

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**POTENCIAL DE FITOEXTRAÇÃO DO NABO FORRAGEIRO E DA AVEIA
PRETA EM ARGISSOLO CONTAMINADO POR CÁDMIO**

**Christina Venzke Simões de Lima
(Dissertação)**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**POTENCIAL DE FITOEXTRAÇÃO DO NABO FORRAGEIRO E DA AVEIA
PRETA EM ARGISSOLO CONTAMINADO POR CÁDMIO**

CHRISTINA VENZKE SIMÕES DE LIMA
Bióloga (FURB)

Dissertação apresentada como
um dos requisitos à obtenção do
Grau de Mestre em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil
Abril de 2008

Dedico

Aos meus pais,
Que não são somente pais, mas anjos enviados por Deus para
fazerem o impossível pelos seus filhos nesse mundo.

Ofereço

Aos que me fizeram sorrir, que dessa forma tive força e coragem de
viver cada dia mais e melhor. Fizeram-me feliz!
E, aos que me fizeram chorar, pois diante desse choro me fortaleci e
amadureci ainda mais, chegando até aqui.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, a Deus, pelo dom da vida.

Aos meus pais, Nivaldo e Beatriz, pelo apoio incondicional, amor e o incentivo que me motivaram a enfrentar todos os desafios da vida.

Ao meu orientador, pai, amigo, incentivador, aconselhador e mestre Egon José Meurer pelo apoio em todos os momentos da minha estada em Porto Alegre, desde a orientação a um amigo de verdade.

A todos os professores do Departamento de Ciência do Solo, pelos conhecimentos transmitidos e pelos momentos de convívio.

Ao PPG Ciência do Solo - UFRGS pela oportunidade concedida.

Ao CNPq pela bolsa de estudos concedida.

Aos membros da banca Dr. Carlos Alberto Bissani, Dr. Marino Tedesco e Dr. Luciano Kayser, pelas críticas e sugestões de melhorias para este trabalho.

Às bolsistas de Iniciação Científica, Fernanda R. P. Tatsch e Scheila A. Carvalho pela ajuda na manutenção dos experimentos.

Ao bolsista Rogério O. Schmidt, pela grandeza de responsabilidade, inteligência e amizade que me acompanhou diariamente na execução e solução de problemas relacionados a essa pesquisa.

Às minhas irmãs que pude escolher, porque amigo de verdade é o irmão que Deus te dá a chance de escolher: Daniela e Andréa, minhas amigas amadas e companheiras. Que me acompanharam em toda essa jornada, fazendo-me sorrir constantemente, dando o ombro, ânimo, a bronca necessária, o amor incondicional e que juntas, construímos dias maravilhosos aqui em Porto Alegre.

A todos meus amigos que estão distantes, mas estão diariamente no meu pensamento, me mandando energias positivas, principalmente a Aline, Fernanda e Paula.

A todos colegas do PPG Ciência do Solo, que graças ao meu bom Pai eu tenho presente constantemente em minha vida, em especial a minha amada Brendinha, meu afilhado e cúmplice Edicarlos, João Paulo (Cacequi), Osmar, Jeane, André, Henrique, Fabíola, Analú, Lula, Zé (PPG Ecologia), que foram de suma importância para a minha caminhada até aqui.

Ao meu irmão Guilherme e amiga Janaine, por me concederem o bem mais precioso da minha vida, minha sobrinha Laura.

Aos meus primos Cláudio, Rosângela e Diego, que tornaram o meu “Porto muito mais Alegre”. Vocês são tudo pra mim!

À minha família toda, sem excluir ninguém, que são seres maravilhosos e me enchem de luz diariamente.

Aos funcionários da UFRGS, Antônio (Laboratório de Manejo), Seu José (Responsável pela casa de vegetação), Jader, Paulo e Denise (Secretários do Dep. de Solos) pela atenção dispensada, e principalmente ao Adão (Laboratório de Química e Fertilidade do Solo), mais que um técnico, um anjo, um santo, um paizão...Enfim, meu tudo no laboratório de química. Não só contribuiu diretamente na realização deste trabalho como também me ensinou tudo que sei hoje para a obtenção desses dados.

Ao professor Paulo Régis Ferreira da Silva, do Departamento de Plantas de Lavoura, por toda lição de vida e profissional que me passou ao longo de 15 meses.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para execução desse trabalho.

Muito Obrigada!

POTENCIAL DE FITOEXTRAÇÃO DO NABO FORRAGEIRO E DA AVEIA PRETA EM ARGISSOLO CONTAMINADO POR CÁDMIO^{1/*}

AUTOR: Christina Venzke Simões de Lima
ORIENTADOR: Prof. Dr. Egon José Meurer

RESUMO

O acúmulo dos resíduos poluentes no ambiente acentua a preocupação com a poluição e a degradação dos solos devido à presença de metais pesados em sua composição. A fitorremediação é uma tecnologia emergente, no entanto para sua utilização deve-se conhecer espécies vegetais com características adequadas, como acumulação do metal, grande produção de biomassa e alto índice de translocação do metal das raízes para a parte aérea. O objetivo deste trabalho foi avaliar a capacidade de acumulação e translocação de cádmio por nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.) e aveia preta (*Avena strigosa* Schreb), visando avaliar seus potenciais de uso para fitorremediação. O experimento foi conduzido em casa de vegetação, utilizando-se um Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico arênico. O delineamento foi inteiramente casualizado, com 5 doses de cádmio aplicadas: 0, 4, 8, 12 e 24 mg kg⁻¹, aplicados na forma de cloreto de cádmio em vasos contendo 5,5 kg de solo, com três repetições. Após cultivo por 65 dias, foram coletadas a biomassa da parte aérea e raízes para análise. No nabo forrageiro, as doses de 12 e 24 mg kg⁻¹ de cádmio causaram toxidez, resultando na morte das plantas. Na aveia preta, a dose máxima de 24 mg kg⁻¹ causou a morte das plantas. As concentrações de cádmio em ambas as espécies foram altas; porém, as concentrações encontradas foram devidas à baixa massa seca produzida pelas plantas. O nabo apresentou maior potencial fitoextrator de Cd em relação à aveia preta. Nesta condição de experimento, não foi detectada a interferência nos teores dos macronutrientes N, P, K, Ca e Mg, nos tecidos das plantas com o incremento das doses de Cd no solo.

^{1/*} Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (52 p.) Abril, 2008. Trabalho realizado com apoio financeiro do CNPq.

PHYTOEXTRACTION POTENTIAL FOR TURNIP AND BLACK OAT IN A CADMIUM CONTAMINATED HAPLUDULT SOIL

AUTHOR: Christina Venzke Simões de Lima

ADVISER: Prof. Dr. Egon Jose Meurer

SUMMARY

The accumulation of pollutant residues with heavy metal in the environment accents the concern about soils pollution and degradation. Phytoextraction is an emergent technology; however for its use we need to select vegetable species with determined characteristics, as capacity to accumulate metal, high biomass production and high index of translocation of the metal from roots to shoot. The objective of this work was to evaluate the accumulation and translocation capacity of turnip (*Raphanus sativus* L.) and black oat (*Avena strigosa* Schreb) for their potential use in the phytoextraction. The experiment was carried out in greenhouse, in pots with samples of an Hapludult soil. The experimental design was completely randomized, replicated three times, with five cadmium rates (0, 4, 8, 12 and 24 mg kg⁻¹). After 65 days, the biomass of roots and shoots were harvested and chemical analyses were performed. In turnip, the rates of 12 and 24 mg kg⁻¹ of cadmium caused toxicity, resulting in the plants death. In black oat, the rate of 24 mg kg⁻¹ caused plants death too. The cadmium concentration in both species was high due to the low dry mass produced by them. The turnip presented higher potential than black oat for cadmium extraction from the soil. Cadmium did not affect the content of N, P, K, Ca and Mg in plants tissue.

M.Sc. Dissertation in Soil Science – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (52 p.) April, 2008.

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO.....	01
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	03
2.1 Aspectos gerais.....	03
2.2 Metais pesados no solo e sua biodisponibilidade.....	04
2.3 O cádmio.....	06
2.3.1 Utilizações do cádmio.....	06
2.3.2 O cádmio no solo.....	08
2.3.3 Contaminação de solos por cádmio.....	10
2.3.4 O cádmio na planta.....	12
2.4 Fitorremediação.....	14
2.4.1 Fitoextração.....	17
2.5 Interferência da absorção de macronutrientes pelo tecido das plantas com a presença de cádmio.....	18
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	20
3.1 Local.....	20
3.2 Solo.....	20
3.3 Seleção das plantas.....	21
3.4 Tratamento e delineamento experimental.....	21
3.5 Instalação e condução do experimento.....	21
3.6 Análise química dos tecidos das plantas.....	22
3.7 Acúmulo e translocação do Cd nas plantas.....	22
3.8 Relação entre as doses de Cd e o teor de macronutrientes no tecido das plantas.....	23
3.9 Análise estatística.....	23

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	24
4.1 Desenvolvimento inicial das espécies nabo forrageiro e aveia preta na presença de cádmio.....	24
4.2 Produção de massa seca.....	24
4.3 Concentração de cádmio nas plantas.....	27
4.4 Cádmio acumulado por vaso.....	31
4.5 Índice de translocação.....	34
4.6 Relação entre altura das plantas e as doses de cádmio.....	36
4.7 Relação entre as doses de cádmio e o teor de macronutrientes no tecido das plantas.....	39
5. CONCLUSÕES.....	44
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	45

RELAÇÃO DE TABELAS

	Página
01. Produção primária mundial de cádmio.....	07
02. Principais usos do Cd no mundo ocidental (%)......	08
03. Concentrações aceitáveis de Cd no solo, níveis de contaminação e concentrações gatilho em função do uso do solo.....	11
04. Proteínas transportadoras facilitando o transporte de cádmio na planta.....	14
05. Vantagens e limitações da fitorremediação	16
06. Atributos selecionados do Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico arênico na camada de 0 -15 cm de profundidade.....	20
07. Quantidades de nitrogênio, fósforo e potássio, adicionadas aos vasos das espécies de nabo forrageiro (<i>Raphanus sativus</i> L.) e aveia preta (<i>Avena strigosa</i> Schreb), com doses crescentes de cádmio.....	21
08. Quantidades totais de cádmio acumulado por plantas de nabo forrageiro e aveia preta.....	32
09. Índice de Translocação (IT) de cádmio nas espécies de nabo forrageiro e aveia preta em função das doses crescentes de cádmio aplicadas no solo.....	35

- 10.** Redução da altura de plantas de nabo forrageiro e aveia preta, cultivadas em casa-de-vegetação, em função da adição de doses crescentes de cádmio no solo, comparada a testemunha.....

