as exigências nutricionais do pinhão manso, no entanto, Gusmão et al. (2007), trabalhando com diagnose por subtração, observaram que a ausência de Zn causou, nestas plantas, redução nos internódios e maior número de folhas.

Em trabalho semelhante, Andrade et al. (2007) observaram que a omissão de Cu e Zn não provocou sintomas de deficiência nas plantas.

Segundo observações feitas por Laviola e Dias (2008), avaliando a concentração e o acúmulo de nutrientes em folhas de pinhão-manso, os referidos elementos foram os que menos se acumularam nas folhas das plantas.

Considerando a falta de conhecimento sobre o comportamento das plantas de pinhão manso quando cultivadas em solos com altos teores de Cd, Cu e Zn e a perspectiva dessa planta ser utilizada na fitorremediação destes solos, objetivou-se com este trabalho avaliar o efeito destes elementos no desenvolvimento inicial da planta quando submetida a teores elevados dos mesmos e o acúmulo e distribuição do Cd, Cu e Zn na planta de pinhão manso.

#### 4 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado em casa de vegetação pertencente ao Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Campina Grande, localizada na cidade de Campina Grande-PB.

O solo utilizado para a condução do experimento foi do tipo *Neossolo Quartzarênico*, proveniente do município de Campina Grande; coletado a uma profundidade de 0-20 cm, seco ao ar, homogeneizado e passado em peneira.

As características Físicas e Químicas do solo (Quadro 1 e 2) foram determinadas de acordo com a Embrapa (2006).

Quadro 1: Características Químicas do solo usado no experimento.

| pH<br>(H <sub>2</sub> O) | -----Complexo Sortivo-----<br>(mmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> ) |                  |                 |                |      |      |    | %     | mmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> | mg/dm <sup>3</sup> | g/kg |
|--------------------------|---|------------------|-----------------|----------------|------|------|----|-------|------------------------------------|--------------------|------|
|                          | Ca <sup>+2</sup>  | Mg <sup>+2</sup> | Na <sup>+</sup> | K <sup>+</sup> | S    | H+Al | T  |       |                                    |                    |      |
| 1:2,5                    |   |                  |                 |                |      |      |    | V     | Al <sup>3</sup>                    | P                  | M.O. |
| 5,43                     | 10,8  | 8,2              | 0,7             | 1,8            | 21,5 | 40,5 | 62 | 34,67 | 2                                  | 4,6                | 4,8  |

Quadro 2: Características Físicas do solo usado no experimento.

| Classe<br>Textural | Areia | Silte | Argila | Densidade<br>do Solo | Densidade<br>das<br>Partículas | Porosidade | Umidade<br>Natural |
|--------------------|-------|-------|--------|----------------------|--------------------------------|------------|--------------------|
|                    |       |       |        |                      |                                |            |                    |
| Franco<br>Arenoso  | 782,1 | 140,2 | 77,7   | 2,73                 | 1,58                           | 42,54      | 0,15               |

Para o experimento foi utilizada a espécie Pinhão Manso (*Jatropha curcas* L.).

O experimento foi instalado em delineamento inteiramente casualizado, com 5 doses de metais pesados e 3 repetições.

Utilizou-se os metais pesados, Cádmio, Cobre, e Zinco, nas formas de sais puros de Sulfato de Cádmio, Sulfato de Cobre e Sulfato de Zinco. Estes foram aplicados separadamente e em doses crescentes (Quadro 3).



Quadro 3 – Quantidade de Metais Pesados aplicados em cada tratamento.

| Elemento | Dose 0                          | Dose 1 | Dose 2 | Dose 3 | Dose 4 | Fórmula do Sal    |
|----------|---------------------------------|--------|--------|--------|--------|-------------------|
|          | ----- mg.dm <sup>-3</sup> ----- |        |        |        |        |                   |
| Cádmio   | 0                               | 10     | 20     | 30     | 40     | CdSO <sub>4</sub> |
| Cobre    | 0                               | 20     | 40     | 60     | 80     | CuSO <sub>4</sub> |
| Zinco    | 0                               | 20     | 40     | 60     | 80     | ZnSO <sub>4</sub> |

Foram utilizados vasos plástico contendo 8,6 kg de solo.

Todas as parcelas receberam calagem para elevação do pH e saturação por bases a 70%. Ficando incubadas por 30 dias. Onde posteriormente foi realizada outra determinação das características química do solo.

Após a correção do pH do solo, realizou-se a incubação do mesmo com os respectivos metais, por um período de 25 dias, sendo o solo mantido com umidade a 50% de sua capacidade máxima de retenção de água.

Foi realizada a adubação com CO (NH<sub>2</sub>)<sub>2</sub> - Uréia, como fonte de Nitrogênio (1,91 gramas); P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> - Superfosfato Triplo (5,61 gramas) e K<sub>2</sub>O - Cloreto de Potássio (2,08 gramas). O fósforo foi aplicado em dose única, em fundação antes do semeio. As doses de Nitrogênio e de Potássio foram aplicadas ao longo do período experimental em três aplicações igualmente distribuídas.

As plantas do pinhão manso foram cultivadas através de sementes, com a introdução de cinco sementes por vaso. O primeiro desbaste ocorreu 20 dias após a germinação, permitindo a presença das duas plantas mais vigorosas no vaso, e o segundo 30 dias após a germinação, a partir do qual restou apenas uma planta por vaso.

O solo foi mantido a capacidade máxima de retenção de água, através de irrigação dos vasos com água do sistema de abastecimento. A necessidade de irrigação foi determinada pelo método de pesagem dos vasos, uma a duas vezes ao dia, de acordo com a necessidade.

A Capacidade de Campo do solo foi determinada através do método citado por Andrade et al. (2009), que consisti em colocar o vaso contendo o solo no interior de outro recipiente com um volume de água conhecido (sendo fechado para evitar a evaporação da água), e aguardar a elevação da água no solo, por capilaridade, até a formação de uma lâmina d'água de 1 mm na superfície do solo. Logo em seguida medi-se o volume final do recipiente, e por diferença, determina-se a quantidade de água para atingir a capacidade de campo, a qual foi igual a 1,2 L.

As plantas foram medidas a cada 10 dias para comparar os tratamentos, sendo as avaliações realizadas de 20 aos 90 DAS (dias após o semeio). Os parâmetros avaliados foram:

- *Altura do Caule* (cm): foram realizadas medições da altura a cada 10 dias com a utilização de uma régua graduada, desde a cicatriz cotiledonar da planta até a inserção da última folha;
- *Diâmetro de Caule* (cm): as avaliações foram realizadas com o auxílio de um paquímetro, verificando-se o diâmetro a um centímetro acima do solo;
- *Número de folhas* (unidade): foi realizada através da contagem simples de todas as folhas da planta, durante as avaliações de altura e diâmetro de caule, a cada 10 dias;
- *Área foliar* (cm<sup>2</sup>): foi obtida utilizando-se do auxílio de uma régua onde se tomou a medida da nervura principal da folha, considerando-se a distância entre o ponto de inserção do pecíolo e a extremidade inferior da folha. O cálculo da área foliar/folha foi feito através da equação de Wendt (1967), utilizando a fórmula:

$$\text{Log (Y)} = -0,346 + [2,152.\text{Log (X)}] \quad \text{Eq. (1)}$$

Sendo: Y a área foliar em cm<sup>2</sup> e X o comprimento da nervura central da folha em cm.

- *Produção de Fitomassa* (g/vaso): para a análise de matéria seca das folhas, caule e raiz, utilizou-se do método destrutivo, onde após os 90 dias pós-plantio as plantas foram cortadas e suas partes separadas para cálculo da Fitomassa Epígea e Hipógea;

-Fitomassa Epígea: Massa Seca do Caule e das Folhas (g) – A parte aérea da planta foi cortada, separada (caule e folhas), pesada, lavada em água corrente e em água deionizada, posteriormente foram acondicionadas em sacos de papel conforme tratamentos, e em seguida colocados em estufa de circulação de ar forçada a temperatura de 60° C, permanecendo até peso constante, para determinação da massa seca, conforme metodologia descrita por VIEIRA e CARVALHO (1994).

-Fitomassa Hipógea: Massa Seca da Raiz (g) – as raízes após serem coletadas foram lavadas em água corrente e água deionizada, pesadas e em seguida colocadas em estufa de circulação de ar forçada à temperatura de 60°C, permanecendo até peso constante, para determinação da massa seca.

As folhas que caíram das plantas durante o experimento, foram lavadas e adicionadas à parte aérea colhida.

#### 4.1 Amostragem e Análises Químicas

##### 4.1.1 Parte Aérea e Raiz

Após o procedimento de secagem das partes das plantas, as amostras foram trituradas em moinho do tipo Wiley, passadas em peneira de 1 mm de malha, homogeneizadas e acondicionadas em recipientes plásticos para análises posteriores.

Depois de processadas, as amostras foram submetidas ao processo de digestão Nitroperclórica para avaliação das quantidades acumuladas dos metais pesados Cd, Cu, e Zn na parte aérea (folhas e caules) e raiz.

A Digestão *Nitroperclórica* foi realizada de acordo com a metodologia descrita por Tedesco et al. (1995), que consiste na utilização de blocos digestores, onde são transferidos 1g do material vegetal para os tubos e em seguida adicionado 6 mL de Ácido Nitríco ( $\text{HNO}_3$ ). É realizada então uma pré-digestão ( $\pm 12$  horas), e posteriormente adicionado 1 mL de Ácido Nitroperclórico ( $\text{HClO}_4$ ). O suporte com os tubos são colocados no bloco digestor, a uma temperatura de  $95^\circ\text{C}$ . A temperatura é aumentada gradativamente até atingir  $160^\circ\text{C}$ , para que o volume seja reduzido a metade, e ainda para  $210^\circ\text{C}$  até que se obtenha fumos brancos de  $\text{HClO}_4$  e o extrato se apresentasse incolor. Os tubos são então resfriados, e os extratos transferidos para recipientes plásticos de 10 mL, sendo realizada diluição sempre que necessário.

As amostras foram analisadas para determinação dos elementos, Cd, Cu, e Zn por meio de Espectrofotometria de Absorção Atômica.

Com base nos teores dos elementos e produção de massa seca, determinou-se o conteúdo de cada elemento na parte aérea e raiz, utilizando a seguinte fórmula:

$$\text{Conteúdo do elemento (mg.planta}^{-1}\text{)} = \frac{\text{teor do elemento} \times \text{massa seca (g)}}{1000} \quad \text{Eq. (2)}$$

#### **4.1.2 Solo**

O solo de cada tratamento foi seco ao ar, passado em peneira de três mm de malha, homogeneizado e acondicionado em recipientes de plástico para posterior análise.

Para determinação dos elementos Cd, Cu, e Zn foram pesadas cinco gramas de cada amostra de solo e transferidas para um Erlenmeyer de 250 mL, em seguida adicionou-se 20 mL da solução extratora Mehlich-3, levando-se para uma mesa de agitação horizontal por 5 minutos. Decorrido esse tempo, procedeu-se a filtração utilizando papel filtro (Filtrak) de filtração rápida.

A quantificação dos elementos no solo foi determinada por espectrofotometria de absorção atômica.

#### **4.2 Análise Estatística**

Os dados obtidos foram submetidos a análise de variância.

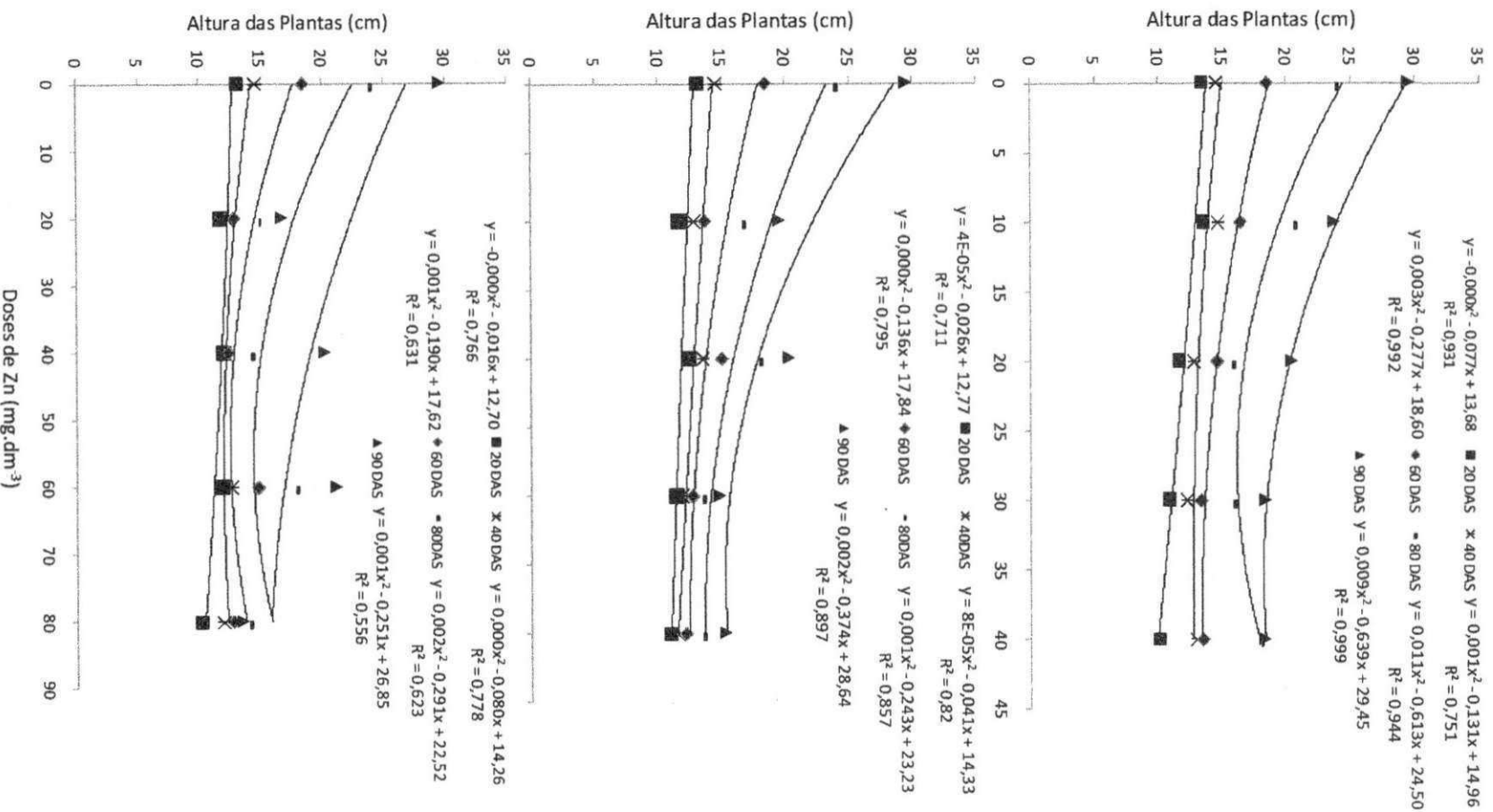
O programa computacional utilizado para a análise estatística foi o ASSISTAT, versão 7.6 beta de 2011, disponível em: <http://www.assistat.com/inddownp.html>.