38

RELAÇÃO DE FIGURAS

	Página
01. Matéria seca das raízes e parte aérea da planta de nabo forrageiro, cultivada em casa-de-vegetação, submetida a doses crescentes de cádmio no solo.....	25
02. Parte aérea (A) e; raízes (B) da planta de nabo forrageiro, cultivada em casa-de-vegetação, submetida a doses crescentes de cádmio no solo.....	25
03. Matéria seca das raízes e parte aérea da planta de aveia preta, cultivada em casa-de-vegetação, submetida a doses crescentes de cádmio no solo.....	26
04. Parte aérea (A) e; raízes (B) da planta de aveia preta, cultivada em casa-de-vegetação, submetida a doses crescentes de cádmio no solo.....	27
05. Concentração de Cd nas raízes e parte aérea do nabo forrageiro (<i>Raphanus sativus</i> L.).....	28
06. Concentração de Cd nas raízes e parte aérea da aveia preta (<i>Avena strigosa</i> Schreb).....	29
07. Média das medidas de altura da planta de nabo forrageiro, cultivada em casa-de-vegetação, submetida a doses crescentes de cádmio no solo.....	37
08. Média das medidas de altura da planta de aveia preta, cultivada em casa-de-vegetação, submetida a doses crescentes de cádmio no solo.....	38

09.	Teores de macronutrientes, Ca (A), Mg (B), K (C), N (D) e P (E) nas raízes e na parte aérea do nabo forrageiro, em resposta a doses crescentes de cádmio no solo.....	40
10.	Teores de macronutrientes, Ca (A), Mg (B), K (C), N (D) e P (E) nas raízes e na parte aérea de aveia preta, em resposta a doses crescentes de cádmio no solo.....	41

LISTA DE SÍMBOLOS

Al – Alumínio
As – Arsênio
Ca – Cálcio
Cd – Cádmiio
cm – centímetro
cmol_c– centimol de carga
Co – Cobalto
CO₂– Dióxido de carbono
Cu – Cobre
Cr – Cromo
CTC – Capacidade de troca catiônica
dm – decímetro
EUA – Estados Unidos da América
Fe – Ferro
g – grama
GCP - bomba de glutathione conjugada ao S
ha - hectare
Hg – mercúrio
IT – Índice de translocação
ITR1 - Proteínas transportadoras de ferro
K – Potássio
Kg – quilograma
Km – quilômetro
L – Litro

LV - Latossolo Vermelho-Amarelo
Mg – Magnésio
Mn – Manganês
mg – miligrama
N – Nitrogênio
Ni – Níquel
P – Fósforo
Pb – Chumbo
PVA - Argissolo Vermelho- Amarelo
PVC - Cloreto de polivinila
S – Enxofre
Se – Selênio
sp – Espécie
t – Tonelada
Ti – Titânio
U – Urânio
ZIP - Proteínas transportadoras de zinco
Zn – Zinco
 μg - micrograma
 μmol - micromol

1. INTRODUÇÃO

A expansão urbana e industrial está aumentando a produção de resíduos poluentes, acentuando, assim, a preocupação com a contaminação, poluição e degradação dos solos e das águas superficiais e subterrâneas. Na composição destes resíduos são encontrados compostos xenobióticos, patógenos e metais pesados, que provocam alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, resultando em danos ao ambiente.

Os metais pesados são encontrados naturalmente no solo em concentrações inferiores às consideradas tóxicas aos organismos vivos. Entretanto, a aplicação de lixo urbano e de lodo de esgoto, a utilização de agrotóxicos e fertilizantes, a disposição de resíduos sólidos no solo, entre outros, poderão aumentar as concentrações destes metais até níveis tóxicos.

Dentre as indústrias mais impactantes do ambiente estão as dos setores mineiro e metalúrgico. Essas, produzem grandes quantidades de rejeitos que possuem em sua composição altos teores de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, e Zn. O Cd é grande poluente do solo e das águas e, afeta a atividade microbiana no solo, a produção agrícola e pode entrar facilmente na cadeia alimentar com potencial de risco para a saúde humana e animal.

A remoção do cádmio do solo pode ser realizada por diferentes técnicas de remediação físicas e químicas. No entanto, a crescente demanda por formas menos agressivas ao ambiente incentivou o desenvolvimento da remediação de solos contaminados com menor impacto ambiental do que as técnicas tradicionais. Este processo é conhecido como fitorremediação, uma alternativa que emprega espécies vegetais para descontaminar ambientes contaminados ou poluídos.

Os termos contaminação e poluição, embora sejam utilizados como sinônimos, não possuem o mesmo significado. A contaminação ocorre quando há o aumento da concentração de determinado elemento em relação às concentrações naturais. Enquanto que, o termo poluição é utilizado quando o aumento dessas concentrações afetam o ambiente e, dessa forma comprometem sua funcionalidade e sustentabilidade.

Algumas espécies de plantas apresentam mecanismos que podem minimizar os efeitos deletérios do Cd e outros metais pesados no ambiente pela absorção, acumulação e translocação destes elementos no tecido vegetal (raízes, hastes e folhas); A utilização de espécies vegetais na remediação de áreas contaminadas é promissora, pois apresenta vantagens, como a possibilidade de sua adoção em áreas extensas e de possuir baixo custo operacional. Porém, sendo uma tecnologia recente e por encontrar-se em fase de pesquisa, há a necessidade de estudar a tolerância de novas espécies vegetais, que possam se desenvolver e acumular o cádmio em seus tecidos, em níveis crescentes de contaminação (hiperacumuladoras).

Este estudo teve como objetivo avaliar o potencial de fitoextração de duas espécies vegetais, o nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.) e a aveia preta (*Avena strigosa* Schreb), em solo contaminado por cádmio e a influência deste elemento na absorção dos macronutrientes N, P, K, Ca e Mg, pelas plantas.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Aspectos gerais

O solo compreende constituintes orgânicos, minerais, gasosos e líquidos, sendo habitado por uma grande quantidade de microrganismos, que catalisam várias reações (Zeitouni, 2003). Diante disso, não pode ser considerado apenas como um depósito de contaminantes, mas deve ser levado em consideração o seu poder tampão natural, que controla o transporte de elementos químicos e substâncias para a atmosfera, hidrosfera e biota (Kabata-Pendias & Pendias, 2001).

Com o crescente aumento da produção industrial, houve acentuado incremento na geração de resíduos. No Brasil, produzem-se anualmente cerca de três milhões de toneladas de resíduos industriais perigosos. Deste montante, apenas 600 mil toneladas recebem tratamento adequado e (Abetre, 2008) e o restante é simplesmente descartado no ambiente. A eliminação desses resíduos, controlada ou descontrolada, é responsável pela migração de poluentes que contribuem para contaminação e/ou poluição do ecossistema.

Os metais pesados apresentam uma problemática diferente dos poluentes orgânicos, pois estes podem ser degradados pelos microrganismos do solo, enquanto que para os metais há a necessidade de imobilizá-los ou de removê-los fisicamente (Ghosh & Singh, 2005). Nesse enfoque, aplicações sucessivas de resíduos contendo metais pesados nos solos têm sido questionadas quanto ao seu possível impacto ambiental, entretanto a forma que o poluente se encontra no ambiente é que acentua o risco. O mesmo pode apresentar-se complexado à matéria orgânica e formar complexos de superfície com óxidos, diminuindo sua mobilidade no solo, porém podem

também formar complexos com ligantes orgânicos de baixo peso molecular, potencializando sua solubilidade (Costa, 2005).

2.2 Metais pesados no solo e sua biodisponibilidade

Os metais pesados são elementos que possuem massa específica maior do que $5,0 \text{ g cm}^{-3}$ e são encontrados naturalmente no solo em concentrações que variam de μg a mg kg^{-1} (Marsola et al., 2005). A expressão metais pesados, comumente utilizada, não necessariamente apresenta a melhor definição para os elementos, podendo também ser referida como "metais traço", "elementos traço", "metais tóxicos", entre outros (Adriano, 2001). Metais tóxicos é uma alternativa ao termo metais pesados, sendo aplicável somente aos elementos não essenciais, como Pb, Cd, Hg, As, Ti e U e não é apropriado para os elementos que são biologicamente essenciais como Co, Cu Mn, Se e Zn (Alloway, 1993).

Os estudos relativos a metais pesados nos ecossistemas têm indicado concentrações elevadas desses elementos em ambientes próximos a complexos industriais urbanos e em áreas de agricultura altamente tecnificada. Observou-se, nesses ambientes, que os solos têm sido contaminados com As, Cd, Hg, Ni e Pb, entre outros metais (Alloway, 1993). Porém, o teor total de metais não pode ser utilizado como índice para estimar a biodisponibilidade dos mesmos em solos contaminados, pois somente as formas solúveis estarão disponíveis para absorção pelas raízes de plantas e apresentarão mobilidade no perfil do solo (Costa, 2005).

Os metais podem encontrar-se nos solos em diferentes formas; na forma iônica ou complexada com ânions inorgânicos ou ligantes orgânicos (biomoléculas e ácidos fúlvicos) solúveis, podendo ser absorvidos pelas plantas e, também, ser lixiviados no perfil do solo (Costa, 2005). A concentração dos metais, na forma solúvel, está em constante variação, dependendo da força iônica da solução, da concentração de outros íons, do pH, umidade, temperatura, reações de oxirredução, absorção pelas plantas, entre outros fatores. Os metais também podem apresentar-se como íons trocáveis no material orgânico ou inorgânico de troca ativa. Nesta forma, 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). A forma trocável também é conhecida por complexo de esfera-externa e os íons estão em equilíbrio com o sistema aquoso, podendo se tornar disponíveis para o sistema radicular das plantas (Sposito, 1989). Quando os metais apresentam-se como íons mais firmemente retidos aos complexos de troca, de forma covalente, o processo é conhecido por complexação de esfera-interna (adsorção específica), onde a reação envolve alta energia de ligação e, os metais são liberados de forma muito lenta pro ambiente (Costa et al, 2006).

No caso de solos arenosos, onde os teores de argila, óxidos, matéria orgânica e CTC são baixos, os metais apresentam-se principalmente na forma trocável ou mesmo solúveis. Ao contrário, quando ocorre a presença de elevados teores de argila, óxidos ou húmus, os metais estão mais fortemente retidos (Simão & Siqueira, 2001). Desta forma, a interação entre os metais e os solos pode variar consideravelmente com a natureza do solo, influenciando, também, na fitodisponibilidade dos metais. A fitodisponibilidade é determinada pela interação com os colóides e as características dos solos, bem como com a duração do contato com a superfície destes metais. Isso indica que o crescimento de plantas em diferentes solos, com a mesma concentração total de metal podem variar em suas respostas fitotóxicas, devido às diferenças entre solos na sua capacidade sortiva.

Portanto, a transferência de metais pesados dos solos às plantas é dependente de três fatores: da quantidade total de elementos disponíveis na solução (fator quantidade), da atividade dos íons na solução do solo (fator intensidade) e da taxa de transferência do elemento da fase sólida às fases líquidas e às raízes da planta (Brümmer et al., 1986).

Dentre os metais pesados, o cádmio e seus compostos são considerados contaminantes de alta periculosidade para o ambiente e à saúde humana, tendo uma toxicidade de 2 a 20 vezes maior que muitos outros metais pesados (Vassilev et al., 1998).

2.3 O cádmio

O cádmio foi descoberto por Friedrich Strohmeyer na Alemanha em 1817, quando percebeu em seus estudos, que algumas amostras de carbonato de zinco que não estavam completamente puras alteravam sua coloração quando submetidas a aquecimento. Entretanto, quando puras, permaneciam com a mesma cor. Após estudos para tentar purificar as amostras que alteravam a coloração, Friedrich conseguiu isolar o cádmio (Webelements, 2008) e foi denominado dessa forma devido ao fato desse elemento ter sido extraído da cadmia, o termo usado para o minério calamite, associado com carbonato de zinco (Soft Ciências, 2008).

O cádmio, cujo símbolo é Cd, número atômico 48 e massa atômica 112,41g, pertence ao grupo dos metais de coloração cinza prateada metálica e está disponível em diversas formas incluindo folha, grânulo, pelete, pó, bastão, fio, dentre outras. É um metal macio, altamente tóxico e pertence ao grupo IIB da tabela periódica (Cardoso & Chasin, 2001). É um elemento raro e não é encontrado puro na natureza, sendo, em sua maioria, produzido como subproduto da extração de Zn, Cu e Pb (Zeitouni, 2003; Vilar, 2002).

2.3.1 Utilizações do cádmio

A implementação de produtos contendo Cd em sua estrutura fez com que a produção mundial aumentasse de apenas 20 toneladas em 1920 para cerca de 12.000 toneladas no período de 1960 a 1969, 17.000 toneladas de 1970 a 1984 e, mantendo-se desde 1987 entre 16.000 a 20.000 toneladas (Ololade & Ologundudu, 2007), podendo ser observada na Tabela 1.

O cádmio é predominantemente consumido em países industrializados como, por exemplo, EUA, Japão, Bélgica, Alemanha, Grã-Bretanha e França. Esses países representam cerca de 80% do consumo mundial (Goering et al., 1995).

TABELA 1. Produção primária mundial de cádmio.

Ano	Produção (t ano⁻¹)
1992	20.200
1993	19.500
1994	18.410
1995	19.480
1996	18.490
1997	20.150
1998	19.310
1999	19.510
2000	19.210
2001	17.550
2002	16.200
2003	17.060
2004	16.650

Fonte: Plachy (2008).

O Brasil, apesar de ter uma produção mineral bastante diversificada, sendo considerado um grande exportador, depende da importação de alguns produtos, tais como o petróleo bruto, o carvão metalúrgico, o potássio e matérias-primas para metalurgia de metais não-ferrosos, Cu, Zn e, conseqüentemente o Cd (Cardoso & Chasin, 2001). O Cd tem sua utilização limitada, devido a suas características de metal perigoso, porém suas aplicações são muito comuns em materiais conhecidos. Por ser altamente resistente à corrosão, apresenta como principal aplicação a eletrodeposição de uma película protetora em torno de diversos objetos, aumentando assim a sua resistência à corrosão atmosférica (Ilo, 1998). Dentre os objetos mais comuns revestidos com cádmio encontram-se os pregos, porcas, parafusos, alicates, algumas peças de automóveis, caminhões, máquinas agrícolas e aviões (Ilo, 1998; Cardoso & Chasin, 2001).

O Cd é utilizado como estabilizador de cloreto de polivinila (PVC) e pigmentos de plásticos e vidros (Cardoso & Chasin, 2001) e, por apresentar grande resistência ao calor e possuir elevado poder de fixação, pertence a um dos mais importantes grupos de estabilizantes de plásticos (Tötsch, 1990).

O Cd também está presente na constituição de ligas metálicas tais como soldas fracas, soldas de prata e ligas de baixo ponto de fusão (Cardoso & Chasin, 2001). As ligas de Cd e Zn são especialmente indicadas para soldar o alumínio e são utilizados generalizadamente na soldadura por pontos das bases das lâmpadas elétricas (Vilar, 2002). Encontra-se, também, na composição de vidros e cerâmicas esmaltadas, fertilizantes fosfatados (o qual está gerando muitos estudos, devido sua grande aplicabilidade em áreas agrícolas), aditivos em indústria têxtil, produção de filmes fotográficos, amálgama em tratamento dentário, entre outros produtos (Ilo, 1998).

Dentre tantas aplicações, a indústria de Cd versa sobre a fabricação de pilhas e baterias de Ni-Cd, que apresentam características de um tempo de vida útil superior ao das pilhas e baterias tradicionais, podendo ser observado na Tabela 2 que apresentou uma média, no mundo ocidental, de 75% de consumo nos últimos oito anos (Cardoso & Chasin, 2001).

TABELA 2. Principais usos do Cd no mundo ocidental (%)

Aplicações	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Baterias	69	70	72	73	75	77	78	80	81
Pigmentos	13	13	13	13	12	12	12	11	11
Revestimentos	8	8	8	8	8	8	8	7	6
Estabilizantes	8	7	6	5	4	4	1,5	1,5	1,5
Outros usos	2	2	1	1	1	<1	0,5	0,5	0,5

(Fonte: Plachy, 2008)

Com a elevada produção e utilização de materiais contendo Cd, ocorre a preocupação da destinação final de resíduos desses processamentos, visto que o lançamento ao solo envolve toda a área global afetada como, as águas superficiais e subterrâneas, as plantas, a fauna e mesmo o homem.

2.3.2 O cádmio no solo

As concentrações de Cd no solo, de origem natural, são geralmente baixas, estando avaliadas em 0,15 – 0,2 mg kg⁻¹. Ocorre em rochas magmáticas e sedimentares e possui densidade de 8,65 g cm⁻³ (Souza et al., 1998).

As concentrações de Cd, consideradas normais em solos, são inferiores a 1 mg kg^{-1} , mas permite-se, na Europa e em outros continentes, que solos agrícolas apresentem até 3 mg kg^{-1} (Oliveira, 2002). No cerrado brasileiro, realizaram-se estudos em latossolos derivados de rochas básicas e encontraram um teor total médio de 10 mg kg^{-1} (Ker, 1995). O Cd, por não ser um metal que se encontre em estado puro na natureza, é um subproduto da produção, principalmente, do Zn, seguindo os níveis de produção do mesmo. Nos minérios, o Cd e o Zn são encontrados em uma relação de 1:100 a 1:1000, respectivamente (Oliveira, 2002). Portanto, altas concentrações de Cd são encontradas, normalmente, junto às áreas de depósitos de minérios de Zn, Pb e Cu, tendo sido registrados valores de mais de 100 mg kg^{-1} (Vilar, 2002).

No solo, a biodisponibilidade do Cd, está diretamente ligada às propriedades do solo, das quais sobressaem-se principalmente o pH, os teores de argila, matéria orgânica, CTC e óxidos. O efeito do pH na adsorção de Cd tem sido muito estudado, mostrando que o pH da solução do solo tem forte influência na adsorção de Cd em solos altamente intemperizados, aumentando a adsorção com a elevação do pH (Zeitouni, 2003). Portanto, o destino do Cd, bem como de outros elementos, no solo depende de vários processos que ocorrem no meio, tais como a dissolução, absorção, complexação, migração, precipitação, complexação orgânica e absorção pelas plantas (Kabata-Pendias & Pendias, 2001).

A seletividade de minerais de argila e óxidos em solos por metais divalentes geralmente seguem a ordem $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cd}$, podendo ocorrer diferenças entre minerais e com variações do pH. O Cd é considerado hidrossolúvel e apresenta maior mobilidade nos solos, o que o torna mais biodisponível, tendendo à bioacumulação (Cardoso & Chasin, 2001). Embora considerado por alguns autores como altamente móvel (Alloway, 1993), resultados de pesquisa para avaliar sua mobilidade no perfil do solo têm sido contraditórios, deixando claro que o mesmo procede dependendo das condições intrínsecas do solo (Adriano, 2001; Amaral Sobrinho et al., 1998).

2.3.3 Contaminação dos solos por cádmio

As fontes de Cd nos solos podem ser tanto naturais como antropogênicas. Os processos naturais que contribuem para o aparecimento de metais pesados nos solos podem ser por intemperismo das rochas (Guilherme et al., 2005), erosões, desastres naturais (inundações, terremotos, maremotos, vendavais) e atividades vulcânicas (Vilar, 2002).

As fontes antropogênicas são resultantes das atividades de mineração e fusão do Cd e Zn, produção, consumo e disposição de produtos que utilizam o Cd em sua composição, aplicação de lodos de esgoto em solos, poluição atmosférica, baterias e queima de combustíveis fósseis bem como, resíduos de outros processos (Camargo et al., 2001). Os fertilizantes fosfatados também são um bom exemplo de contaminação. Embora a concentração de Cd nestes fertilizantes seja variável, o uso contínuo resulta na elevação dos níveis de Cd nos solos agrícolas (Garbisu & Alkorta, 2001).

Como resultado da necessidade crescente do Cd pela indústria, a poluição ambiental por esse elemento tem aumentado rapidamente nas últimas décadas. Ao contrário do Pb, Cu e Hg, que têm sido utilizados a séculos, o Cd tem sido usado em grande escala somente nos últimos dois séculos (Oliveira, 2002). No entanto, embora com a utilização relativamente recente, existem muitos casos preocupantes de contaminação dos solos por Cd ocorridos pelo mundo. Um exemplo de área contaminada foi no estado de Montana, nos Estados Unidos, em uma área vizinha de uma fundição, onde foi detectada uma média de 72 mg kg^{-1} no raio de 1 km e aproximadamente 2 mg kg^{-1} entre 20 e 60 km do ambiente contaminado (Cardoso & Chasin, 2001)

Diante de problemas relacionados à contaminação dos solos por Cd e outros metais, torna-se imprescindível a elaboração de legislação que atue sobre concentrações permissíveis de determinado elemento no solo, bem como a caracterização do solo o qual o metal está presente, não levando em consideração somente o teor total do elemento, mas toda a dinâmica envolvida.

No Estado de São Paulo, a CETESB redigiu em relatório os níveis de concentrações aceitáveis de Cd, níveis de contaminação moderada e severa e as concentrações gatilho de acordo com o uso do solo. Na contaminação moderada, a área deve ter uma investigação mais detalhada, a

fim de detectar o potencial de impacto no solo e no ecossistema. Na contaminação severa exige ação de remediação para minimizar seu impacto. Nas concentrações gatilho são aquelas acima das quais se deve proceder uma técnica de remediação da área ou mudar o plano de uso do solo (Tabela 3).

TABELA 3. Concentrações aceitáveis de Cd no solo, níveis de contaminação e concentrações gatilho em função do uso do solo.

Metal	Concentração		Contaminação		Situação gatilho				
	aceitável no solo (pH < 6,5)		Moderada	Severa	R/A ⁽¹⁾	C/P ⁽²⁾	Industrial	JdL ⁽³⁾	P ⁽⁴⁾
	-----mg kg ⁻¹ -----								
Cádmio	1		5	20	1-6	4	8	3	15

⁽¹⁾ R/A – residencial e agrícola. ⁽²⁾ C/P – comercial e parques. ⁽³⁾ JdL – jardim doméstico, loteamento. ⁽⁴⁾ Parque

Fonte: Accioly & Siqueira (2000) modificado por Santos (2005).