**Tabela 1.** Altura das plantas de pinhão manso submetidas as diferentes concentrações de Cd, Cu e Zn, respectivamente.

| Fonte de Variação                  | GL | QUADRADO MÉDIO     |         |         |         |         |         |         |          |
|------------------------------------|----|--------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|----------|
|                                    |    | Altura das Plantas |         |         |         |         |         |         |          |
|                                    |    | 20 DAS             | 30 DAS  | 40 DAS  | 50 DAS  | 60 DAS  | 70 DAS  | 80 DAS  | 90 DAS   |
| Tratamentos                        | 4  | 6.88*              | 7.09*   | 3.56**  | 10.24** | 14.50*  | 32.53** | 35.41*  | 66.24**  |
| Resíduos                           | 10 | 1.47               | 1.94    | 0.54    | 1.30    | 2.95    | 4.48    | 6.35    | 9.53     |
| CV %                               |    | 10.17              | 11.16   | 5.46    | 7.96    | 11.26   | 12.12   | 13.28   | 3.97     |
| Doses de Cd (mg.dm <sup>-3</sup> ) |    | Médias (cm)        |         |         |         |         |         |         |          |
| 0                                  |    | 13.43a             | 14.23a  | 14.60a  | 16.93a  | 18.50a  | 22.33a  | 24.00a  | 29.53a   |
| 10                                 |    | 13.50a             | 13.70a  | 14.67a  | 15.53ab | 16.40ab | 18.93ab | 20.77ab | 23.77ab  |
| 20                                 |    | 10.13b             | 10.60a  | 12.83ab | 13.067b | 14.57ab | 15.03b  | 15.93b  | 18.37b   |
| 30                                 |    | 10.87ab            | 11.33a  | 12.27b  | 12.50b  | 13.30b  | 14.10b  | 16.00b  | 18.40b   |
| 40                                 |    | 11.63ab            | 12.70a  | 13.03ab | 13.63b  | 13.47b  | 16.93ab | 18.17ab | 20.47b   |
| DMS                                |    | 3.26               | 3.76    | 1.98    | 3.07    | 4.62    | 5.70    | 6.78    | 8.31     |
| Tratamentos                        | 4  | 2.21 ns            | 3.77*   | 4.62*   | 12.04*  | 19.09*  | 47.22*  | 55.03*  | 104.44*  |
| Resíduos                           | 10 | 1.08               | 0.86    | 1.16    | 2.05    | 5.08    | 8.40    | 13.16   | 23.07    |
| CV %                               |    | 8.78               | 7.44    | 8.37    | 10.46   | 15.61   | 18.39   | 21.10   | 24.10    |
| Doses de Cu (mg.dm <sup>-3</sup> ) |    | Médias (cm)        |         |         |         |         |         |         |          |
| 0                                  |    | 13.03a             | 14.00a  | 14.57a  | 16.93a  | 18.50a  | 22.33a  | 24.00a  | 29.53a   |
| 20                                 |    | 11.57a             | 12.50ab | 12.83ab | 13.23ab | 13.73ab | 14.33b  | 16.73ab | 19.60ab  |
| 40                                 |    | 12.33a             | 13.00ab | 13.50ab | 14.10ab | 15.07ab | 16.60ab | 18.07ab | 20.33ab  |
| 60                                 |    | 11.33a             | 11.53ab | 11.87ab | 12.43b  | 12.73ab | 13.23b  | 13.60b  | 14.87b   |
| 80                                 |    | 10.87a             | 11.23b  | 11.50b  | 11.80b  | 12.17b  | 12.50b  | 13.57b  | 15.33b   |
| DMS                                |    | 2.80               | 2.49    | 2.90    | 3.86    | 6.06    | 7.82    | 9.76    | 12.93    |
| Tratamentos                        | 4  | 4.25ns             | 4.00ns  | 3.53ns  | 12.25*  | 19.31*  | 45.32** | 51.54** | 108.93** |
| Resíduos                           | 10 | 2.33               | 1.63    | 2.07    | 2.68    | 3.88    | 5.00    | 7.31    | 16.26    |
| CV %                               |    | 12.91              | 10.44   | 20.52   | 12.10   | 13.78   | 14.05   | 15.80   | 19.98    |
| Doses de Zn (mg.dm <sup>-3</sup> ) |    | Médias (cm)        |         |         |         |         |         |         |          |
| 0                                  |    | 13.03a             | 14.00a  | 14.57a  | 16.93a  | 18.50a  | 22.33a  | 24.00a  | 29.53a   |
| 20                                 |    | 11.67a             | 11.77a  | 12.33a  | 12.43b  | 12.93b  | 12.93b  | 15.00b  | 16.67b   |
| 40                                 |    | 11.83a             | 11.83a  | 12.10a  | 12.27b  | 12.4b   | 14.00b  | 14.40b  | 20.17ab  |
| 60                                 |    | 11.80a             | 12.07a  | 12.60a  | 13.80ab | 14.83ab | 16.83ab | 18.00ab | 21.10ab  |
| 80                                 |    | 10.10a             | 11.27a  | 11.93a  | 12.47b  | 12.77b  | 13.50b  | 14.17b  | 13.50b   |
| DMS                                |    | 4.10               | 3.44    | 11.33   | 4.40    | 5.30    | 6.02    | 7.27    | 10.85    |

\*Significativo no nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey; \*\*Significativo no nível de 1% de probabilidade pelo teste Tukey; ns: Não significativo.

Aos dados apresentados na Tabela 1 foram ajustadas equações do tipo polinomial (Figuras 1 e 2).



**Figura 1.** Comportamento da altura das plantas do pinhão manso em relação as doses crescentes de Cd, Cu e Zn, respectivamente.

Analisando a Figura 1 observa-se o crescimento diferenciado da planta no solo com dose 0, principalmente a partir dos 50 DAS.

Verifica-se que aos 90 DAS, a interação entre o pinhão manso e as maiores concentrações de Cd, Cu e Zn no solo (as maiores doses de Cu e Zn equivalem ao dobro da maior dose do Cd de  $40 \text{ mg.dm}^{-3}$ ), provocou uma redução em altura de 31, 48 e 54%, respectivamente, estando demonstrado na Figura 2.



**Figura 2.** Plantas de pinhão manso aos 90 DAS, cultivadas com os tratamentos de Cd, Cu e Zn, respectivamente. Da esquerda para a direita têm-se a testemunha e em seguida as doses crescentes dos metais.

Na Suíça, são considerados tóxicos os níveis de metais no solo que reduzam em 25% o crescimento das plantas. Nos Estados Unidos, a Agência de Proteção Ambiental considera fitotóxico o nível que provoca redução de 50% do crescimento (SIMÃO e SIQUEIRA, 2001).

Segundo Kabata-Pendias e Pendias (1992), um dos sintomas da toxidez é a redução do crescimento. Para Beckett (1991), a toxidez devido ao metal pesado para a planta e para o animal, deve ser acompanhada e por isso medida pelas seguintes variáveis: diminuição no crescimento ou redução na colheita, sintomas visíveis e concentração no tecido.

### 5.1.2 Número de Folhas

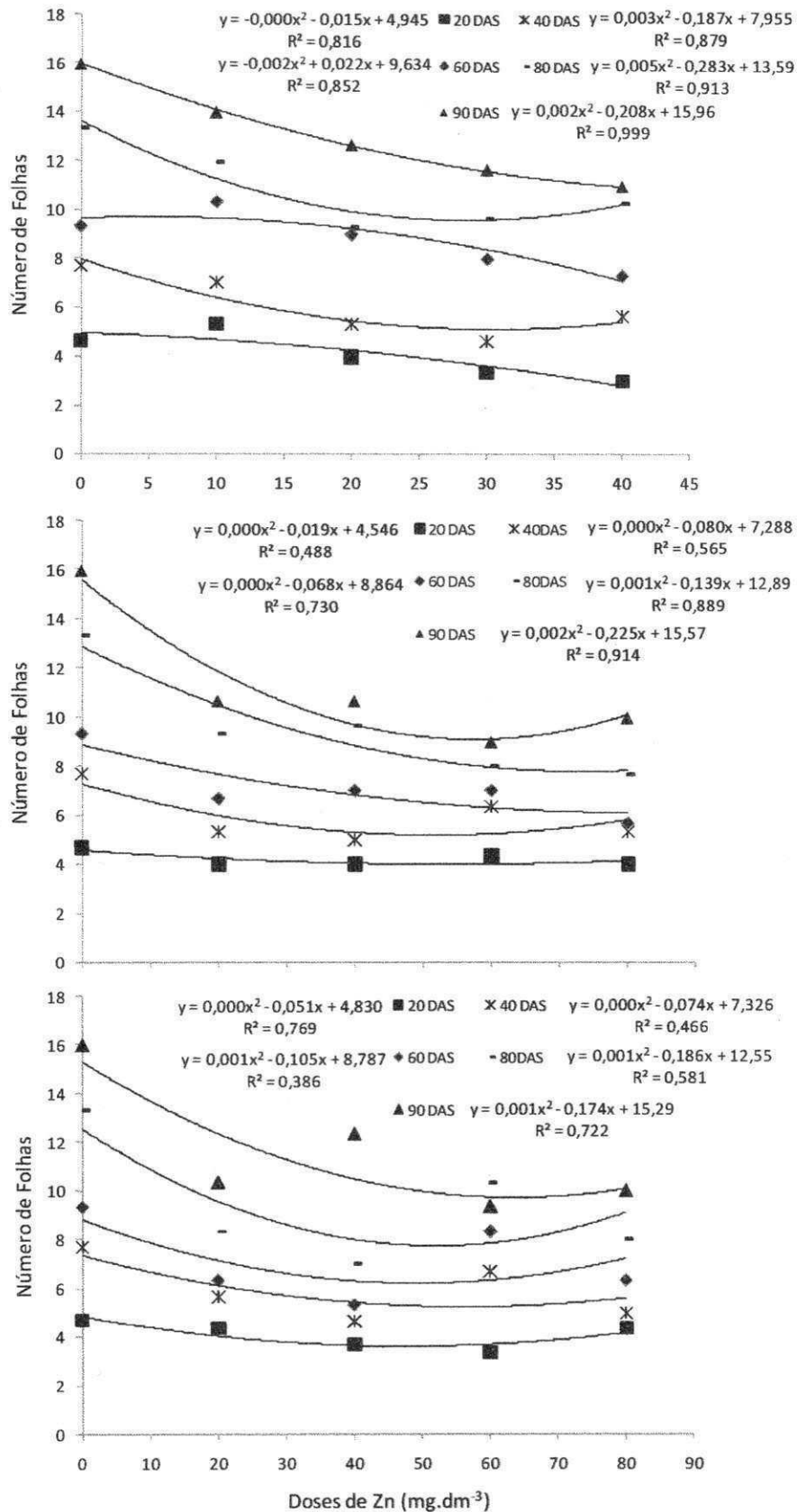
A tabela 2 apresenta os resultados referentes a produção de folhas por plantas, aos quais foram ajustadas equações polinomiais (Figura 3).

**Tabela 2.** Número de folhas das plantas de pinhão manso submetidas as diferentes concentrações de Cd, Cu e Zn, respectivamente.