Com a contaminação dos solos por Cd, conseqüentemente o ambiente como um todo está sendo atingido. No mundo, acidentes dessa ordem já têm sido relatados, inclusive no Brasil. O caso mais conhecido de intoxicação por Cd ocorreu no Japão, após a II Guerra Mundial, quando diversas pessoas, entre elas plantadores de arroz e pescadores, apresentaram dores reumáticas, mialgias, distúrbios renais e até deformidades ósseas. Tais sintomas ficaram conhecidos como doença *Itai-Itai*, a qual surgiu em função da intoxicação por Cd, devido ao consumo de arroz contaminado por água de irrigação proveniente de efluentes de uma indústria processadora de Zn-Pb. Na Espanha, também ocorreu acidente onde o Cd foi o agente de contaminação, em que uma mina de cobre mantinha na lagoa de tratamento os resíduos decorrentes de processo de flotação para posterior complexação com sulfetos e recuperação de concentrados de calcopirita, galena, esfarelita e pirita (Cardoso & Chasin, 2001).

No Brasil, observaram-se elevadas taxas de Cd no sangue de crianças na Bahia, provocadas pelo uso de escórias de Cd provenientes de uma metalúrgica de Pb (Tavares, 1990; Cardoso & Chasin, 2001). No Rio de Janeiro, ocorreu um desastre de ordem ecológica, em que uma fábrica de Zn eletrolítico despejou mais de 50 milhões de litros de água e lodo, com diversos

metais, principalmente Zn e Cd (Gonçalves (1996) citado por Cardoso & Chasin, 2001).

Existem técnicas de descontaminação dos solos que envolvem processos químicos ou físicos, os quais são, em geral, tecnicamente difíceis, de custos elevados e impactantes ao ambiente (Accioly & Siqueira, 2000). As técnicas tradicionais, geralmente, exigem a remoção do solo contaminado para tratamento e, após, retornam à área original. Dentre os vários métodos de remediação de solos contaminados incluem-se o isolamento, escavação, imobilização, separação física e extração. A seleção da tecnologia a ser aplicada no local depende da forma do contaminante e das características do local, buscando o método que forneça o melhor custo-benefício (Zeitouni, 2003).

Na busca de menor impacto ambiental, uma forma mais econômica e melhor aplicável é que se investiga a utilização de plantas na remoção de metais pesados do solo. Essa técnica tende a ser promissora na recuperação de locais contaminados por metais pesados, e apresenta diversas vantagens, como a possibilidade de aplicação em áreas extensas, baixo custo operacional, e redução da erosão e lixiviação dos contaminantes. Apresentando essas características, a utilização de plantas para remoção do Cd no solo deve ser melhor investigada, por ser uma técnica recente, havendo a necessidade de se testar novas plantas para que possam ser eficientemente cultivadas em áreas contaminadas no Brasil (Zeitouni, 2003).

2.3.4 O cádmio na planta

O cádmio é um elemento não essencial para os processos metabólicos da planta (Leita et al., 1996). Acredita-se que os íons metálicos tóxicos entram na célula através dos sistemas de absorção utilizados por íons metálicos fisiologicamente importantes, como o Cu e o Zn (Sanità di Toppi & Gabbrielli, 1999).

As plantas absorvem os cátions livres em solução porque as células das raízes apresentarem um potencial negativo ao longo da membrana celular, favorecendo a absorção de espécies catiônicas. Já os cátions complexados

apresentam menores cargas positivas ou até mesmo cargas negativas (Sposito, 1989), sendo menos absorvidos pelas plantas.

Diversos fatores podem interferir na absorção e/ou distribuição de Cd na planta, como o estágio de desenvolvimento que a mesma se encontra, o tempo de exposição ao metal e a própria espécie química do elemento. Nesse contexto, as espécies ou variedades de uma mesma espécie vegetal, expostas a uma concentração similar de Cd, podem diferir na absorção e/ou distribuição interna desse elemento na planta (Soares, 2001). Outros fatores do solo como pH, matéria orgânica, concentração do metal, presença de ânions, textura, temperatura, luminosidade, umidade, aeração e potencial redutor do solo (Kabata-Pendias & Pendias, 2001), também afetam na absorção e translocação do Cd na planta.

Estudos sobre a distribuição do Cd nos tecidos das plantas mostraram que uma fração considerável absorvida é imobilizada nos tecidos da raiz e permanece localizada no espaço livre aparente. No entanto, a fração de Cd não imobilizada é relativamente móvel dentro da planta (Garbisu & Alkorta, 2001; Leita et al., 1996).

A presença de Cd em altas concentrações e móveis dentro da planta, pode afetar a planta de diversas formas, como a capacidade da planta em realizar fotossíntese, alterar a atividade de diversas enzimas, interferir na absorção de nutrientes e da água, podendo causar impactos nos processos metabólicos da planta, impedindo seu crescimento e desenvolvimento (Vilar, 2002). Porém, existem mecanismos de transporte que podem ser formados com o Cd fazendo com que o mesmo não se torne tóxico para a planta. Alguns tipos de transportes estudados são os realizados por proteínas transportadoras, por enzimas e por complexação de metais (Meagher, 2000). Este processo é explicado a partir do sistema fisiológico molecular da planta (Tabela 4).

TABELA 4. Proteínas transportadoras facilitando o transporte de Cd na planta.

Proteínas transportadoras de zinco (ZIP)	Capturam Zn e Fe e metais tóxicos (Cd) carregando-os através da membrana plasmática dentro das raízes e/ou através da membrana tonoplástica, dentro dos vacúolos. São inibidas por Mn, Co, Cd e/ou Cu o que indica que elas podem transportar esses metais bem como os nutrientes.
Proteínas transportadoras de ferro (ITR1)	Podem ser ativadas de várias formas diferentes e eficientemente transportar Cd e Zn.
Transporte via bomba GCP (bomba de glutathiona conjugada ao S)	Pode ocorrer de duas formas. Na primeira as fitoquelatinas formam complexos tetraédricos com o Cd, aumentando a sua tolerância. Essas estruturas podem ajudar no transporte e na captura desses metais nos vacúolos, via a bomba GCP. Na segunda forma, os metais tóxicos podem ser complexados com glutathionas e então bombeados pela GCP dentro dos vacúolos ou fora das raízes.
A expressão da enzima ArsC	Reduz o arsenato para arsenito em plantas (<i>Arabidopsis thaliana</i>) e também aumenta a tolerância e a acumulação de Cd

Fonte: (Meagher, 2000).

2.4 Fitorremediação

Há interesse em se detectar contaminações de metais em solos e águas, bem como, encontrar meios, que possibilitem a descontaminação do ambiente (Oliveira et al., 2001). A fitorremediação é uma tecnologia que utiliza plantas na remoção, transferência ou estabilização de elementos tóxicos de determinado local contaminado (Lasat, 2000).

Nos últimos dez anos, surgiram nos EUA e na Europa companhias que exploram a fitorremediação para fins lucrativos, como a norte americana Phytotech e a alemã BioPlanta, e indústrias multinacionais, como Union Carbide, Monsanto e Rhone-Poulenc, que empregam a fitorremediação em seus próprios sítios contaminados (Glass, 1998). A utilização de plantas para remoção de contaminantes do ambiente não é recente. Cerca de 300 anos atrás, foi proposta a utilização de plantas para o tratamento de águas residuais na Alemanha (Zeitouni, 2003). No fim do século XIX, as espécies *Thlaspi caerulescens* e *Viola calaminaria* foram as primeiras espécies vegetais documentadas em acumular elevados níveis de metais em sua parte aérea. Na

década de 40, foram identificadas plantas capazes de acumular 1% de Ni em sua biomassa. Mais recentemente, Rascio (1977), citado por Zeitouni (2003), relatou alta tolerância de *Thlaspi caerulescens* ao acúmulo de Zn. Apesar dos relatórios subseqüentes alegando identificação de plantas hiperacumuladoras de Co, Cu, e Mn, a existência de plantas hiperacumuladoras de Cd, Ni, Se, e Zn tem sido questionada e requer maiores estudos (Lasat, 2000).

Por definição, as hiperacumuladoras têm a capacidade de acumular na matéria seca das folhas concentrações que excedem 100, 1.000, 1.000 e 10.000 mg kg⁻¹ de Cd, Cu, Pb, e Zn, respectivamente (Schmidt, 2003; Lasat, 2000). Um exemplo de acumulação de altas concentrações foi visto por Brooks et al. (1998) com valores superiores a 1.000 mg kg⁻¹ de Ni, e de 10.000 mg kg⁻¹ de Zn. Infelizmente, a maioria das espécies vegetais capazes de hiperacumular os metais do solo não possuem as características mais desejáveis para sua utilização em sistemas de remediação, como adaptabilidade, crescimento rápido e, principalmente, elevada biomassa (Simão & Siqueira, 2001; Marques et al., 2000; Accioly & Siqueira, 2000). Nas espécies consideradas não hiperacumuladoras o potencial baixo para a bioconcentração do metal é compensado freqüentemente pela grande produção de biomassa.

A fitorremediação pode ser compreendida em: fitoestimulação, onde as raízes em crescimento promovem a proliferação de microrganismos degradativos na rizosfera que usam os metabólitos exudados da planta como fonte de carbono e energia (Cunningham et al., 1996; Dinardi et al., 2003); Rizofiltração, mecanismo no qual se empregam plantas terrestres para absorver, concentrar e/ou precipitar os contaminantes de um meio aquoso, particularmente metais pesados ou elementos radioativos, através do seu sistema radicular (Cunningham et al., 1996); Fitovolatilização, onde alguns sais ou complexos de Hg, Se e As são absorvidos pelas raízes, e são convertidos em formas gasosas não tóxicas e após liberados para a atmosfera (Cunningham et al., 1996; Accioly & Siqueira, 2000); Fitodegradação, onde os contaminantes orgânicos são degradados ou mineralizados nas células vegetais por enzimas específicas; Fitoestabilização, os contaminantes orgânicos ou inorgânicos são incorporados à lignina da parede vegetal ou a matéria orgânica do solo precipitando os metais sob formas insolúveis, sendo posteriormente complexados; E, o mecanismo mais utilizado é a fitoextração,

onde ocorre a absorção dos contaminantes pelas raízes, os quais são nelas armazenados ou translocados e acumulados na parte aérea.

A fitorremediação apresenta elevado potencial de utilização devido às vantagens que apresenta em relação às técnicas convencionais de remediação de contaminantes do solo. No entanto, apresenta algumas limitações por ser uma tecnologia em desenvolvimento. Apesar de existirem limitações, os benefícios apresentados pela fitorremediação a tornam uma técnica promissora e, desta forma, a mesma deve continuar sendo estudada a fim de testar novas plantas, com potencial de fitoextração, para que possam ser eficientemente cultivadas em áreas contaminadas no Brasil (Tabela 5).

TABELA 5. Vantagens e limitações da fitorremediação.

Vantagens	Limitações
Técnica economicamente viável comparada às técnicas convencionais	Os solos não são remediados se os metais não estiverem ao alcance das raízes
Melhoria da paisagem	Tecnologia ainda em desenvolvimento.
Reduz impacto ambiental	Tratamento mais lento que pelas técnicas físico-químicas tradicionais.
Aceitação pública	Se a concentração é muito tóxica a vegetação pode não se desenvolver
Útil em local que a quantidade de solo a descontaminar não é muito alta	Conhece-se pouco sobre o cultivo, a genética, a reprodução e as doenças das plantas fitorremediadoras
Redução do escoamento superficial	As plantas fitoextratoras não são comercializadas
Redução dos lixiviados e contaminantes no solo	As plantas podem não se adaptar às condições climáticas e ambientais dos solos a descontaminar
O produto final (a planta) pode ser valorizado economicamente – reciclagem dos metais	Pode haver propagação da contaminação na cadeia alimentar se as plantas acumuladoras forem ingeridas por animais
Útil na remediação de solos contaminados por misturas heterogêneas (orgânicos e metais)	A área a descontaminar deve ser suficiente para permitir a aplicação de técnicas de cultivo
Fácil colheita com a tecnologia existente	Conhece-se pouco sobre a especificidade de cada planta em absorver diferentes metais
Processo que fornece sua própria energia (fotossíntese)	Necessitam-se maiores estudos sobre a destinação da biomassa pós-colheita.

Fonte: Nascimento & Xing (2006); Zeitouni (2003); Dinardi (2003); Chaney (1997).

2.4.1 Fitoextração

A planta apresenta diferentes mecanismos para resistir a ambientes contaminados por cádmio. Pode estar apenas immobilizando o metal nas raízes e na parede celular, em um mecanismo em que a mesma os evita, tornando a planta tolerante ao metal, porém não necessariamente acumuladora. 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 & Alkorta, 2001). As plantas podem ser denominadas exclusoras, quando a concentração do metal absorvido mantém-se constante até que seja atingido o nível crítico no substrato. Essas plantas são mais indicadas para processos de fitoestabilização (Accioly & Siqueira, 2000). Quando ocorre a absorção passiva e as concentrações internas refletem os teores externos denominam-se plantas indicadoras. E, as acumuladoras, que são plantas indicadas para fitoextração, apresentam a capacidade de manter níveis internos mais elevados que do substrato de cultivo (Simão & Siqueira, 2001; Marques et al., 2000; Accioly & Siqueira, 2000).

A fitoextração é uma técnica emergente que tem por objetivo extrair contaminantes do solo utilizando plantas com a capacidade de transferir os metais do solo das raízes para a parte aérea e, desta forma, podendo ser removida do ambiente poluído. O processo de extração depende da habilidade da planta selecionada em acumular o metal em sua parte aérea sob condições de solo e de clima específicos do ambiente a ser remediado. Vários fatores contribuem para o sucesso da fitoextração, como a biodisponibilidade do metal e a capacidade da planta em acumular metais (Nascimento & Xing, 2006).

A fitoextração compreende o seguinte protocolo: (1) O cultivo das plantas no local contaminado; (2) remoção de biomassa colhida com o metal acumulado; (3) realização de tratamentos pós-colheita, como a posterior eliminação da biomassa como resíduos perigosos, e/ou; (4) a eventual recuperação dos metais da biomassa enriquecida com o metal.

Portanto, o intuito de um processo de fitoextração é que os metais absorvidos sejam translocados das raízes para a parte aérea das plantas, podendo ser realizada a colheita utilizando métodos da agricultura tradicional.

A recuperação do contaminante na biomassa da planta é um fato atraente financeiramente e ecologicamente, e tem recebido atenção crescente nos últimos anos, pela possibilidade de resposta ao crescente mercado de produtos da fitorremediação, como a reciclagem dos metais extraídos (Glass, 1998).

Depois da colheita, a biomassa pode ser processada e por seguinte, recuperada a maior parte dos metais. Quando ocorre a queima da planta, a energia produzida representa valorização econômica do processo e as cinzas podem ser tratadas como um minério, podendo ser extraído, também, o contaminante absorvido pela planta. Da mesma forma, o volume ou peso da massa vegetal pode ser reduzido por processos térmicos, físicos, químicos ou microbianos (Zeitouni, 2003).

Existem indícios de que a fitoextração do Cd em solos agrícolas poderia ser facilmente implementada devido a mobilidade do Cd no sistema solo-planta, em comparação, por exemplo, ao Pb e Zn (Robinson et al., 1998). E algumas espécies apresentam maior tolerância e acúmulo de metais e, pertencem geralmente às seguintes famílias: Caryophyllaceae, Cruciferae, Cyperaceae, Gramineae, Leguminosae e Chenopodiaceae (Kabata-Pendias e Pendias, 2001). A capacidade de bioacumulação dos metais pelas plantas varia com a natureza das espécies vegetais, bem como a natureza dos metais contaminantes. A sobrevivência das espécies que crescem em solos contaminados é relacionada à capacidade de tolerar, e não de anular, a toxicidade do elemento contaminante (Berton, 2000).

O nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.) e a aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) são espécies rústicas, pouco exigentes, com alta produção de biomassa, de crescimento rápido e constituem importantes componentes em sistemas agrícolas, já que melhoram as condições físicas, químicas e biológicas do solo (Giacomini et al., 2003).

2.5 Interferência na absorção de macronutrientes pelas plantas com a presença de cádmio

A absorção de nutrientes pelas plantas e a toxicidade dos metais pesados apresentam uma grande dependência do elemento químico presente. As plantas, quando submetidas a ambientes contaminados por Cd, apresentam

uma série de distúrbios fisiológicos e nutricionais (Kabata-Pendias & Pendias, 1984; Soares, 2001; Paiva, 2000). São considerados distúrbios nutricionais a interferência do Cd sobre a absorção, a translocação e as funções dos nutrientes, podendo afetar fisiologicamente a planta, pois passa a ter deficiência ou excesso de determinados nutrientes na parte aérea, prejudicando o desenvolvimento e o crescimento normal das plantas (Paiva, 2000).

A absorção e a translocação do Cd na planta podem diminuir ou aumentar a absorção de macronutrientes, afetando a disponibilidade e distribuição dos mesmos em muitas espécies de plantas (Costa & Morel, 1994), por competição direta na absorção de íons, interferindo na permeabilidade das membranas plasmáticas e, reduzindo a atividade da H⁺-ATPase (Obata et al., 1996). Esta redução pode ser um fator determinante para a absorção ou exclusão de muitos nutrientes, pois a atividade da H⁺-ATPase é essencial para o transporte de muitos solutos (Vilar, 2002).

No entanto, os efeitos do Cd variam em função do tempo de exposição da planta ao metal. Quanto maior o tempo de exposição, maior é a interferência do metal sobre os sistemas metabólicos da planta (Oliveira et al., 2001).

Existem poucos estudos relacionados com a influência da presença de Cd sobre o índice de translocação de nutrientes em plantas herbáceas, que são espécies amplamente estudadas em programas de fitorremediação. Portanto, deve-se empenhar esforços no sentido de conhecer as conseqüências da aplicação e da contaminação por metais pesados, não só em termos de sobrevivência das plantas, mas quanto aos seus efeitos sobre a translocação de nutrientes, fator essencial para o desenvolvimento das espécies vegetais (Soares et al., 2000).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Local

O experimento foi conduzido na casa-de-vegetação, do Departamento de Solos, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), no ano de 2007.

3.2 Solo

Foram utilizadas amostras da camada superficial (0 - 15 cm) de um Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico arênico (Embrapa, 1999), coletado no município de Viamão, RS, pertencente a unidade de mapeamento Itapoã. A escolha do solo foi baseada nos baixos valores de argila, CTC e matéria orgânica do mesmo, para minimização da ocorrência de reações de complexação do metal com o solo e, desta forma possibilitando a melhor avaliação de resposta das plantas ao metal.

Após coleta, o solo foi seco ao ar e tamisado em peneira com malha de 4 mm. Atributos selecionados do solo foram determinados conforme metodologia descrita em Tedesco et al. (1995) e são apresentados na Tabela 6.

TABELA 6. Atributos selecionados do Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico arênico na camada de 0 -15 cm de profundidade.

Argila	pH (H ₂ O)	P	K	M.O.	Al troçável	Ca troçável	Mg troçável	CTC
%		...mg dm ⁻³ ...		%	-----cmol _c dm ⁻³ -----			
7	5,6	3,3	25	1,2	0,0	0,6	0,3	2,2

3.3 Seleção das plantas

Para a realização do estudo, foram selecionadas duas espécies de plantas, nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.) e aveia preta (*Avena strigosa* Schreb), por apresentarem características de rusticidade, crescimento rápido e grande produção de biomassa.

3.4 Tratamentos e delineamento experimental

O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, com três repetições por tratamento. Os tratamentos consistiram de cinco doses de cádmio: 0, 4, 8, 12 e 24 mg de Cd kg⁻¹ de solo. O metal foi aplicado na forma de sal inorgânico usando como fonte o cloreto de cádmio (CdCl₂. H₂O), o qual foi misturado individualmente e homogeneizado, na forma solúvel, ao solo contido em vasos de cinco litros com 5,5 kg de solo.

As quantidades de cádmio adicionadas aos solos foram definidas utilizando-se como referência os teores aproximados entre a faixa de alerta à intervenção máxima estabelecidos pela CETESB (2007), aproximadamente entre 3 e 20 mg de Cd kg⁻¹ de solo, respectivamente.

3.5 Instalação e condução do experimento

O experimento foi conduzido em vasos plásticos com capacidade de cinco litros e preenchido com 5,5 kg de solo. Antes da semeadura das espécies aplicou-se nitrogênio, fósforo e potássio ao solo contido nos vasos nas doses constantes da Tabela 7 de acordo com as recomendações da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (2004).

TABELA 7. Quantidades de nitrogênio, fósforo e potássio, adicionadas aos vasos das espécies de nabo forrageiro e aveia preta.

Espécie	Doses dos nutrientes (kg ha ⁻¹)		
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Nabo forrageiro	80	220	160
Aveia preta	90	220	120

Foram semeadas dez sementes por vaso e após emergência das plântulas fez-se o desbaste deixando-se três plantas por vaso. Durante o período experimental a umidade do solo dentro dos vasos foi mantida em 75% da capacidade de campo, por pesagem diária dos vasos.

A coleta das plantas foi realizada 65 dias após a semeadura. As raízes e parte aérea foram secas em estufa com ventilação forçada de ar a 65° C até peso constante. Após secagem, a biomassa aérea foi pesada e moída em moinho de facas, tipo Wiley. As raízes foram moídas em gral para não ocorrer perdas de amostra.

3.6 Análise química dos tecidos das plantas

A determinação do teor de cádmio nos tecidos das plantas foi feita por digestão nítrico-perclórica, conforme descrito em Tedesco et al. (1995) e adaptada por Scolmeister (1999). A determinação do cádmio nos extratos foi feita por espectrofotometria de absorção atômica. Foram determinados, também, os teores de N, P, K, Ca e Mg nos tecidos das plantas conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

3.7 Acúmulo e translocação do cádmio

Foram calculados a quantidade total de Cd acumulado nos tecidos das plantas e o acúmulo do Cd em cada parte da planta. A quantidade acumulada na parte aérea foi calculada da seguinte forma:

$$QA = \text{Concentração de Cd na PA} \times MS / 1000$$

Onde:

$$QA = \text{Quantidade acumulada (mg vaso}^{-1}\text{)}$$

$$PA = \text{Parte aérea (g vaso}^{-1}\text{)}$$

$$MS = \text{Matéria seca produzida por vaso (g vaso}^{-1}\text{)}$$

E, a quantidade acumulada nas raízes:

$$QA = \text{Concentração de Cd na R} \times MS / 1000$$

A quantidade de cádmio translocada para a parte aérea das plantas foi calculada pelo Índice de Translocação (IT), definido pela relação entre a quantidade de Cd acumulada na parte aérea e a quantidade total de Cd acumulada na planta.

$$I.T. (\%): \frac{\text{Quantidade acumulada na parte aérea} \times 100}{\text{Quantidade acumulada na planta}}$$

3.8 Relação entre as doses de cádmio e o teor de macronutrientes no tecido das plantas

Foram calculadas as relações entre a quantidade de Cd acumulada nos tecidos das plantas e as quantidades de N, P, K, Ca e Mg acumuladas na raiz e parte aérea.