| Fonte de Variação                     | GL | QUADRADO MÉDIO     |        |        |        |        |         |         |         |
|---------------------------------------|----|--------------------|--------|--------|--------|--------|---------|---------|---------|
|                                       |    | Altura das Plantas |        |        |        |        |         |         |         |
|                                       |    | 20 DAS             | 30 DAS | 40 DAS | 50 DAS | 60 DAS | 70 DAS  | 80 DAS  | 90 DAS  |
| Tratamentos                           | 4  | 2.73ns             | 1.90ns | 4.57ns | 2.90ns | 4.10ns | 6.27ns  | 8.57ns  | 11.90ns |
| Resíduos                              | 10 | 1.00               | 1.53   | 1.27   | 2.40   | 3.00   | 2.47    | 4.47    | 4.73    |
| CV %                                  |    | 24.59              | 24.44  | 18.55  | 20.38  | 19.68  | 15.92   | 19.33   | 16.65   |
| Doses de Cd<br>(mg.dm <sup>-3</sup> ) |    | Médias (unidade)   |        |        |        |        |         |         |         |
| 0                                     |    | 4.67a              | 5.67a  | 7.67a  | 9.00a  | 9.33a  | 11.67a  | 13.33a  | 16.00a  |
| 10                                    |    | 5.33a              | 6.00a  | 7.00a  | 8.00a  | 10.33a | 11.00a  | 12.00a  | 14.00a  |
| 20                                    |    | 4.00a              | 4.00a  | 5.33a  | 7.33a  | 9.00a  | 8.33a   | 9.33a   | 12.67a  |
| 30                                    |    | 3.33a              | 4.67a  | 4.67a  | 7.33a  | 8.00a  | 8.67a   | 9.67a   | 11.67a  |
| 40                                    |    | 3.00a              | 5.00a  | 5.67a  | 6.33a  | 7.33a  | 9.67a   | 10.33a  | 11.00a  |
| DMS                                   |    | 2.69               | 3.33   | 3.03   | 4.17   | 4.66   | 4.22    | 5.69    | 5.85    |
| Tratamentos                           | 4  | 24.10ns            | 0.90ns | 3.57ns | 5.33ns | 5.43ns | 10.10ns | 15.23ns | 22.40ns |
| Resíduos                              | 10 | 1.33               | 1.33   | 2.07   | 3.60   | 6.80   | 5.93    | 8.67    | 9.73    |
| CV %                                  |    | 27.49              | 23.41  | 24.23  | 28.46  | 36.56  | 28.77   | 30.66   | 27.69   |
| Doses de Cu<br>(mg.dm <sup>-3</sup> ) |    | Médias (unidade)   |        |        |        |        |         |         |         |
| 0                                     |    | 4.67a              | 5.67a  | 7.67a  | 9.00a  | 9.33a  | 11.67a  | 13.33a  | 16.00a  |
| 20                                    |    | 4.00a              | 4.33a  | 5.33a  | 6.33a  | 6.67a  | 8.00a   | 9.33a   | 10.67a  |
| 40                                    |    | 4.00a              | 4.67a  | 5.00a  | 6.00a  | 7.00a  | 8.00a   | 9.67a   | 10.67a  |
| 60                                    |    | 4.33a              | 5.33a  | 6.33a  | 6.33a  | 7.00a  | 7.67a   | 8.00a   | 9.00a   |
| 80                                    |    | 4.00a              | 4.67a  | 5.33a  | 5.67a  | 5.67a  | 7.00a   | 7.67a   | 10.00a  |
| DMS                                   |    | 3.11               | 3.11   | 3.87   | 5.10   | 7.02   | 6.55    | 7.92    | 8.39    |
| Tratamentos                           | 4  | 0.90ns             | 0.73ns | 4.57ns | 8.10ns | 8.10ns | 15.50*  | 18.90*  | 21.90*  |
| Resíduos                              | 10 | 1.53               | 2.00   | 1.67   | 2.33   | 3.13   | 2.73    | 5.40    | 4.60    |
| CV %                                  |    | 30.45              | 28.67  | 21.76  | 23.62  | 24.81  | 19.84   | 24.72   | 18.49   |
| Doses de Zn<br>(mg.dm <sup>-3</sup> ) |    | Médias (unidade)   |        |        |        |        |         |         |         |
| 0                                     |    | 4.67a              | 5.67a  | 7.67a  | 9.00a  | 9.33a  | 11.67a  | 13.33a  | 16.00a  |
| 20                                    |    | 4.33a              | 5.00a  | 5.67a  | 5.67ab | 6.33a  | 6.67b   | 8.33ab  | 10.33ab |
| 40                                    |    | 3.67a              | 5.00a  | 4.67a  | 4.67b  | 5.33a  | 6.33b   | 7.00b   | 12.33ab |
| 60                                    |    | 3.33a              | 4.67a  | 6.67a  | 7.00ab | 8.33a  | 9.67ab  | 10.33ab | 9.33b   |
| 80                                    |    | 4.33a              | 4.33a  | 5.00a  | 6.00ab | 6.33a  | 7.33ab  | 8.00ab  | 10.00b  |
| DMS                                   |    | 3.33               | 3.80   | 3.47   | 4.11   | 4.76   | 4.45    | 6.25    | 5.77    |

\*Significativo no nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey; \*\*Significativo no nível de 1% de probabilidade pelo teste Tukey; ns: Não significativo.





**Figura 3.** Médias do número de folhas por planta durante todo período experimental, em função das doses crescentes de Cd, Cu e Zn, respectivamente.

Os metais utilizados não afetaram de forma drástica a produção de folhas das plantas de pinhão manso.

Observando a Figura 3 nota-se que o número de folhas aumentou durante o período experimental, indicando a não ocorrência de queda das mesmas em função do acréscimo dos metais ao solo.

A quantidade de folhas por planta não apresentou variação significativa em nenhuma das avaliações realizadas, com exceção do intervalo entre os 70 e 90 DAS, para as plantas cultivadas em solo onde foi acrescentado o Zn, ocorrendo significativa diferença aos níveis de 1 e 5% de probabilidade (Tabela 2). Porém a tendência de redução da produção de folhas das plantas cultivadas com a adição de Cd, Cu e Zn, quando comparadas a testemunha (Figura 3) foi a mesma para os três metais.

### **5.1.3 Diâmetro Caulinar**

As plantas submetidas as doses dos metais, as quais tiveram menor desenvolvimento, também apresentaram uma medida de diâmetro caulinar (1 cm acima do nível do solo) inferior, quando comparadas as testemunhas. No geral houve uma tendência de diminuição, conforme o aumento das doses dos metais, assim como nos demais parâmetros avaliados.

Aos 40 DAS, os valores do diâmetro caulinar das plantas testemunhas foram semelhantes ao observado por Silva et al. (2009), sendo 1.5 cm em plantas de pinhão-manso com 45 DAS; porém, das demais plantas nesta mesma época, foram menores, diferente do observado por Chaves et al. (2009a) em plantas de pinhão-manso com a mesma idade, os quais variaram de 3.0 a 3.5 cm.

Com a aplicação de Cd ao solo, ocorreu variação significativa ao nível de 1% de probabilidade aos 30 DAS, e 5% no restante das avaliações realizadas. Aos 90 DAS a maior dose de Cd havia provocado uma diminuição no diâmetro caulinar das plantas de 37%, em relação a testemunha (Tabela 3).

Para Fontes e Sousa (1996) um dos sintomas da toxidez ao cádmio são caules finos.

Metais pesados são constituintes de enzimas que controlam diferentes processos nas plantas (MALAVOLTA, 1994), por isso podem causar alterações fisiológicas diversas.

Para demonstrar essa tendência de diminuição do diâmetro caulinar das plantas em função do aumento das doses dos metais ao longo do experimento, foram ajustadas equações do tipo polinomial (Figura 4).

**Tabela 3.** Diâmetro Caulinar das plantas de pinhão manso submetidas as diferentes concentrações de Cd, Cu e Zn, respectivamente.

| Fonte de Variação                  | GL | QUADRADO MÉDIO    |        |         |        |        |        |        |        |
|------------------------------------|----|-------------------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|
|                                    |    | Diâmetro Caulinar |        |         |        |        |        |        |        |
|                                    |    | 20 DAS            | 30 DAS | 40 DAS  | 50 DAS | 60 DAS | 70 DAS | 80 DAS | 90 DAS |
| Tratamentos                        | 4  | 0.04ns            | 0.09*  | 0.15**  | 0.13** | 0.23** | 0.32** | 0.26** | 0.51** |
| Resíduos                           | 10 | 0.02              | 0.024  | 0.017   | 0.010  | 0.01   | 0.32   | 0.03   | 0.04   |
| CV %                               |    | 15.76             | 13.99  | 10.37   | 7.37   | 7.19   | 8.54   | 9.76   | 10.18  |
| Doses de Cd (mg.dm <sup>-3</sup> ) |    | Médias (cm)       |        |         |        |        |        |        |        |
| 0                                  |    | 1.15a             | 1.33a  | 1.48a   | 1.77a  | 1.79a  | 2.17a  | 2.17a  | 2.60a  |
| 10                                 |    | 1.067a            | 1.22ab | 1.47a   | 1.47ab | 1.45b  | 1.60b  | 1.74ab | 1.97b  |
| 20                                 |    | 0.87a             | 0.92b  | 1.23ab  | 1.23bc | 1.28bc | 1.46b  | 1.59b  | 1.65b  |
| 30                                 |    | 0.92a             | 1.08ab | 1.23ab  | 1.32bc | 1.33bc | 1.46b  | 1.55b  | 1.67b  |
| 40                                 |    | 0.93a             | 0.97ab | 0.94b   | 1.13c  | 1.17c  | 1.36b  | 1.41b  | 1.63b  |
| DMS                                |    | 0.42              | 0.42   | 0.35    | 0.27   | 0.27   | 0.37   | 0.44   | 0.52   |
| Tratamentos                        | 4  | 0.04*             | 0.05ns | 0.092ns | 0.20*  | 0.15*  | 0.40** | 0.35** | 0.64** |
| Resíduos                           | 10 | 0.01              | 0.02   | 0.05    | 0.05   | 0.04   | 0.06   | 0.06   | 0.09   |
| CV %                               |    | 9.82              | 13.71  | 19.02   | 16.59  | 14.86  | 15.73  | 15.03  | 16.86  |
| Doses de Cu (mg.dm <sup>-3</sup> ) |    | Médias (cm)       |        |         |        |        |        |        |        |
| 0                                  |    | 1.15a             | 1.33a  | 1.48a   | 1.77a  | 1.79a  | 2.17a  | 2.17a  | 2.60a  |
| 20                                 |    | 0.90b             | 1.11a  | 1.18a   | 1.21ab | 1.29ab | 1.40b  | 1.45b  | 1.70b  |
| 40                                 |    | 0.95ab            | 1.14a  | 1.13a   | 1.29ab | 1.35ab | 1.47b  | 1.58ab | 1.78b  |
| 60                                 |    | 0.85b             | 1.03a  | 1.03a   | 1.12b  | 1.23b  | 1.29b  | 1.38b  | 1.49b  |
| 80                                 |    | 0.86b             | 0.99a  | 1.20a   | 1.23ab | 1.30ab | 1.33b  | 1.34b  | 1.48b  |
| DMS                                |    | 0.25              | 0.41   | 0.61    | 0.59   | 0.56   | 0.65   | 0.64   | 0.82   |
| Tratamentos                        | 4  | 0.04ns            | 0.07ns | 0.10ns  | 0.18ns | 0.12ns | 0.39** | 0.29** | 0.56** |
| Resíduos                           | 10 | 0.01              | 0.04   | 0.03    | 0.06   | 0.08   | 0.04   | 0.04   | 0.053  |
| CV %                               |    | 12.20             | 17.04  | 14.41   | 17.02  | 19.02  | 12.38  | 12.66  | 11.93  |
| Doses de Zn (mg.dm <sup>-3</sup> ) |    | Médias (cm)       |        |         |        |        |        |        |        |
| 0                                  |    | 1.15a             | 1.33a  | 1.48a   | 1.77a  | 1.79a  | 2.17a  | 2.17a  | 2.60a  |
| 20                                 |    | 0.88a             | 1.00a  | 1.17a   | 1.45a  | 1.45a  | 1.40b  | 1.49b  | 2.11ab |
| 40                                 |    | 0.95a             | 1.03a  | 1.07a   | 1.13a  | 1.25a  | 1.34b  | 1.51b  | 1.61b  |
| 60                                 |    | 1.09a             | 1.25a  | 1.35a   | 1.45a  | 1.61a  | 1.80ab | 1.83ab | 1.69b  |
| 80                                 |    | 0.93a             | 1.04a  | 1.07a   | 1.22a  | 1.49a  | 1.39b  | 1.45b  | 1.62b  |
| DMS                                |    | 0.33              | 0.52   | 0.48    | 0.64   | 0.78   | 0.54   | 0.58   | 0.62   |

\*Significativo no nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey; \*\*Significativo no nível de 1% de probabilidade pelo teste Tukey; ns: Não significativo.

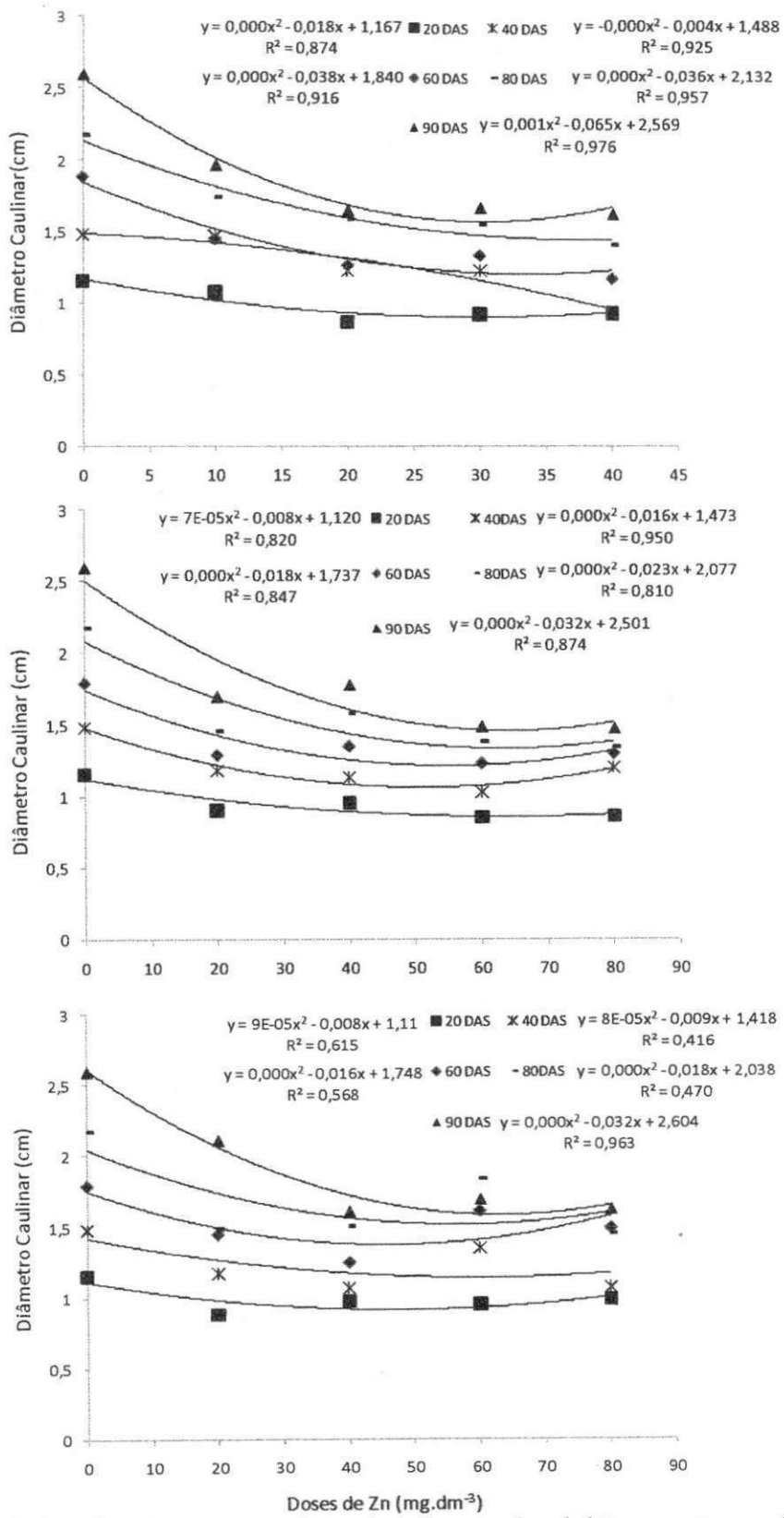


Figura 4. Médias do diâmetro caulinar das plantas de pinhão manso em função das doses crescentes de Cd, Cu e Zn, respectivamente.

A interação das plantas com o Cu fez com que fosse verificada diferença significativa a 1% e 5% de probabilidade no diâmetro caulinar em todas as avaliações realizadas, exceto aos 30 e 40 DAS. Ao final do experimento, com o uso da maior dose de Cu, o diâmetro caulinar das plantas foi reduzido em 43% em relação a testemunha.

O efeito significativo do Zn sobre essa variável foi verificado apenas dos 70 aos 90 DAS ao nível de 5% de probabilidade.

#### **5.1.4 Área Foliar**

A área foliar foi outro parâmetro analisado e usado para obter indicativo de resposta dos tratamentos empregados (Tabela 4).

De maneira geral, assim como as demais variáveis a área foliar das plantas de pinhão-manso submetidas as doses dos metais, aumentou ao longo do período experimental, isto indica que não houve queda das folhas em consequência da aplicação dos metais ao solo. Porém em comparação com a testemunha esse aumento foi reduzido.

A interação do Cd com as plantas em desenvolvimento refletiu de maneira significativa nesta variável, apenas aos 30, 50, 60 e 90 DAS, conforme apresentado na Tabela 4.

A Figura 5 mostra o crescimento da área foliar das plantas no período experimental e a tendência de diminuição dessa variável com o aumento das doses de Cd, Cu e Zn.

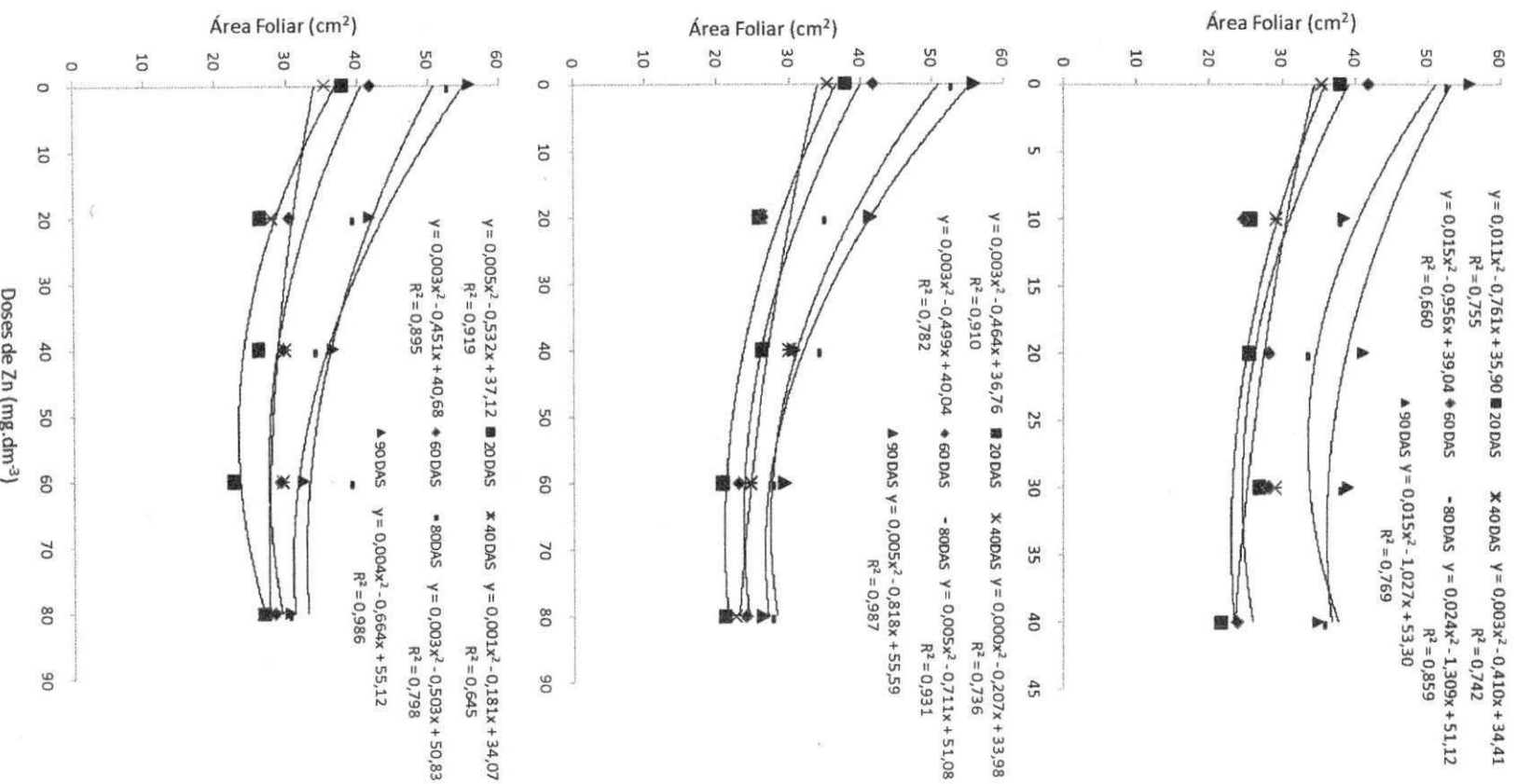
Melo et al (2006) verificaram que a fitotoxidez dos metais provocou redução de 92 e 85 % no crescimento radicular, e de 96 e 81 % na parte aérea das plantas de milho e mucuna, respectivamente.

Para Taiz e Zeiger (2009), essa produção está associada à tolerância da espécie ao contaminante, conseguida através de diferentes adaptações bioquímicas que permitem à planta tolerar concentrações elevadas desses elementos. Essa tolerância pode ser conseguida através da redução do transporte através da membrana, exclusão, formação de peptídeos ricos em grupos tiólicos (fitoquelatinas e metalotioneínas), quelação por ácidos orgânicos e aminoácidos e principalmente a compartimentalização de metal em estruturas subcelulares, como vacúolos (FERNANDES, 2006).

**Tabela 4.** Área foliar das plantas de pinhão manso submetidas as diferentes concentrações de Cd, Cu e Zn, respectivamente.

| Fonte de Variação                  | GL | QUADRADO MÉDIO            |          |         |          |         |          |          |          |
|------------------------------------|----|---------------------------|----------|---------|----------|---------|----------|----------|----------|
|                                    |    | Área Foliar               |          |         |          |         |          |          |          |
|                                    |    | 20 DAS                    | 30 DAS   | 40 DAS  | 50 DAS   | 60 DAS  | 70 DAS   | 80 DAS   | 90 DAS   |
| Tratamentos                        | 4  | 112.64ns                  | 185.75*  | 75.10ns | 117.42** | 158.44* | 102.04ns | 167.90ns | 193.62*  |
| Resíduos                           | 10 | 48.96                     | 41.51    | 34.47   | 15.15    | 29.01   | 65.86    | 84.01    | 56.96    |
| CV %                               |    | 25.48                     | 22.68    | 20.73   | 14.87    | 18.31   | 21.41    | 23.13    | 17.94    |
| Doses de Cd (mg.dm <sup>-3</sup> ) |    | Médias (cm <sup>2</sup> ) |          |         |          |         |          |          |          |
| 0                                  |    | 37.85a                    | 41.51a   | 35.44a  | 36.67a   | 41.91a  | 47.67a   | 52.63a   | 55.90a   |
| 10                                 |    | 25.49a                    | 28.02ab  | 29.28a  | 26.09b   | 24.64b  | 35.01a   | 37.86a   | 38.60ab  |
| 20                                 |    | 25.35a                    | 28.02ab  | 25.65a  | 22.90b   | 28.33ab | 35.13a   | 33.58a   | 41.31ab  |
| 30                                 |    | 26.98a                    | 25.77ab  | 29.29a  | 24.82b   | 28.25ab | 38.69a   | 38.07a   | 39.31ab  |
| 40                                 |    | 21.66a                    | 20.85b   | 21.96a  | 20.36b   | 23.95b  | 33.01a   | 36.06a   | 35.24b   |
| DMS                                |    | 18.83                     | 17.33    | 15.80   | 10.47    | 14.49   | 21.83    | 24.66    | 20.30    |
| Tratamentos                        | 4  | 142.41ns                  | 236.05** | 75.87ns | 94.01*   | 177.55* | 220.02*  | 255.92ns | 439.68*  |
| Resíduos                           | 10 | 48.25                     | 38.64    | 29.81   | 16.47    | 35.99   | 48.64    | 95.50    | 102.07   |
| CV %                               |    | 26.34                     | 22.78    | 19.59   | 15.07    | 20.56   | 19.47    | 26.08    | 27.48    |
| Doses de Cu (mg.dm <sup>-3</sup> ) |    | Médias (cm <sup>2</sup> ) |          |         |          |         |          |          |          |
| 0                                  |    | 37.85a                    | 41.68a   | 35.44a  | 36.67a   | 41.91a  | 47.67a   | 52.63a   | 55.90a   |
| 20                                 |    | 25.81a                    | 26.67ab  | 26.29a  | 25.81ab  | 26.36ab | 37.07ab  | 34.92a   | 41,42ab  |
| 40                                 |    | 26.19a                    | 27.98ab  | 30.14a  | 25.26b   | 30.62ab | 36.83ab  | 34.18a   | 30,67ab  |
| 60                                 |    | 20.81a                    | 20.93b   | 24.72a  | 24.50b   | 22.99b  | 33.75ab  | 27.77a   | 29.43ab  |
| 80                                 |    | 21.20a                    | 19.15b   | 22.74a  | 22.40b   | 24.03b  | 23.74b   | 27.86a   | 26.41b   |
| DMS                                |    | 18.69                     | 16.72    | 14.69   | 10.92    | 16.14   | 18.76    | 26.29    | 27.18    |
| Tratamentos                        | 4  | 100.79ns                  | 123.16ns | 34.62ns | 94.06*   | 95.23*  | 170.90** | 212.98** | 412.44** |
| Resíduos                           | 10 | 83.72                     | 45.27    | 33.39   | 20.54    | 17.57   | 13.20    | 32.13    | 36.51    |
| CV %                               |    | 32.76                     | 21.94    | 19.37   | 16.05    | 13.13   | 10.35    | 14.50    | 15.80    |
| Doses de Zn (mg.dm <sup>-3</sup> ) |    | Médias (cm <sup>2</sup> ) |          |         |          |         |          |          |          |
| 0                                  |    | 37.85a                    | 41.68a   | 35.44a  | 36.67a   | 41.91a  | 47.67a   | 52.63a   | 55.90a   |
| 20                                 |    | 26.31a                    | 25.90a   | 27.88a  | 22.89b   | 30.49b  | 30.02b   | 39.33ab  | 41.83ab  |
| 40                                 |    | 26.12a                    | 28.83a   | 29.83a  | 29.72ab  | 29.60b  | 30.02b   | 34.03b   | 36.60b   |
| 60                                 |    | 22.57a                    | 30.36a   | 29.44a  | 28.50ab  | 29.22b  | 36.50b   | 39.10ab  | 32.40b   |
| 80                                 |    | 26.82a                    | 26.58a   | 26.55a  | 26.64b   | 28.38b  | 29.57b   | 30.42b   | 30.64b   |
| DMS                                |    | 24.62                     | 18.10    | 15.55   | 12.19    | 11.28   | 9.77     | 15.25    | 16.26    |

\*Significativo no nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey; \*\*Significativo no nível de 1% de probabilidade pelo teste Tukey ; ns : Não significativo.



**Figura 5.** Área foliar das plantas de pinhão-manso em função das doses crescentes de Cd, Cu e Zn, respectivamente.

### 5.1.4 Produção de Fitomassa Seca

A produção de fitomassa seca das plantas de pinhão manso diminuiu de forma significativa em função do aumento das doses dos elementos aplicadas ao solo (Tabelas 6, 7 e 8).

**Tabela 6.** Produção média e total de fitomassa seca da parte aérea (caule e folhas) e das raízes do pinhão manso cultivado aos diferentes níveis de cádmio.

| Fonte de Variação                  | GL | QUADRADO MÉDIO         |        |       |          |
|------------------------------------|----|------------------------|--------|-------|----------|
|                                    |    | Fitomassa Seca         |        |       |          |
|                                    |    | Caule                  | Folha  | Raiz  | Total    |
| Tratamentos                        | 4  | 37.38*                 | 9.92ns | 8.16* | 122.63** |
| Resíduos                           | 10 | 6.23                   | 8.89   | 0.92  | 20.17    |
| CV %                               |    | 44.48                  | 56.49  | 26.34 | 30.90    |
| Doses de Cd (mg.dm <sup>-3</sup> ) |    | ----- Medias (g) ----- |        |       |          |
| 0                                  |    | 10.55a                 | 7.72a  | 6.50a | 24.77a   |
| 10                                 |    | 8.15ab                 | 4.98a  | 3.60b | 16.73ab  |
| 20                                 |    | 3.07b                  | 6.48a  | 2.72b | 11.66b   |
| 30                                 |    | 3.57b                  | 3.39a  | 2.96b | 9.92b    |
| 40                                 |    | 2.71b                  | 3.82a  | 2.46b | 9.61b    |
| DMS                                |    | 6.71                   | 8.02   | 2.58  | 12.08    |

\*Significativo no nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey; \*\*Significativo no nível de 1% de probabilidade pelo teste Tukey; ns: Não significativo.

**Tabela 7.** Produção média e total de fitomassa seca da parte aérea (caule e folhas) e das raízes do pinhão manso cultivado aos diferentes níveis de cobre.

| Fonte de Variação                  | GL | QUADRADO MÉDIO         |         |        |          |
|------------------------------------|----|------------------------|---------|--------|----------|
|                                    |    | Fitomassa Seca         |         |        |          |
|                                    |    | Caule                  | Folha   | Raiz   | Total    |
| Tratamentos                        | 4  | 36.33*                 | 17.52ns | 9.25** | 164.36ns |
| Resíduos                           | 10 | 3.38                   | 6.50    | 1.17   | 21.64    |
| CV %                               |    | 40.43                  | 56.04   | 31.57  | 37.15    |
| Doses de Cu (mg.dm <sup>-3</sup> ) |    | ----- Medias (g) ----- |         |        |          |
| 0                                  |    | 10.55a                 | 7.72a   | 6.50a  | 24.77a   |
| 20                                 |    | 3.96b                  | 6.24a   | 2.89b  | 13.09ab  |
| 40                                 |    | 3.96b                  | 4.23a   | 3.10b  | 11.29b   |
| 60                                 |    | 2.18b                  | 2.15a   | 2.15b  | 6.48b    |
| 80                                 |    | 2.07b                  | 2.41a   | 2.50b  | 6.98b    |
| DMS                                |    | 4.94                   | 6.86    | 2.91   | 12.52    |

\*Significativo no nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey; \*\*Significativo no nível de 1% de probabilidade pelo teste Tukey; ns: Não significativo.