3.9 Análise Estatística

Os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias quando significativas foram comparadas entre si pelo teste Duncan, a 5% de probabilidade. O programa computacional utilizado para análise estatística foi o SANEST (Zonta et al., 1984).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Desenvolvimento inicial das plantas na presença de cádmio

Sintomas de fitotoxicidade nas plantas de nabo forrageiro e aveia preta foram observados nos primeiros dias após a emergência destas nos tratamentos com Cd.

A espécie nabo forrageiro germinou, emitindo radículas, que em contato com o solo contaminado, nas doses de 12 e 24 mg kg⁻¹ ficaram escuras, curtas e grossas com posterior necrose e morte da plântula, demonstrando alta sensibilidade à contaminação do solo com cádmio em altas concentrações. A aveia preta apresentou as mesmas características na dose de 24 mg kg⁻¹, ocorrendo, também a morte das plântulas.

Este fato deve-se ao tipo de solo utilizado, caracterizado principalmente pelo baixo teor de matéria orgânica, argila (Tabela 6) e de óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn, que apresentam grupos funcionais capazes de adsorver quimicamente cátions metálicos ou de complexá-los (Costa et al., 2006). Assim, como os processos de adsorção e complexação do Cd foram limitados, altos teores do metal permaneceram em solução e conseqüentemente, prontamente disponíveis às plantas.

4.2 Produção de massa seca

A massa seca das raízes do nabo forrageiro foi reduzida com a aplicação do Cd ao solo. Na parte aérea, ocorreu redução da massa com o incremento das doses de Cd (Figuras 1 e 2), sendo de 39,7% e 80,9% para as doses 4 e 8 mg kg⁻¹, respectivamente.

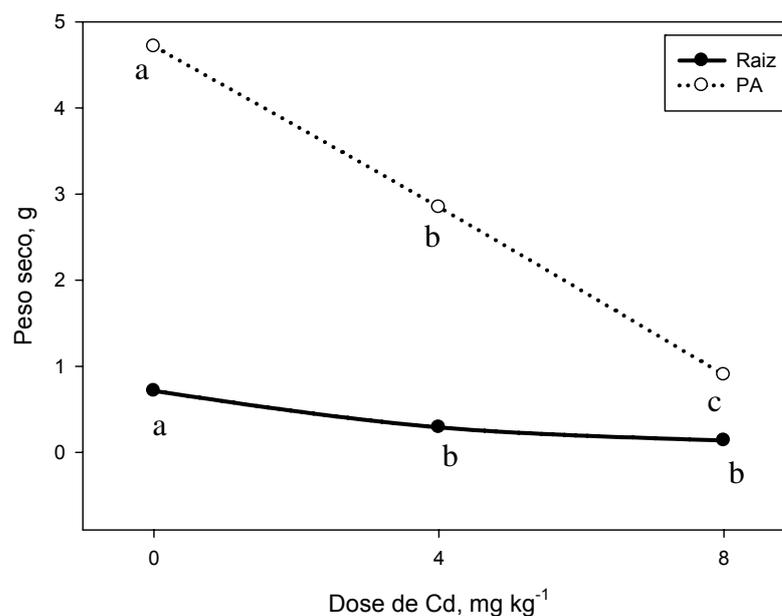


FIGURA 1. Matéria seca das raízes e parte aérea da planta de nabo forrageiro, cultivada em casa-de-vegetação, submetida a doses crescentes de cádmio no solo. Entre doses, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Duncan 5%.

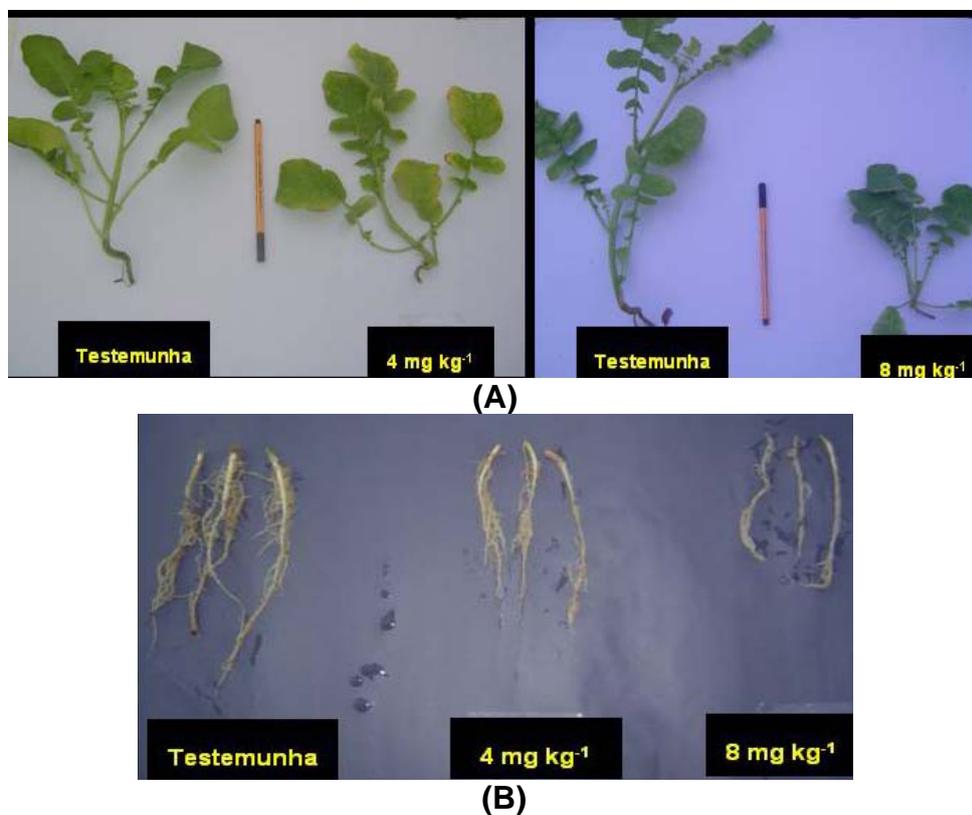


FIGURA 2. Parte aérea (A) e; raízes (B) da planta de nabo forrageiro, cultivada em casa-de-vegetação, submetida a doses crescentes de cádmio no solo.

Na aveia preta, ocorreu a redução de aproximadamente 83,5% da massa seca das raízes nas doses 8 e 12 mg kg⁻¹, que não diferiram entre si (Figura 3). O Cd inibe o crescimento da maioria das plantas, tanto da raiz como da parte aérea, sendo, no entanto as raízes geralmente mais sensíveis à sua presença (Vilar, 2002).

Na parte aérea, ocorreu a redução da biomassa com a aplicação das doses de Cd, porém, as doses de 4 e 8 mg kg⁻¹ não apresentaram diferença entre si. A dose de 12 mg kg⁻¹ resultou em redução significativa da biomassa. As reduções observadas foram de aproximadamente 37% nas doses de 4 e 8 mg kg⁻¹ e 80% quando aplicados 12 mg kg⁻¹, demonstrando que a fitotoxidez foi muito alta, reduzindo a massa seca a 0,37g (Figuras 3 e 4).

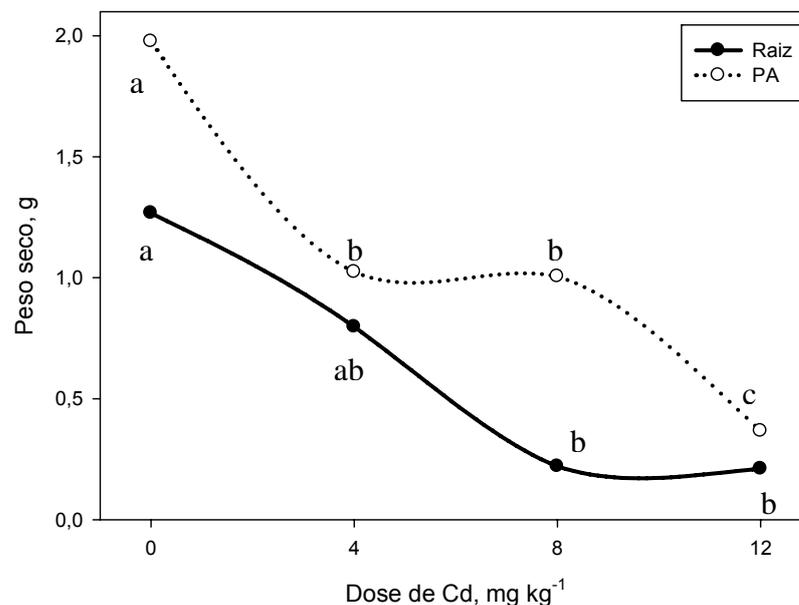


FIGURA 3. Matéria seca das raízes e parte aérea da planta de aveia preta, cultivada em casa-de-vegetação, submetida a doses crescentes de cádmio no solo. Entre doses, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Duncan 5%.

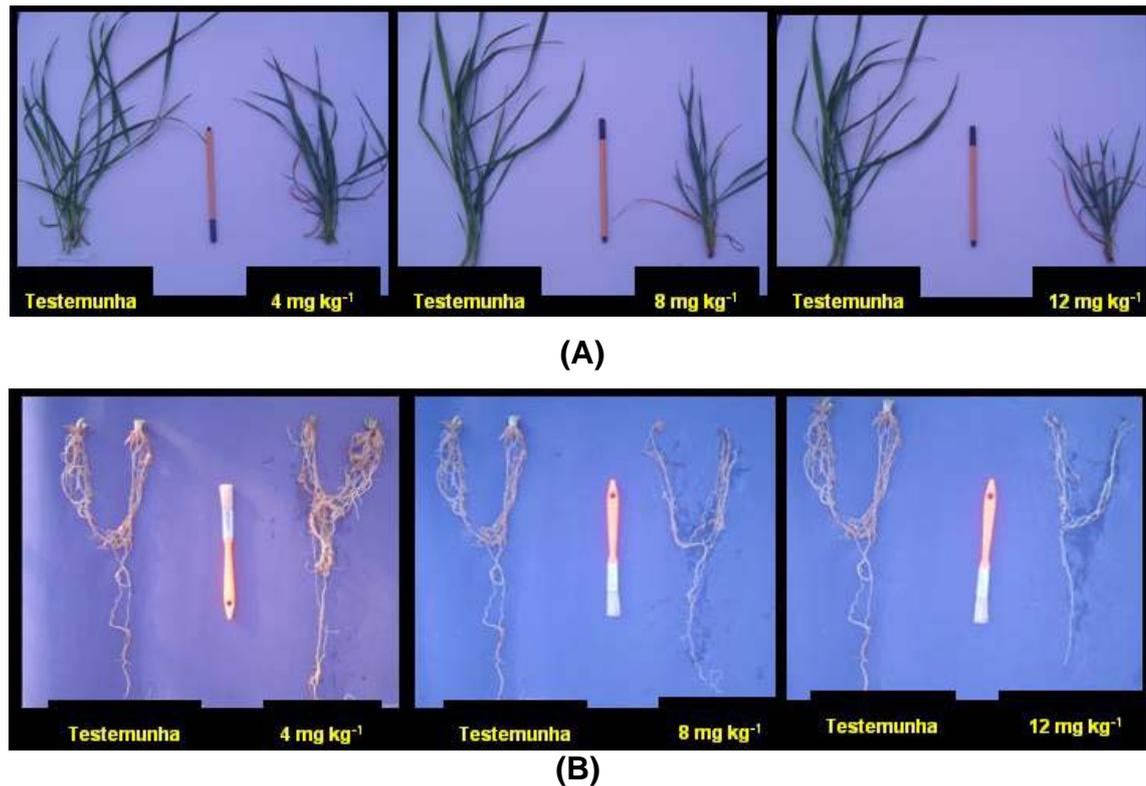


FIGURA 4. Parte aérea (A) e; raízes (B) da planta de aveia preta, cultivada em casa-de-vegetação, submetida a doses crescentes de cádmio no solo.