**Tabela 8.** Produção média e total de fitomassa seca da parte aérea (caule e folhas) e das raízes do pinhão manso cultivado aos diferentes níveis de zinco.

| Fonte de Variação                     | QUADRADO MÉDIO |                        |         |        |          |
|---------------------------------------|----------------|------------------------|---------|--------|----------|
|                                       | GL             | Fitomassa Seca         |         |        | Total    |
|                                       |                | Caule                  | Folha   | Raiz   |          |
| Tratamentos                           | 4              | 34.29*                 | 13.04** | 9.02** | 154.60** |
| Resíduos                              | 10             | 2.55                   | 1.35    | 0.79   | 11.58    |
| CV %                                  |                | 32.39                  | 27.36   | 25.55  | 26.88    |
| Doses de Zn<br>(mg.dm <sup>-3</sup> ) |                | ----- Médias (g) ----- |         |        |          |
| 0                                     |                | 10.55a                 | 7.72a   | 6.50a  | 24.77a   |
| 20                                    |                | 5.67b                  | 4.66ab  | 3.42b  | 13.74b   |
| 40                                    |                | 2.70b                  | 3.21b   | 2.47b  | 8.38b    |
| 60                                    |                |                        | 3.06b   | 2.41b  | 8.65b    |
| 80                                    |                | 2.65b                  | 2.62b   | 2.51b  | 7.78b    |
| DMS                                   |                | 4.30                   | 3.13    | 2.39   | 9.16     |

\*Significativo no nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey; \*\*Significativo no nível de 1% de probabilidade pelo teste Tukey

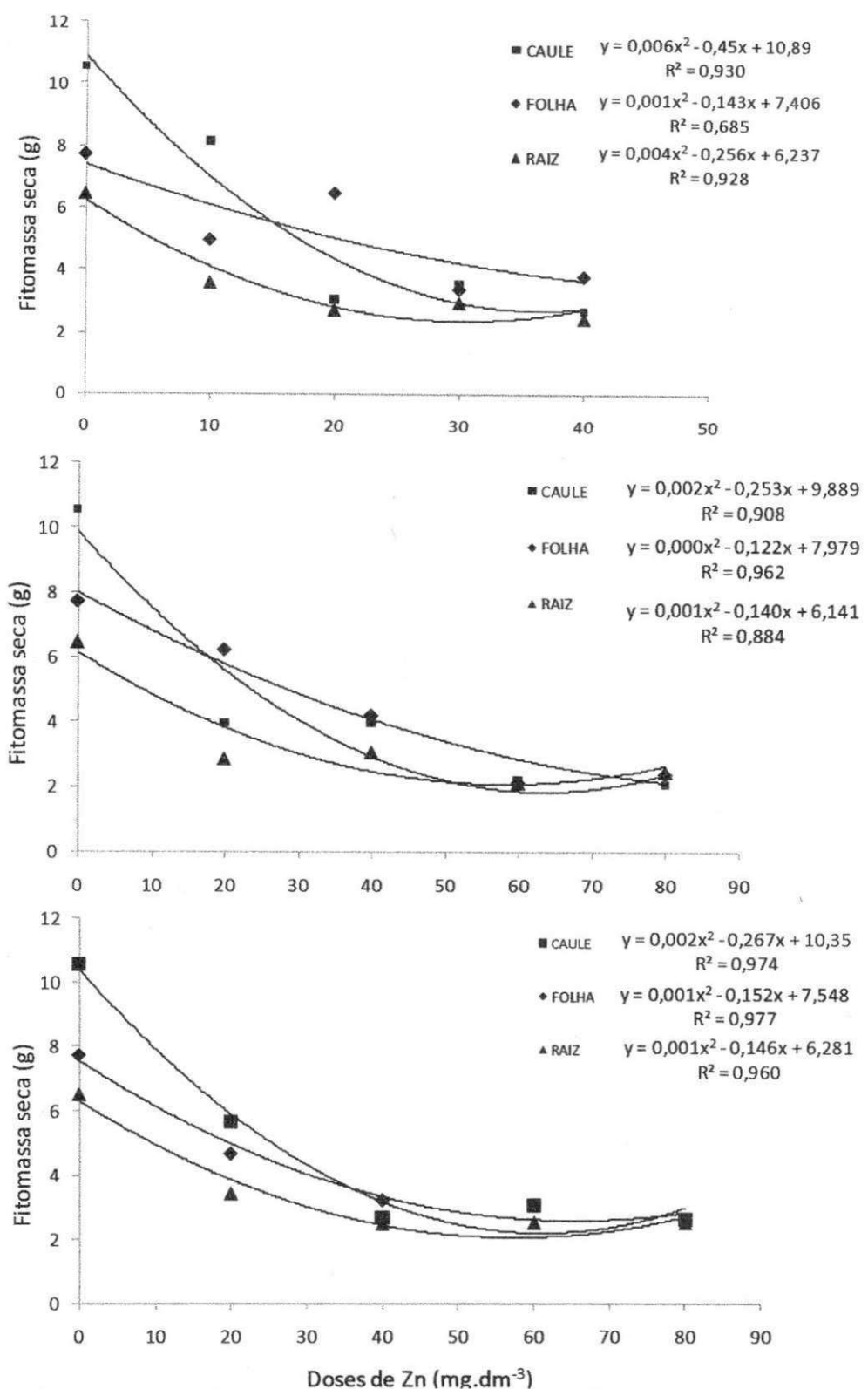
A parte aérea das plantas, principalmente o caule, foi a mais atingida por esse efeito. A interação de todos os metais com a fitomassa seca do caule apresentou efeito significativo ao nível de 1% de probabilidade (Tabelas 6, 7 e 8).

A interferência dos metais também causou redução na fitomassa seca das raízes das plantas, ao nível de 5% de probabilidade para o Cd e 1% para o Cu e Zn (Tabelas 6, 7 e 8).

Analisando a Figura 6 nota-se a acentuada diminuição de fitomassa seca de plantas, conforme o aumento das doses dos metais.

Discordando de Zeitouni (2003) que não verificou diferença significativa na produção de massa seca da parte aérea em nenhum dos tratamentos (dose 0: sem adição de metais, dose 1: 0,75; 6,25; 20; 8,75 e 62,50 mg kg<sup>-1</sup> de Cd, Pb, Cu, Ni e Zn, respectivamente; dose 2: composta pelo dobro das quantidades aplicadas na dose 1).

Corroborando com Marques et al. (2000) que constataram que a produção de matéria seca da parte aérea das espécies arbóreas estudadas foi influenciada pela contaminação do solo (Zn, Cd, Pb e Cu), onde algumas espécies tiveram seu crescimento comprometido, como a *Hymenaea courbarile* *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.

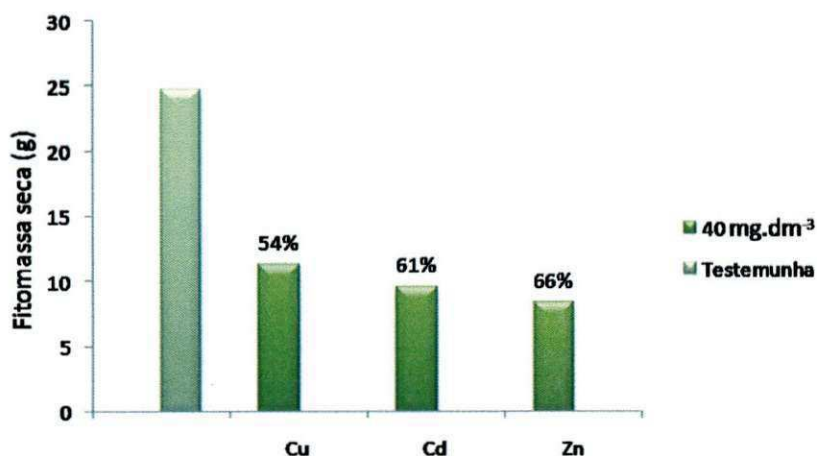


**Figura 6.** Fitomassa seca das plantas de pinhão manso, em função das doses crescentes de Cd, Cu e Zn, respectivamente.

A interferência das maiores concentrações de Cd, Cu e Zn, reduziu respectivamente 64%, 75% e 71% a fitomassa da parte aérea e 61%, 72 e 69% a fitomassa seca total.

Paiva et al. (2002), estudando os efeitos de Cd, Ni, Pb e Zn em doses crescentes de 0, 49, 96, 192 e 288  $\mu\text{mol.L}^{-1}$  de  $\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2$  pH 5,5, verificaram que a menor dose aplicada (49  $\mu\text{mol.L}^{-1}$ ), reduziu de 27, 28, 32, 32 e 28% a massa seca das raízes, a massa seca dos caules, a massa seca das folhas, a massa seca da parte-aérea e a massa seca total, para mudas de cedro, respectivamente, e de 9, 10, 25, 24 e 11% para as mudas de ipê-roxo, respectivamente.

Observando a Figura 7, nota-se que para doses iguais dos três metais, correspondente a maior dose de Cd de  $40 \text{ mg.dm}^{-3}$ , o metal que provocou maior redução na produção de matéria seca do pinhão-manso foi o Zn, seguido do Cd e Cu.



**Figura 7.** Porcentagem de redução da fitomassa seca das plantas de pinhão manso submetidas as doses de  $40 \text{ mg.dm}^{-3}$  de Cu, Cd e Zn, em comparação com a testemunha.

Segundo Faust e Christians (2000) e Kopittke e Menzies (2006), a redução da massa seca das plantas não é devido a uma direta toxidez de Cu nas mesmas, mas sim, por causa de sua deficiência nutricional causada pelas lesões nas raízes provocadas pelos elevados teores de Cu no solo, o mesmo pode ter ocorrido para o pinhão manso.

Em relação ao Zn, Malavolta et al. (1997) explicam que a redução na produção de matéria seca em planta submetidas a elevados teores deste elemento pode ser devido ao acúmulo de tampões (“plugs”) contendo Zn, no xilema das plantas, os quais dificultam a ascensão da seiva bruta.

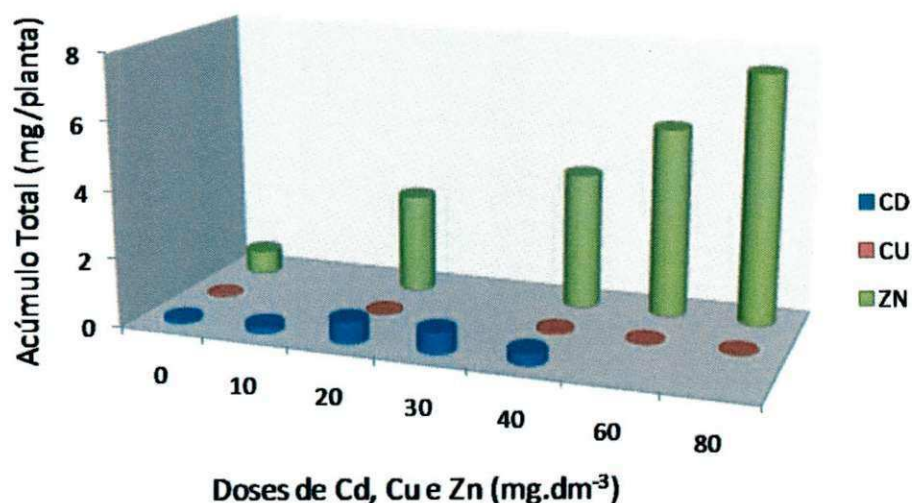
Zeitouni et al. (2007), avaliando o desenvolvimento de plantas de mamona submetidas aos tratamentos com Cu (0 a  $40 \text{ mg dm}^{-3}$ ) e com Zn (0 a  $125 \text{ mg dm}^{-3}$ ), também observaram

diminuição na matéria seca das plantas com o aumento das doses dos metais aplicadas ao solo.

McNichol e Beckett (1985) relatam que os teores acima de  $4 \text{ mg kg}^{-1}$  de Cd podem ocasionar toxicidade em muitas plantas, diminuindo a produção em 10%. Um dos sintomas de toxidez ao cádmio é a queda na produção de matéria seca (FONTES e SOUSA, 1996). Sua fitotoxidez inibe a fotossíntese, perturba a respiração e fixação de  $\text{CO}_2$ , e altera a permeabilidade das membranas (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992).

## 5.2 Teores e Acúmulo dos Metais nas Plantas de Pinhão Manso

A adição dos metais ao solo fez com que houvesse acréscimo nos teores e conseqüentemente no acúmulo dos mesmos em todas as partes das plantas, quando comparadas a testemunha; verificando-se um aumento de até 4620, 638 e 4284% nas raízes, de 16, 301 e 1467% nas folhas e de 297, 194 e 1043 % nos caules, para Cd, Cu e Zn, respectivamente. Sendo, portanto, o Zn o metal que mais acumulado pelas plantas, seguido do Cd (Figura 8). Pode-se observar ainda os baixos valores de acúmulo do Cu pelo pinhão manso. Resultados semelhantes para o Cu e Zn foram encontrados por Chaves et al., (2010).



**Figura 8.** Acúmulo total dos metais nas plantas, em todos os níveis de tratamentos empregados.

Os teores de Cd encontrados nas folhas foram influenciados de forma significativa a 1% probabilidade, os quais aumentaram conforme o aumento da doses dos metais (Tabela 9).

Com acréscimo do Zn ao solo os teores desse metal foram afetados significativamente ao nível de 1, 5 e 5% de probabilidade nas folhas, caules e raízes das plantas, respectivamente; o mesmo ocorreu com o acúmulo desse metal nas folhas e caules das plantas, o qual foi significativo a 5 e 1% de probabilidade (Tabela 9).

**Tabela 9.** Teores e acúmulo de Cd, Cu e Zn encontrados nas folhas, caule e raízes das plantas de pinhão manso, em função dos tratamentos.

| Fonte de Variação                  | GL | QUADRADO MÉDIO |                |            |                    |           |                    |               |
|------------------------------------|----|----------------|----------------|------------|--------------------|-----------|--------------------|---------------|
|                                    |    | Teores         |                |            | Acúmulo            |           |                    | Acúmulo Total |
|                                    |    | Folha          | Caule          | Raiz       | Folha              | Caule     | Raiz               |               |
| Tratamentos                        | 4  | 62.44**        | 0.65ns         | 25375.12ns | 0.00021ns          | 0.00033ns | 0.17ns             | 0.16ns        |
| Resíduos                           | 10 | 8.77           | 0.75           | 11257.56   | 0.00014            | 0.00022   | 0.09               | 0.10          |
| CV %                               |    | 32.48          | 17.54          | 92.53      | 47.20              | 37.63     | 96.75              | 83.27         |
| Doses de Cd (mg.dm <sup>-3</sup> ) |    |                | Médias (mg/kg) |            | Médias (mg/planta) |           | Médias (mg/planta) |               |
| 0                                  |    | 3.98b          | 4.73 a         | 4.54a      | 0.04a              | 0.04a     | 0.03a              | 0.10a         |
| 10                                 |    | 5.87b          | 4.47a          | 39.32a     | 0.03a              | 0.04a     | 0.14a              | 0.20a         |
| 20                                 |    | 9.66ab         | 4.62 a         | 214.28a    | 0.02a              | 0.03a     | 0.56a              | 0.60a         |
| 30                                 |    | 15.80a         | 5.38a          | 192.39a    | 0.02a              | 0.05a     | 0.55a              | 0.62a         |
| 40                                 |    | 10.30ab        | 5.49a          | 122.80 a   | 0.03a              | 0.03a     | 0.28a              | 0.34a         |
| DMS                                |    | 7.97           | 2.33           | 285.46     | 0.03               | 0.04      | 0.80               | 0.84          |
| Tratamentos                        | 4  | 2.20ns         | 4.13ns         | 146.11ns   | 0.00020ns          | 0.00002ns | 0.00023ns          | 0.00039ns     |
| Resíduos                           | 10 | 1.55           | 1.93           | 87.12      | 0.00026            | 0.00003   | 0.00015            | 0.00077       |
| CV %                               |    | 56.29          | 37.71          | 73.80      | 103.95             | 65.60     | 43.02              | 52.71         |
| Doses de Cu (mg.dm <sup>-3</sup> ) |    |                | Médias (mg/kg) |            | Médias (mg/planta) |           | Médias (mg/planta) |               |
| 0                                  |    | 1.04a          | 1.22a          | 2.51a      | 0.01a              | 0.01a     | 0.02a              | 0.04a         |
| 20                                 |    | 1.96a          | 3.55a          | 10.58a     | 0.02a              | 0.01a     | 0.03a              | 0.06a         |
| 40                                 |    | 3.06a          | 4.89 a         | 9.11a      | 0.02a              | 0.01a     | 0.03a              | 0.06 a        |
| 60                                 |    | 1.96a          | 3.98a          | 18.53a     | 0.01a              | 0.004a    | 0.04a              | 0.05a         |
| 80                                 |    | 3.06a          | 4.22a          | 11.74a     | 0.01a              | 0.01a     | 0.03a              | 0.04a         |
| DMS                                |    | 3.35           | 3.74           | 25.11      | 0.04               | 0.01      | 0.03               | 0.07          |
| Tratamentos                        | 4  | 26393**        | 22918*         | 2986068*   | 0.28*              | 0.53**    | 25.45ns            | 36.27ns       |
| Resíduos                           | 10 | 1167.65        | 3894.08        | 786742.87  | 0.05               | 0.08      | 9.81               | 10.95         |
| CV %                               |    | 20.54          | 37.92          | 76.77      | 39.58              | 44.99     | 91.94              | 71.77         |
| Doses de Zn (mg.dm <sup>-3</sup> ) |    |                | Médias (mg/kg) |            | Médias (mg/planta) |           | Médias (mg/planta) |               |
| 0                                  |    | 22.58c         | 14.82b         | 56.35b     | 0.12 b             | 0.24b     | 0.39a              | 0.76a         |
| 20                                 |    | 154.99b        | 232.27a        | 292.30ab   | 0.63ab             | 0.51b     | 0.75a              | 1.88a         |
| 40                                 |    | 153.66b        | 162.62ab       | 1267.10ab  | 0.52ab             | 0.41b     | 3.13a              | 4.06a         |
| 60                                 |    | 242.55ab       | 209.72a        | 1690.98ab  | 0.98a              | 1.32a     | 6.28a              | 8.58a         |
| 80                                 |    | 258.14a        | 203.42a        | 2470.42a   | 0.57 ab            | 0.72ab    | 6.49a              | 7.78a         |
| DMS                                |    | 91.93          | 167.89         | 2386.39    | 0.60               | 0.78      | 8.43               | 8.90          |

\*Significativo no nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey; \*\*Significativo no nível de 1% de probabilidade pelo teste Tukey ; ns : Não significativo.

Os maiores teores e acúmulos dos elementos foram observados nas raízes (Figura 9), estando na faixa considerada crítica para as plantas aqueles correspondentes aos tratamentos 10 e 40 mg dm<sup>-3</sup>, para Cd e Zn, respectivamente.

A concentração e o acúmulo de metais nos tecidos da planta depende de sua disponibilidade na solução do solo. As espécies tolerantes geralmente acumulam maiores concentrações de metais pesados na raiz em relação à parte aérea. Isso indica que as plantas que crescem nestas condições não conseguem evitar a absorção dos metais, mas limitam sua translocação para a parte aérea (BAKER, 1987; VERKLEIJ e PRAST, 1989).

De acordo com Antosiewicz (1992), plantas que apresentam maior teor de Cu nas raízes comportam-se como plantas indicadoras, ou seja, plantas em que as concentrações do metal na parte interna das mesmas refletem os teores externos (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000; SIMAO; SIQUEIRA, 2001). Xiaohai et al. (2008), cultivando mamona, uma *Euphorbiacea*, em solo com 89 mg Cu kg<sup>-1</sup>, também observaram maiores concentrações do elemento nas raízes quando comparados ao caule.

Resultados semelhantes foram encontrados por Tsen et al. (2001) em plantas de espinafre de água, crescidas em sistema hidropônico por 15 dias, onde o acúmulo dos metais pesados foi mais efetivo nas raízes do que nos talos e folhas. Também Dahmani-Muller et al. (1999) concluíram que a espécie *Armeria maritima* ssp Halleri foi capaz de acumular em suas raízes 1.760 mg.kg<sup>-1</sup> de Pb e nas folhas quantidade insignificantes.

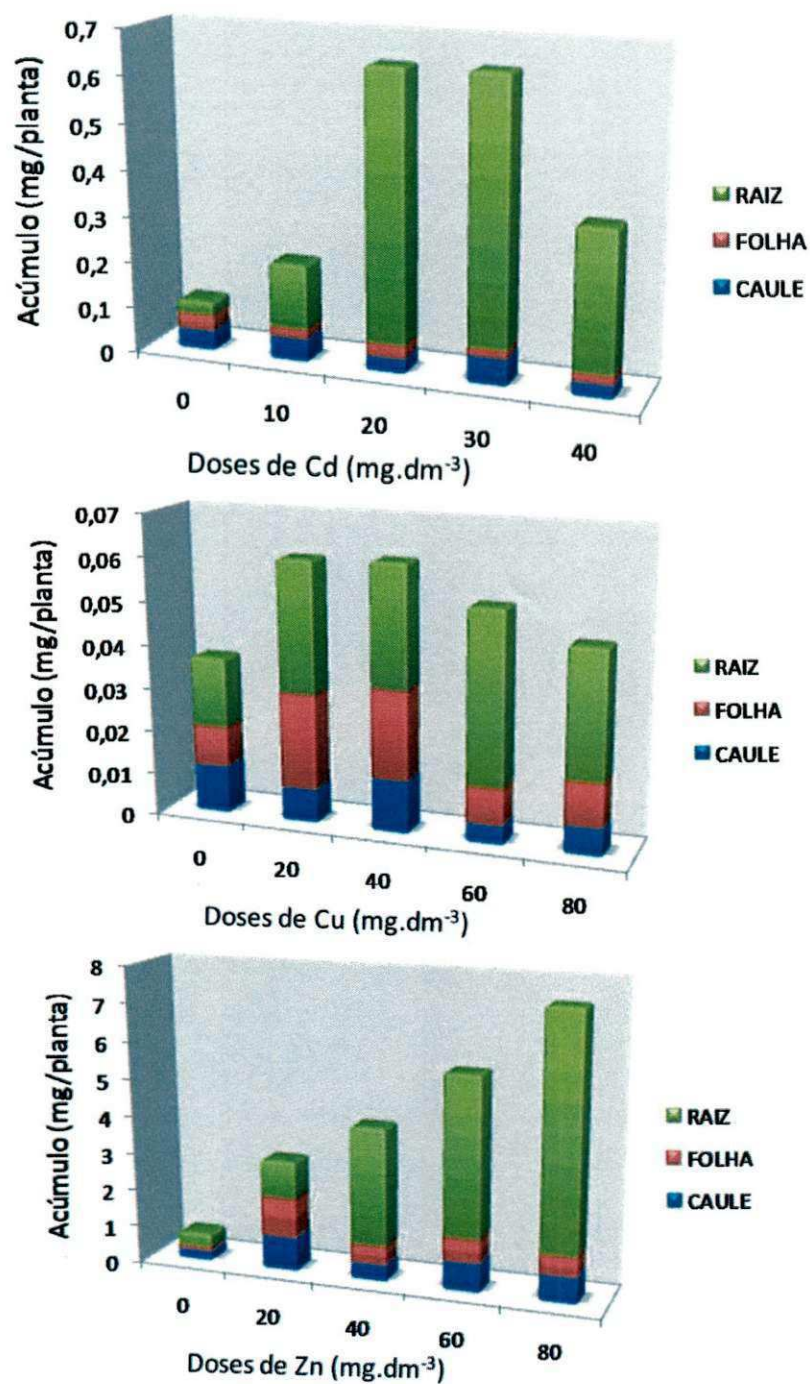
Na parte aérea das plantas os maiores teores e também acúmulos, foram detectados nas folhas, com exceção do Cd e das doses de 60 e 80 mg.dm<sup>-3</sup> de Zn, que apresentaram maiores valores no caule (Figura 9).

O acúmulo preferencial no caule pode contribuir para a imobilização do elemento na vegetação, tornando o pinhão manso promissor para o programa de fitorremediação, desde que tolere as condições de altas dosagens do elemento no solo (SOARES et al., 2001).

O teor de Zn em folhas de pinhão manso encontrados por Laviola e Dias (2008) foram 22,70 mg kg<sup>-1</sup>. Este teor é semelhante ao encontrado na planta testemunha do presente trabalho. Com exceção da testemunha, os teores de Zn encontrados nas folhas e caules das plantas foram superiores ou estiveram na faixa média de 100 a 2470 mg por kg<sup>-1</sup> de matéria seca (Tabela 7), considerada prejudicial as culturas (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992).

Varição esta semelhante a encontrada por Zeitouni et al. (2007), na parte aérea de mamoneira, adubada com até  $125 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ , que foi de 51 a  $1188 \text{ mg kg}^{-1}$ .

A Figura 9 mostra os valores de acúmulo dos metais na parte aérea das plantas e nas raízes.



**Figura 9.** Acúmulo dos metais Cd, Cu e Zn na parte aérea das plantas e nas raízes, em função dos tratamentos empregados.

Segundo Breckle & Kahle, 1992 a concentração foliar de metais pesados mostra-se um parâmetro adequado para a avaliação da toxicidade desses elementos, desde que relacionada com a produção de matéria seca ou crescimento.

Plantas com a característica de acumularem os metais nas folhas podem facilitar o processo de distribuição dos mesmos nos componentes do ecossistema, tendo-se em vista que as folhas reciclam mais rapidamente que as demais partes da planta (SOARES et al., 2001).

### 5.3 Teores dos Metais no Solo

Os teores totais de Cd, Cu e Zn encontrados no solo, após a colheita das plantas, aumentaram em função das doses crescentes dos tratamentos e diferiram do valor inicial devido ao acúmulo dos metais pelas plantas.

O Zn como metal mais acumulado pelas plantas de pinhão manso, conseqüentemente foi encontrado em menor teor no solo. O inverso ocorreu para o Cu, por ter sido o metal menos acumulado pelas plantas e em seguida o Cd (Figura 10).

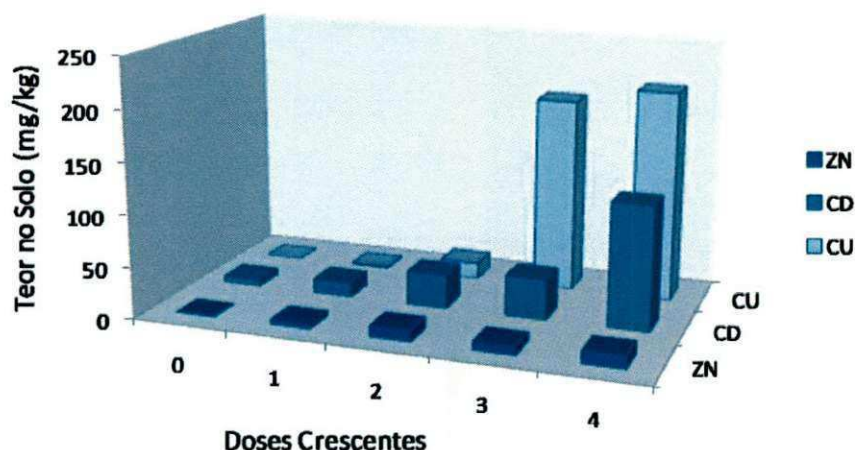
Os valores correspondentes aos teores de Zn no solo ao final do experimento foram significativos a 1% de probabilidade (Tabela 10).