4.3 Concentração de cádmio nas plantas

O nabo forrageiro não apresentou diferença na concentração de Cd nas raízes e parte aérea entre a testemunha e a dose de 4 mg kg⁻¹, porém, quando adicionou-se 8 mg kg⁻¹, a concentração aumentou em relação à testemunha, não diferindo da dose de 4 mg kg⁻¹ (Figura 5). As maiores concentrações de Cd foram encontradas na parte aérea, para todas as doses, exceto no tratamento testemunha, onde não foi detectado o Cd em nenhuma parte da planta. Na dose de 4 mg kg⁻¹, a concentração de cádmio na parte aérea foi 46% superior ao valor encontrado nas raízes e para a dose de 8 mg kg⁻¹ foi 8,5% (Figura 5).

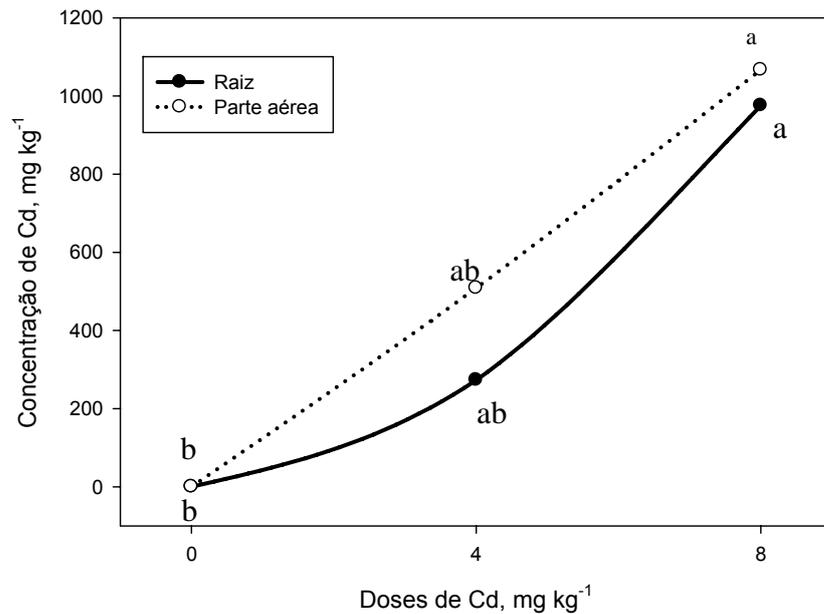


FIGURA 5. Concentração de cádmio nas raízes e na parte aérea do nabo forrageiro em função das doses adicionadas no solo. Entre as doses, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Duncan 5%.

A concentração de Cd na aveia preta aumentou com o incremento das doses de Cd, independentemente da parte da planta analisada (Figura 6). Esse resultado corrobora a afirmação de Gussarsson et al. (1995) de que, mesmo existindo muitas incertezas sobre a especificidade dos mecanismos de absorção dos metais pesados, geralmente o teor e o acúmulo do elemento nos tecidos dependem de sua disponibilidade na solução do solo e que os teores nas raízes e na parte aérea aumentam com a elevação da concentração de metais na solução do solo.

Na dose de 4 mg kg⁻¹ a concentração de Cd na parte aérea da aveia foi aproximadamente 7% superior ao encontrado nas raízes, porém na dose de 8 e 12 mg kg⁻¹ as concentrações na parte aérea foram 165% e 89% inferiores às raízes, respectivamente. Esse fato demonstra que, com o incremento das doses de Cd no solo, a translocação desse elemento diminuiu e houve uma inversão da parte da planta na qual há maior concentração do elemento (Figura 6), sendo encontrada maior concentração de Cd nas raízes em relação à parte aérea. Em trabalhos realizados por Mitchell et al. (1978), utilizando milho (*Zea*

mays) exposto a solo contaminado por diversos metais, as concentrações de Cd também foram maiores nas raízes em relação às folhas.

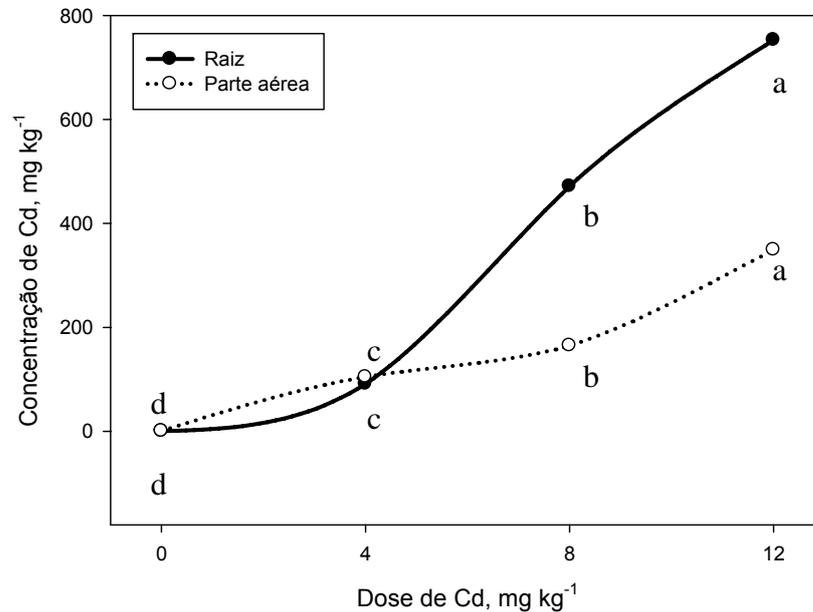


FIGURA 6. Concentração de cádmio nas raízes e parte aérea da aveia preta em função das doses adicionadas no solo. Entre as doses, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Duncan 5%.

Na fitoextração, utilizam-se plantas especializadas em tolerar e acumular altas concentrações de metais como: >10.000 mg kg⁻¹ de Zn e Mn; > 1.000 mg kg⁻¹ de Pb Ni e Cu; > 100 mg kg⁻¹ de Cd na matéria seca, quando crescem em solos com altos teores de metais (Marques et al., 2000; Accioly & Siqueira, 2000). A maioria das plantas fitorremediadoras conhecidas são de clima temperado (Accioly & Siqueira, 2000) e as hiperacumuladoras de Cd são raras. A espécie *Thlaspi caerulescens*, utilizada em diversos trabalhos, pode ser citada, pois detectou-se nas folhas da planta o acúmulo de até 1.600 mg Cd kg⁻¹ (Robinson et al., 1998), valor aproximado ao encontrado na parte aérea do nabo forrageiro no presente estudo (Figura 5). Lombi et al. (2001) apresentaram dados que esta espécie foi capaz de acumular até 500 mg Cd kg⁻¹ quando a contaminação foi de 12 mg Cd kg⁻¹. Outras espécies, como a *Brassica juncea* (Cunningham & Ow, 1996), *Sedum alfredii*, encontrada na Europa (Yang et al., 2004) e, *Athyrium yokoscense*, uma samambaia, que é comum em áreas da Ásia (Yoshihara et al., 2004) já foram mencionadas com

capacidade de hiperacumulação de Cd. No Brasil, Carneiro et al (2002) identificaram *Pffafia* sp., uma espécie endêmica de uma região mineradora de Minas Gerais, como hiperacumuladora de Cd, tolerando ambientes com até 90 mg kg⁻¹ de Cd total no solo. Em hidroponia, a espécie *Arabidopsis halleri* também se destacou como hiperacumuladora desse elemento (Kupper et al., 2000).

A maioria das plantas hiperacumuladoras possui porte relativamente pequeno, lenta taxa de crescimento, não havendo tecnologia para seu cultivo em larga escala e suas folhas são arranjadas em rosetas, permanecendo próximas à superfície do solo, tornando difícil sua remoção (Zeitouni, 2003; Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Desta forma, são limitadas para a utilização nas técnicas de fitorremediação. No entanto, as espécies estudadas, nabo forrageiro e aveia preta, que possuem características distintas das mencionadas, apresentaram valores superiores a 100 mg kg⁻¹ de Cd na massa seca, demonstrando que as herbáceas em estudo têm potencial para hiperacumuladoras de Cd. Porém, é necessário comentar, que as concentrações encontradas devem-se à baixa massa seca produzida pelas mesmas (Figuras 1 e 3).

Contudo, como já mencionado, a maioria das plantas hiperacumuladoras de metais crescem lentamente e têm baixa biomassa, enquanto plantas que produzem uma alta biomassa geralmente são sensíveis às altas concentrações do metal (Barceló & Poschenrieder, 2003). Desta forma, acumular e tolerar elevadas concentrações do metal e produzir grandes quantidades de matéria seca, geralmente, não são processos mútuos (Robinson et al., 1997). Vários autores consideram a hiperacumulação como característica mais importante do que a produção de biomassa (Chaney et al., 1997), enquanto outros não concordam com esse parecer (Ebbs et al., 1997; Kayser et al., 2000) e acreditam que a fitoextração do metal teria maior eficiência com transformações genéticas na planta (Salt et al., 1998; Lasat, 2000). Porém, para o sucesso dessas transformações, faz-se necessário conhecer a capacidade de acumulação de Cd e a tolerância ao metal pela planta (Vassilev et al., 2002).

No Japão, realizou-se um experimento para avaliar as características de tolerância e acumulação de Cd em culturas de aveia preta e

crotalária. O mesmo consistiu de dois tratamentos, um de longo prazo e outro curto, em solução, com doses de 1 e 5 mg L⁻¹, resultando em concentrações superiores ao limiar da considerada planta hiperacumuladora, nas folhas da aveia preta, enquanto que os níveis de Cd acumulado na crotalária foram inferiores nas folhas em relação às raízes, não acumulando altas concentrações (Uraguchi, et al., 2006). Portanto, pode-se observar que, mesmo em doses moderadas de contaminação, com tempos diferentes de exposição ao metal, a aveia preta apresentou características de hiperacumuladora de Cd, corroborando com os resultados obtidos nesse trabalho.