**Tabela 10.** Teores de Cd, Cu e Zn encontrados no solo.

| Fonte de Variação | GL | QUADRADO MÉDIO |            |             |
|-------------------|----|----------------|------------|-------------|
|                   |    | Teores no Solo |            |             |
|                   |    | Cd             | Cu         | Zn          |
| Tratamentos       | 4  | 6178.68ns      | 33429.56ns | 64.95511 ** |
| Resíduos          | 10 | 1874.27        | 8896.15    | 9.53329     |
| CV %              |    | 101.94         | 113.99     | 41.57355    |
| Tratamentos       |    | Médias (mg/kg) |            |             |
| 1*                |    | 6.35a          | 0.04a      | 0.67b       |
| 2                 |    | 14.09a         | 1.69a      | 5.19ab      |
| 3                 |    | 32.62a         | 15.91a     | 10.94a      |
| 4                 |    | 39.22a         | 190.41a    | 8.10ab      |
| 5                 |    | 68.67a         | 205.65a    | 12.24a      |
| DMS               |    | 116.48         | 253.76     | 8.31        |

\*\*Significativo no nível de 1% de probabilidade pelo teste Tukey; ns: Não significativo; \*1 corresponde a dose 0 mg.dm<sup>-3</sup> e em seguida as doses crescentes de cada metal, respectivamente.





**Figura 10.** Teores restantes dos metais no solo, em função das doses crescentes dos tratamentos.

Os valores restantes no solo, em ordem crescente dos tratamentos foram 0.5; 4.0; 35.0 e 52.0  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  de Cu, 6.0; 14.0; 17.0 e 30.0  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  de Cd e 1.0, 2.5, 2.0 e 3.0  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  de Zn.

Com exceção do teor de 52  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , os demais não são considerados de risco para o ambiente uma vez que estão abaixo do valor de referência de qualidade do solo (VRQ), 35  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , sugerido pela CETESB (2007).

#### 5.4 Avaliação do Potencial Fitorremediador

O potencial de uma espécie vegetal em fitorremediar solos contaminados pode ser avaliado de diferentes maneiras.

De acordo com Watanabe (1997) e Accioly e Siqueira (2000), uma boa planta hiperacumuladora deve ter como características: alta taxa de acumulação mesmo em baixas concentrações do contaminante; capacidade concomitante de acúmulo de diversos contaminantes; alta taxa de crescimento e de produção de biomassa; resistência a pragas e doenças; capacidade de absorção e concentração e tolerância ao contaminante.

O desenvolvimento do pinhão manso quando cultivado em solo contaminado por Cd, Cu e Zn foi afetado, de forma que houve redução em seu crescimento em torno de 50% e de produção de fitomassa seca total de até 71%, não sendo portanto, de acordo a definição citada, características de uma boa planta hiperacumuladora.

Porém segundo Mcgrath (1998) as plantas chamadas hiperacumuladoras de metais, precisam ter de 0,1 a 1% do peso seco a porcentagem de metal acumulado. No presente trabalho foi verificado que as plantas de pinhão manso conseguiram acumular até 95% do seu peso seco de zinco, 6% de cádmio e 0,8% de cobre.

Conforme Raskin et al. (1994), plantas hiperacumuladoras são aquelas capazes de extrair e acumular em seus tecidos valores superiores a  $1.000 \text{ mg.kg}^{-1}$  de massa seca. Na espécie estudadas, apenas as concentrações de Zn encontradas nas plantas excederam este valor, variando de 679.56, 1583.38, 2143.27 e 2931.98  $\text{mg.kg}^{-1}$ , nas concentrações de 20, 40, 60 e 80  $\text{mg.dm}^{-3}$ , respectivamente. Portanto, de acordo com essa definição, pode-se inferir que a espécie estudada apresenta característica de boa hiperacumuladora de Zn.

## 6 CONCLUSÃO

- A variedade de pinhão manso estudada apresentou adaptabilidade à presença de cádmio, cobre e zinco no solo.
- Os metais cádmio, cobre e zinco interferiram no desenvolvimento do pinhão manso, de forma significativa, em todos os parâmetros avaliados, mas principalmente reduzindo o crescimento em altura e a produção de fitomassa seca, sendo maior essa redução, conforme o aumento dos níveis dos metais no solo.
- É possível o cultivo das plantas de pinhão manso em solos contaminados por esses níveis de cádmio, cobre e zinco, porém com as limitações apresentadas.
- A ordem decrescente de acúmulo dos metais nas plantas de pinhão manso foi  $Zn > Cd > Cu$ .
- As plantas apresentaram maior acúmulo dos metais na raiz.
- A planta apresentou características de uma boa acumuladora de acordo com algumas definições, porém o seu potencial fitorremediador precisa ser alvo de maiores estudos, já que o inverso também foi observado.

## 7 REFÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. Tópicos em Ciência do Solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p. 299-351.
- ADRIANO, D.C. Trace elements in the terrestrial environment. New York: Springer-Verlag, 1986. 533p.
- ALLOWAY, B.J.; AYRES, D.C. Chemical principles of environmental pollution. 2.ed. London: Chapman & Hall, 1997.
- ALLOWAY, B.J. Soil pollution and land contamination. In: HARRISON, R.M. Pollution: causes, effects and control. 3.ed. Cambridge: The Royal Society of Chemistry, 1996.
- ALLOWAY, B. J. Cadmium. In: Cd. Heavy metals in soils. Glasgow: Blackie and Son. p.107-108, 1995.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B ; BARRA, C.M.; LÃ, R.O. Química dos Metais Pesados no Solo. In: Química e Mineralogia do Solo/Editores Vander de Freitas Melo, Luís Reynaldo Ferracciú Alleoni. – Viçosa, MG: SBCS, 2009. p. 249-312.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X.; OLIVEIRA, C. Solubilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico. R. Bras. Ci. Solo, 21:19-16, 1997.
- AMARAL, A.S. Liberação de Zn, Fe, Mn, Cd e Pb de quatro corretivos de acidez do solo e absorção por plantas de alface, em dois solos de diferentes texturas. Viçosa - MG: UFV, 1993. 87p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, 1993.
- ANDRADE, T. M. et al. Deficiência de micronutrientes em mudas de *Jatropha curcas* L.: resultados preliminares. 2007. Disponível em <<http://www.biodiesel.gov.br/docs/congresso2007/agricultura>>.
- ANTOSIEWICZ, D. M. Adaptation of plants to an environment polluted with heavy metals. Acta Societatis Botanicorum Poloniae, v. 61, n. 02, p. 281-299, 1992.
- ARRUDA, F. P. DE; BELTRÃO, N. E. DE M.; ANDRADE, A. P. DE; PEREIRA, W. E.; Severino, L. S. Cultivo do pinhão manso (*Jatropha curcas* L.) como alternativa para o Semi-Árido Nordeste. Revista Brasileira de Oleaginosas e Fibrosas, v.8, n.1, p.789-799, 2004.
- ASHMORE, M. Plants and pollution. In: CRAWLEY, M.J. (Ed.) Plant Ecology. 2 ed. Oxford: Blackwell Science Ltd., 2000. p.568-581.
- ASSISTENCIA Estatística (ASSISTAT). Download: versão 7.6 beta. 2011. Disponível em <<http://www.assistat.com>>.

- BAIRD, C. Environmental Chemistry. 2.ed. New York: W.H. Freedman & Company, 2001.
- BAKER, A. J. M. et al. Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. In: TERRY, N.; BANUELOS, G. (Ed.). Phytoremediation of contaminated soil and water. Boca Raton: Lewis Publishers, 2000. p. 85-107.
- BAKER, D.E.; SENFT, J.P. Copper. In: ALLOWAY, B.J. Heavy metals in soils. 2.ed. New York: John Wiley, 1995. p.179-202.
- BAKER, A. I. M. Metal tolerance. *New Phytologist*. 106, 98-111, 1987.
- BARCELÓ, J. & POSCHENRIEDER, C.H. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. *Suelo Planta*, 2:345-361, 1992.
- BÁSCONES, M. I. S. Determinación de metales pesados en suelos de Medina del Campo (Valladolid). Contenidos extraíbles, niveles fondo y de referencia. 2003. 275f. Tesis Doctoral. (Facultad de Ciencias – Departamento de Química Analítica), Universidade de Valladolid, Medina del Campo.
- BECKETT, P. H. T. Critical tissue concentrations as indicators of toxicity. *Suelos Ecuatoriales*. Bogota. 1991.
- BERTON, R.S. Fertilizantes e poluição. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20. 1992, Piracicaba.
- BERTONCINI, E.I.; MATTIAZZO, M.E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.23, p.737-744, 1999.
- BINGHAM, F.T.; PAGE, A.L.; MITCHELL, G.A.; STRONG, J.E. Effects of liming an acid soil amended with sewage sludge enriched with Cd, Cu, Ni and Zn on yield and Cd content of wheat grain. *Journal of Environmental Quality*, v.8, n.2, p.202-207, 1979.
- BOTKIN, D.D.; KELLER, E.A. Environmental science: Earth as a living planet. 2.ed. New York: John Wiley & Sons Inc., 1998.
- BOWEN, H. J. M. Environmental chemistry of the elements. London: Academic Press, 1979. 333 p.
- BRECKLE, S.W., KAHLE, H. Effects of toxic heavy metals (Cd, Pb) on growth and mineral nutrition of beech (*Fagus sylvatica* L.) *Vegetatio*, Dordrecht, v. 101, p. 43-53, 1992.
- BROOKS, R.R. Plants that hyperaccumulate heavy metals: their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining. Oxford: CAB International, UK, 2004. 380p.
- BURKEN, J. B. Fate and Partitioning in Vegetation: use of Tree Cores in Groundwater Analysis. *Environmental Science Technology*, v. 36, n. 21, p. 4663-4668, 2002.

CAMARGO, O.A.; ALLEONI, L.R.F.; CASAGRANDE, J.C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo. In: FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.; 86

CASAGRANDE, J.C. Influência da matéria orgânica e do pH sobre a disponibilidade de cádmio em solo ácido. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 2., 1997a. São Carlos.

CASAGRANDE, J.C. Influência da matéria orgânica e do pH sobre a disponibilidade de chumbo em solo ácido. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 2., 1997b. São Carlos.

COMISSÃO DAS COMUNIDADES EUROPEIAS (2002). Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, The Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, «towards a Thematic Strategy for Soil Protection», COM (2002), Bruxelas.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). Relação de áreas contaminadas no Estado de São Paulo. 2007. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). Relatório de Estabilidade de Valores Orientadores para solo e águas subterrâneas no estado 1155 de São Paulo. 2006 Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL CETESB. Estabelecimento de Padrões de Referência de Qualidade e Valores de Intervenção para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo, 1997b. 110p.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE-CONAMA. Resolução CONAMA Nº 420. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto a presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. 2009. 16p.

CHANEY, R.L.; MALINK, M.; LI, Y.M.; BROWN, S.L.; BREWER E.P.; ANGLE, J.S. & BAKER, A.J.M. Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology*, 8:279-284, 1997.

CHAVES, L. H. G. et al. Zinco e cobre em pinhao manso. I. Crescimento inicial da cultura. *Caatinga*, v. 22, n. 03, p. 94-99, 2009a.

CHAVES, L. H. G. et al. Zinco e cobre em pinhao manso. II. Teores dos elementos em folhas e caule. *Caatinga*, v. 22, n. 03, p. 100-106, 2009b.

CHAVES, L. H. G. et al. Crescimento, distribuição e acúmulo de cobre e zinco em plantas de pinhão-manso. *Revista Ciência Agronômica*, v. 41, n. 2, p. 167-176, abr-jun, 2010.

CONNELL, D.W. Basic concepts of environmental chemistry. Boca Raton: CRC Press, 1997.

CORTESÃO, M. Culturas tropicais: plantas oleaginosas. Lisboa: Clássica, 1956. 231 p.

CUNNINGHAM, S.D.; ANDERSON, T.A.; SCHWAB, A.P. & HSU, F.C. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. *Adv. Agron.*, 56:55-114, 1996.

DAHMANI-MULLER, H.; OORT, F.V.; GÉLIE, B. & BALABANE, M. Strategies of heavy uptake by three plant species growing near a metal smelter. *Environmental Pollution.*, 109:231-238, 1999.

DIAS, C.L.; CASARINI, D.C.P. Gerenciamento da qualidade de solos e águas subterrâneas. Relatório técnico de viagem à Holanda. São Paulo : CETESB, 1996. 50p.

DIAS, L.A.S.; LEME, L.P.; LAVIOLA, B.G.; PALLINI FILHO, A.; PEREIRA, O.L.; CARVALHO, M.; MANFIO, C.E.; SANSTOS, A.S.; SOUSA, L.C.A.; OLIVEIRA, T.S.; DIAS, D.C.F.S. Cultivo de pinhão manso (*Jatropha curcas* L.) para produção de óleo combustível. Viçosa, MG, 2007. v.1.40p.

DINARDI, A. L. et al. Fitorremediação. In: III FÓRUM DE ESTUDOS CONTÁBEIS, Resumos. Campinas: CESET-Unicamp, 2003.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA (EMBRAPA). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 412 p.

EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. METHOD 3051 – Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils. 1994. 14p.

EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Recommendation of the technical workgroup for lead for and intering approach to assessing risk associate with adult exposures to lead in soil. Technical review workgroup for lead, Washington, D.C. 1996a. (n.d.)

ERNEST, W.H.O.; Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Applied Geochemistry*, v.11, p.163-167, 1996.

FASSET, D.W. Cadmium. In: WALDRON, H.A., Editor. *Metals in the Environment*, Academic Press, New York, p. 61-110. 1980.

FAUST, M. B.; CHRISTIANS, N. E. Copper reduces shoot growth and root development of creeping bentgrass. *Crop Science*, v. 40, p. 498-502, 2000.

FAQUIN, V. Nutrição mineral de plantas. Textos acadêmicos. Ufla/Faepe. Lavras, mg 2001. 182p.

FERGUSON, J.E. The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects. Oxford, Pergamon Press, 614p. 1989.

FERNANDES, M. S. (Ed.). Nutrição Mineral de Plantas. 22. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. 432 p.

FONTES, R.L.F.; SOUSA, C.R.F. Toxidez de cádmio em plantas de soja crescidas em diferentes concentrações de enxofre. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 22., 1996, Manaus.

FRANCIS, G.; EDINGER, R.; BECKER, K. A concept for simultaneous wasteland reclamation, fuel production, and socio-economic development in degraded areas in India: Need, potencial and perspectives of *Jatropha* plantations. *Natural Resources Forum*, v. 29, p. 12-24, 2005.

GARBISCU, C.; ALKORTA, L. Phytoextraction: a cost effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresource Technology*, Essex, v. 77, p. 229-236, 2001.

GARCIA, C.; HERNANDEZ, T. & COSTA, F. The influence of composting and maturation process on the heavymetal extractibility from some organic wastes. *Biol. Wastes*, 31: 291-301, 1990. Günther, H. (2005). Poluição dos solos. In: Philippi JR. A., Pelicioni M. C. (Ed.). *Educação Ambiental e Sustentabilidade*. São Paulo, Manole, pp. 191.

GUSMÃO, C. A. G. et al. Modificações no crescimento e na área foliar de plântulas de pinhão-mansão (*Jatropha curcas* L.) ocasionadas por distúrbios nutricionais. Disponível em <<http://www.biodise.gov.br/docs/congresso2007/agricultura/56.pdf>>.

GÜNTHER, H. (2005). Poluição dos solos. In: Philippi JR. A., Pelicioni M. C. (Ed.). *Educação Ambiental e Sustentabilidade*. São Paulo, Manole, pp. 191.

HINCHMAN, R. R.; NEGRI, M. C. & GATLIFF, E.G. Phytoremediation: using green plants to clean up contaminated soil, groundwater, and wastewater. *Lilinois, Report of Argonne National Laboratory and Applied Natural Sciences*, 1998. 13p.

HUE, N.V. A possible mechanism for manganese phytotoxicity in Hawaii soils amended with a low-manganese sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, v.17, p.473-479, 1988.

KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants. 3<sup>a</sup>ed. Boca Raton, Flórida: CRC. 2001, 413p.

KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants. 4.ed. Boca Raton, CRC Press, 2000. 331p.

KABATA-PENDIAS, A. Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils. In: SALOMONS, W.; FORSTNER, U.; MADER, P. Heavy metals: problems and solutions. Berlim: Springer – Verlag, 1995.

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

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. "Trace elements in soils and plants" third edition, CRC Press, Inc., 1985, 315 p.



KHAN, A. G. et al. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere*, v. 21, p. 197-207, 2000.

KOPITTKE, P. M.; MENZIES, N. W. Effect of Cu toxicity on growth of cowpea (*Vigna unguiculata*). *Plant and Soil*, v. 279, n. 01/02, p. 287-296, 2006.

KOS, B.; LESTAN, D. Induced phytoextraction/soil washing of using biodegradable chelate and permeable barriers. *Environ. Sci. Technol.*, v. 37, p. 624-629, 2003.

LASAT, M.M. Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substance Research*, v.2, 25 p., 2000.

LAVIOLA, B. G.; DIAS, L. A. S. Teor e acumulo de nutrientes em folhas e frutos de pinhao-manso. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 05, p. 1969-1975, 2008.

MACEK, T.; MACKOVÁ, M. & KÁŠ, J. (2000) - Exploitation of plants for the removal of organics in environmental remediation. *Biotechnol. Adv.*, v. 18, p. 23-34.

MAGNUS, F.B. Toxic substances in the environment. New York: John Wiley & Sons Inc., 1994.

MALAVOLTA, E. et al. Avaliação do estado nutricional das plantas: principios e aplicacoes. Piracicaba: Potafos, 1997. 319 p.

MALAVOLTA, E. Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificação e fatos. São Paulo, Produquímica, 153p. 1994.

MARSCHNER, H. Mineral nutrition of higher plants. 2. ed. San Diego: Academic, 1995. 902 p.

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

MATIAZZO-PREZOTTO, M.E. Química ambiental e agronomia. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20., Piracicaba, 1992. 425p.

MATTHEWS, P.J. Control of metal application rates from sewage sludge utilization in agriculture. *Crit. Rev. Environ. Control.*, v.14, p.199-230, 1984.

MATTIAZZO-PREZZOTO, M. E. Comportamento de cobre, cádmio, cromo, níquel e zinco adicionados a solos de clima tropical em diferentes valores de pH. 1994. 197 f. Tese (Livro Docencia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 1994.

MCGRATH, S. P. (1998) - Phytoextraction for soil remediation. In Brooks, R. R [Ed], *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals*, CAB International, Wallingford, p.261.

- McNICHOL, R.D.; BECKKETT, P.H.T. *Plant and Soil*, v. 85, p.107-129, 1985.
- MELO, É. E. C. de; NASCIMENTO, C. W. A. do; SANTOS, A. C. Q. Solubilidade, fracionamento e fitoextração de metais pesados após aplicação de agentes quelantes. *rev. Bras. Cienc. do Solo*, Viçosa, v. 30, n. , p.1051-1060, 2006.
- MILLER, R. R. (1996) - *Phytoremediation*. Disponível em <http://www.gwrtac.org>.
- MOHR, H.; SCHOPFER, P. *Plant physiology*. Berlim: Springer-Verlag, 1995.
- MOREIRA F.M.S. Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. *R. Bras. Fisiol.*, 13(3): 302-315, 2001.
- NARAYANAN, M. et al. (1996) - Experimental and modeling studies of the fate of trichlorethylene in a chamber with alfafa plants. 1996. Online. Disponível em <http://www.engg.ksu.edu/HSRC/home.html>.
- NEDELKOSKA, T.V.; DORAN, P.M. Characteristics of heavy metal uptake by plant species with potential for phytoremediation and phytomining. *Minerals Engineering*, v.13, n.5,p.549-561, 2000.
- NEWMAN, L. A. & REYNOLDS, C. M. (2004) - Phytodegradation of organic compounds. *Current Opinion in Biotechnology*, v. 15, n. 3, p. 225-230.
- NYER, E.K. & GATLIFF, E.G. *Phytoremediation*. *Ground. Mon. Remed.*, 16:58-62, 1996.
- OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E.; Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. *Scientia Agrícola*, v. 58, n. 4, p.807-812, out./dez. 2001.
- ORHAN, A. S.; DULGER, Z.; KAHRAMAN, N.; VERIZOGLU, T. N. Internal combustion engines fueled by natural gas-hydrogen mixtures. *International Journal of Hydrogen Energy*, v. 29, n. 14, p. 1527-1539, 2004.
- PAIVA, H.N.; CARVALHO, J.G.; SIQUEIRA, J.O. Teor de nutrientes em mudas de cetro (*Cedrella fissilis* Vell.) submetidas a doses crescentes de níquel, em solução nutritiva. *R. Árvore*, v.26, n.3, p.279-284, 2002.
- PETTS, J., EDULJEE, G. (1994). *Environmental Impact Assessment for Waste Treatment and Disposal Facilities*. John Wiley & Sons.
- PEREIRA, B.F.F. Potencial fitorremediadora das culturas de feijão de porco, girassol e milho cultivadas em latossolo vermelho contaminado com chumbo. *Dissertação (Mestrado) – Instituto de Agronegócio, Campinas, 2005.*
- PEIXOTO, A. R. *Plantas oleaginosas arbóreas*. São Paulo: Nobel, 1973. 284 p.

POMBO, L.C.A. Absorção de metais pesados pelo azevém (*Lolium multiflorum*) em dois solos do Estado do Rio Grande do Sul. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.30, n.10, p.1217-1224, 1995.

RAIJ, B.; ABREU, C.A. Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura. Jaboticabal: Legis Summa, 2001. p.89-124.

RASKIN, I.; ENSLEY, B. Phytoremediation of toxic metals - using plants to clean up the environment. *Plan Science*, v. 160, p. 1073 – 1075, 2000.

RASKIN, I.; SMITH, R. D. & SALT, D.E. Phytoremediation of metals using plants to remove pollutants from the environment. *Curr. Opin. Biotech.*, 8:221-226, 1997.

RASKIN, I.; KUMAR, P.B.A. N.; DUSHENKOV, J.R. & SALT, D.E. Bioconcentration of heavy metals by plants. *Current Opinions Biotechnology*, v.5: p.285-290, 1994.

RAVEN, P., BERG, L. (2004). *Environmental* 4rd Ed. New Jersey. John Wiley & Sons, Inc..  
ROBINSON, B.; FERNANDEZ, J. E.; MADEJÓN, P.; MARAÑHÓN, T.; MURILLO, J. M.; GREEN, S.; BRENT, C. Phytoextraction: an assessment of biochochemical and economic viability. *Plant and Soil*, 249: 117-125, 2003.

REDENTE, E.F.; RICHARDS, J.L. Effects of lime and fertilizer amendments on plant growth in smelter impaired soil in Montana. *Arid Soil Resesearch Rehabilitation*, v.11, p.353-366, 1997.

ROBINSON, B.; FERNANDEZ, J. E.; MADEJÓN, P.; MARAÑHÓN, T.; MURILLO, J. M.; GREEN, S.; BRENT, C. Phytoextraction: an assessment of biochochemical and economic viability. **Plant and Soil**, 249: 117-125, 2003.

RODRIGUES, S., DUARTE, A.C.(2003). Poluição do solo: revisão generalista dos principais problemas. In: CASTRO, A., DUARTE, A., SANTOS, T. (Ed.). *O Ambiente e a Saúde*. Lisboa, Instituto Piaget, pp. 136-176.

SALIDO, A. L.; HASTY K. L.; LIM, J. M.; BUTCHER, D. J.; Phytoremediation of arsenic and lead in contaminated soil using Chinese brake ferns (*Pteris vittata*) and Indian mustard (*Brassica juncea*). *International Journal of Phytoremediation*. 5 (0): 1- 15, 2003.

SALT, D. E; SMITH, R. B.; RASKIN, I. Phytoremediation *Ann. Rev. Plant. Physiol. Plant. Molec. Biol.*, v. 49, p. 643-668, 1998.

SATURNINO, H. M. et al. Cultura do pinhao-manso (*Jatropha curcas* L.). *Informações Agropecuárias*, v. 26, p. 44-78, 2005.

SCHNOOR, J.L. Phytoremediation of soil and groundwater: Technology evaluation report TE-02-01. Iowa: GWRTAC Ground Water Remediation Technologies Analysis Center, 2002.

SHAW, A. J. (1989) - Heavy metal tolerance in plants: Evolutionary aspects. New York, cRc Press. 355p.

SILVA, E. N. et al. Acumulo de ions e crescimento de pinhão - manso sob diferentes níveis de salinidade. *Revista Ciência Agronômica*, v. 40, n. 02, p. 240-246, 2009.

SIMAO, J. B. P.; SIQUEIRA, J. O. Solos contaminados por metais pesados: características, implicações e remediação. *Informe Agropecuário*, v. 22, n. 210, p. 18-26, 2001.

SMITH, L.A.; MEANS, J.L.; CHEN, A.; ALLEMAN, B.; CHAPMAN, C.C.; TIXIER, J.S.; BRAUNING, S.E.; GAVASKAR, A.R.; ROYER, M.D. Remedial options for metals-contaminated sites. Boca Raton: CRC Press, 1995.

SOARES, C.R.F.S.; ACCIOLY, A.M.A.; MARQUES, T.C.L.S.; SIQUEIRA, J.O. & SPOSITO, G. The chemistry of soils. 2<sup>a</sup> ed. New York: Oxford University Press, 321p. 2008.

SOARES, C. R. F. S. et al. Acumulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de arvores em solo contaminado por rejeitos de industria de zinco. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, v. 13, n. 03, p. 302-315, 2001.

SOUZA, S.N.; SILVA, M.S.; LENZI, E.; LUCHESE, E.B. Avaliação de parâmetros referentes ao cádmio como contaminante do lodo de esgoto aplicado num Latossolo Vermelho Escuro. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIODISSÓLIDOS DO MERCOSUL, 1., 1998, Curitiba.

SPOSITO, G. The chemistry of soils. New York: Oxford University Press, 1989. 277p.

SUBRAMANIAN, K. A.; SINGAL, S. K.; SAXENA, M.; SINGHAL, S. Utilization of liquid biofuels in automotive diesel engines: An India perspective. *Biomass & Bioenergy*, v. 29, p. 65-72, 2005.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. *Fisiologia Vegetal*. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 848 p.

TAN, K.H. Environmental soil science. 2.ed. New York: Marcel Dekker Inc., 2000. 452p.

TEDESCO, M.J.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. Análises de solo, plantas e outros materiais. Porto alegre: Faculdade de Agronomia. Departamento de solos Universidade Federal do Rio Grande do Sul. RS, p.174, 1995.

TSEN, JENGHORNG.; SU, CHIACHUN.; KING, VAE.; TSEN, JH.; SU, CC. Absorption of various heavy metals by hydroponic water spinach. *Journal of Agriculture and Forestry*. 50: 4, 2001. p.1-11.

VALADARES, J.M.A.S.; GAL, M.; MINDELGRIN, U.; PAGE, A.L. Some heavy metals in soils treated with sewage sludge, their effects on yield and their uptake by plants. *Journal of Environmental Quality*, v. 12, n.1, p. 49-57, 1983.

VÁSQUEZ, T. G. P. Avaliação da Remoção de Cd e Zn de Solução Aquosa por Biossorção e Bioflotação com *Rhodococcus opacus*. 2005, 108p. Dissertação de Mestrado. PUC-Rio, Rio de Janeiro, 2005.

VERKLEIJ, J.A.C., KOEVOETS, P.L.M., BLAKE-KALÉ, M.M.A., Chardon-nens. Evidence for an important role of the tonoplast in the mechanism of naturally selected zinc tolerance in *Silene vulgaris*, A.N., *Journal of Plant Physiology* 153. 188±191, 1998.

VIEIRA, R. D.; CARVALHO, N. M. de. Testes de vigor em sementes. Jaboticabal: FUNEP, 1994. 164 p.

WATANABE, M.E. Phytoremediation on the brink of commercialization. *Environmental Science Technology*, v.31, p.182A-186A, 1997.

WENDT, C. W. Use of a relationship between leaf length and leaf area to estimate the leaf area of cotton (*Gossypium hirsutum* L.), castors (*Ricinus communis* L.), and sorghum (*Sorghum vulgare* L.). *Agronomy Journal*, v. 59, n. 05, p. 484-486, 1967

XIAOHAI, L. et al. Accumulation of Pb, Cu and Zn in native plants growing on contaminated sites and their potential accumulation capacity in Heqing, Yunnan. *Journal of Environmental Science*, v. 20, n. 12, p. 1469-1474, 2008.

ZEITOUNI, C. F.; BERTON, R. S.; ABREU, C. A. Fitoextração de cádmio e zinco de um latossolo vermelho- amarelo contaminado com metais pesados. *Bragantia*, v. 66, n. 04, p. 649-657, 2007.