Na literatura, não foram encontrados trabalhos similares em que as concentrações de Cd aplicadas ao solo são extremamente elevadas. Na presente pesquisa, as doses foram extrapoladas, tratando-se de solo arenoso, mesmo sabendo que a fitorremediação é recomendada para áreas contaminadas com baixas concentrações de metais, para avaliar realmente a resposta das plantas ao estresse metálico. Apesar das espécies estudadas, nabo forrageiro e aveia preta, apresentarem baixa biomassa, essa característica é descrita em diversos trabalhos como natural em espécies hiperacumuladoras (Baker, 1987).

4.4 Cádmiio acumulado nas plantas

A quantidade de Cd acumulado no nabo forrageiro aumentou com o incremento das doses, independente da parte da planta analisada (Tabela 8).

No nabo, as maiores quantidades totais de Cd foram encontradas na parte aérea. Na dose de 4 mg kg⁻¹, a menor quantidade foi observada nas raízes, sendo aproximadamente 94,5% inferior ao teor encontrado na parte aérea. Com aplicação da dose de 8 mg kg⁻¹, essa diferença foi de 83%, apresentando menor acumulação na parte aérea com o aumento da dose. Apesar das maiores concentrações de cádmio, na parte aérea, terem sido observadas na dose de 8 mg kg⁻¹, as quantidades totais desse elemento foram mais elevadas na dose 4 mg kg⁻¹ (Tabela 8). Este fato pode ser explicado pela maior produção de massa seca na dose de 4 mg kg⁻¹ (Figura 1).

TABELA 8. Quantidades totais de cádmio acumulado por plantas de nabo forrageiro e aveia preta.

Nabo forrageiro			Aveia preta		
Dose	Raiz	Parte aérea	Dose	Raiz	Parte aérea
mg kg ⁻¹	-----mg-----		mg kg ⁻¹	-----mg-----	
0	< 0,00c	< 0,00c	0	< 0,00c	< 0,00c
4	0,08b	1,45a	4	0,08b	0,11b
8	0,14a	0,81b	8	0,11ab	0,17a
-	-	-	12	0,14a	0,13ab

Entre doses, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Duncan 5%.

Em trabalho utilizando *Thlaspi caerulescens* e *Brassica napus* em solo contaminado com 20 mg kg⁻¹ de Cd, Sellami et al. (2003) detectaram uma concentração de 1.122 mg kg⁻¹ na parte aérea de *Thlaspi caerulescens*, enquanto que a *Brassica napus* apresentou 206 mg kg⁻¹, um valor bastante inferior. Porém, quando calculada a quantidade acumulada de Cd por planta, a *B. napus* apresentou 1,88 mg na parte aérea e a *Thlaspi caerulescens* apenas 0,16 mg. Esse resultado ocorreu pela maior produção de massa seca da Brassica, que foi de 60 a 120 vezes superior que a outra espécie. No presente estudo, o nabo forrageiro apresentou maiores concentrações de Cd em seus tecidos que a aveia preta, bem como a maior quantidade total acumulada.

Na aveia preta, com a aplicação da dose de 4 mg kg⁻¹ de Cd houve aumento da quantidade de Cd acumulado nas raízes e na parte aérea das plantas. Nas raízes, com o incremento para dose 8 mg kg⁻¹, não houve diferença em relação à dose de 4 mg kg⁻¹ mas diferiu em relação à testemunha, bem como na dose de 12 mg kg⁻¹ em que não se observou aumento da quantidade de Cd acumulado em relação à dose de 8 mg kg⁻¹. Na parte aérea, com a adição da dose de 8 mg kg⁻¹ de Cd ao solo houve aumento do Cd acumulado em relação a dose de 4 mg kg⁻¹, porém não diferiu da dose de 12 mg kg⁻¹ (Tabela 8).

Na aveia, para primeira dose de Cd aplicada, a menor quantidade foi observada nas raízes, sendo 27% inferior ao teor encontrado na parte aérea. No entanto, com a aplicação da dose de 12 mg kg⁻¹ o quadro foi invertido, sendo 8% inferior a quantidade de Cd da parte aérea em relação às raízes.

Apesar das maiores concentrações de Cd, tanto nas raízes quanto na parte aérea, terem sido observadas na dose de 12 mg kg^{-1} , as quantidades totais desse elemento não apresentaram diferença significativa entre as doses 8 e 12 mg kg^{-1} (Tabela 8). Este fato, também, pode ser explicado pela dose de 8 mg kg^{-1} apresentar maior produção de massa seca (Figura 3).

Embora as concentrações de Cd na parte aérea da aveia preta tenham sido altas, apresentando-se como uma planta com potencial hiperacumulador, a quantidade total de Cd acumulado foi baixa, em função da baixa produção de massa seca da mesma, o que limita a utilização dessa espécie em processos de fitoextração.

Como já mencionado, um aspecto importante a ser analisado é que as elevadas concentrações de Cd obtidas nas plantas estudadas foram devidas à baixa massa seca obtida nas doses mais altas. A alta concentração de um metal na matéria seca da planta não significa necessariamente que tal planta foi eficiente em extrair o metal do solo, pois a extração do metal está diretamente relacionada com a quantidade de matéria seca produzida pela planta (Zeitouni, 2003).

No entanto, embora a baixa massa seca obtida, o nabo forrageiro extraiu até $1,45 \text{ mg}$ de Cd na parte aérea na dose de 4 mg kg^{-1} . Em contrapartida, a aveia preta acumulou valores baixos, sendo que a maior quantidade acumulada foi na dose de 8 mg kg^{-1} o teor de $0,17 \text{ mg}$ (Tabela 8). A parte da planta mais relevante do metal permanecer acumulado é a aérea, pois pode ser facilmente colhida pelas técnicas tradicionais.

Como exemplo, baseando-se nos resultados obtidos para o nabo, pode-se citar um ambiente hipotético de um hectare, com uma contaminação de 4 mg de Cd por kg^{-1} de solo. A concentração de Cd obtida nessa área é de $8.000.000 \text{ mg ha}^{-1}$. O nabo, nessas condições de experimento, com uma produção de massa seca de aproximadamente 1.500 kg ha^{-1} , com uma concentração de $508,41 \text{ mg kg}^{-1}$ (Figura 6) e acumulando $1,45 \text{ mg}$ de Cd na parte aérea (Tabela 8), retira do solo aproximadamente 762.615 mg de Cd em um ciclo de 65 dias. Diante desse fato, sem levar em consideração fatores como adsorção/dessorção e precipitação/dissolução (Guilherme et al., 2005), bem como fatores externos, por exemplo, o clima, a temperatura, interações

com microrganismos, entre outros, em aproximadamente dez ciclos o solo seria descontaminado.

Robinson et al. (1998), estudando *Thlaspi caerulenses*, estimou que se a produção de biomassa fosse de cerca de 5 t ha⁻¹, o solo contaminado por 10 mg kg⁻¹ de Cd seria descontaminado em apenas 2 anos. Zeitouni et al. (2007), avaliaram o potencial fitoextrator de girassol (*Helianthus annus* L.), mamoneira (*Ricinus communis* L.), tabaco (*Nicotiana tabacum* L.) e pimenta da Amazônia (*Capsicum baccatum* L.) para contaminações de Cd, Pb, Cu, Ni e Zn. As doses utilizadas para Cd foram 0, 0,75 e 1,5 mg kg⁻¹. A eficiência das espécies em remediar uma área contaminada com Cd variou muito levando-se em consideração o número de cultivos necessários para cada espécie, sendo que o tabaco foi a mais eficiente sendo necessários 15 cultivos para remover o Cd do solo. Espécies de curta rotação demonstram ter capacidade para acumular elevadas quantidades de alguns metais, entre eles o Zn e Cd (Riddell-Black et al., 1997).

A importância da acumulação do Cd na parte aérea da planta se deve ao fato que a remoção da biomassa vegetal cultivada do ambiente é facilitada e o metal pode ser reciclado, ou seja, pode estar sendo extraído da planta para sua reutilização. Uma vez que os íons metálicos tenham sido absorvidos e concentrados nos tecidos vegetais de plantas hiperacumuladoras, a biomassa é colhida, seca e calcinada para reciclagem ou estocada (Zeitouni, 2003; Kabata-Pendias & Pendias, 2001). A incineração da massa vegetal que contém 1% de metal resulta em cinzas com, aproximadamente, 20% destes (Accioly & Siqueira, 2000; Cunningham & Ow, 1996).

4.5 Índice de Translocação

Outro parâmetro analisado para avaliar o potencial das plantas em extrair o Cd do solo foi o índice de translocação de cádmio (IT). Ele indica quanto do cádmio acumulado pela planta foi translocado para parte aérea. Quanto maior o IT, maior a quantidade translocada para a parte aérea.

Para o nabo, na dose de 4 mg kg⁻¹, 94,8% do cádmio absorvido pela planta foi translocado. Na dose de 8 mg kg⁻¹ este valor foi de 84,4% (Tabela 9). Esses valores são similares aos encontrados por Soares (2001), estudando o

acúmulo e distribuição de Cd em 20 espécies arbóreas nativas, em que a espécie *Dendropanax cuneatum* apresentou 94% de índice de translocação. Rossi (2007), trabalhando com doses crescentes de Cd em solução com feijão de porco, relatou que o índice de translocação (IT) do Cd foi de 68,9% para a concentração de $25 \mu\text{mol L}^{-1}$ e de 48,0% para a concentração de $100 \mu\text{mol L}^{-1}$, demonstrando que na menor dose, o Cd se move mais facilmente para a parte aérea do que quando aplicado uma maior dose, como observado neste estudo. Embora as plantas herbáceas sejam espécies bastante estudadas em ambientes contaminados por metais pesados, existem poucos estudos relacionados à presença de metais sobre o índice de translocação nas mesmas (Paiva et al., 2002).

O acúmulo de metais pesados no tecido vegetal varia de uma espécie para outra. As diferentes partes da planta atuam de modo distinto, de acordo com o elemento considerado e com as fontes e as doses utilizadas (Anjos & Mattiazzo, 2000). Segundo McBride (1994), metais absorvidos na forma catiônica, como Zn, Cu, Pb e Mn, translocam-se pouco para a parte aérea. O Cd no interior da planta torna-se relativamente móvel (Hernandez & Cooke, 1997). Korentajer (1991), avaliando a transferência de metais pesados do solo para algumas espécies de hortaliças como cenoura, brócolis, alface, espinafre, couve, beterraba, aipo e alho poró, observou que a taxa de transferência varia entre as espécies e, para uma mesma planta, varia de metal para metal. Os metais Cd e Zn foram os que apresentaram as maiores taxas de transferência já o Cr e o Pb as menores taxas.

TABELA 9. Índice de Translocação (IT) de cádmio nas espécies de nabo forrageiro e aveia preta em função das doses crescentes de cádmio aplicadas no solo.

Nabo forrageiro		Aveia preta	
Dose mg kg ⁻¹	Índice de Translocação (%)	Dose mg kg ⁻¹	Índice de Translocação (%)
0	0	0	0
4	94,8	4	57,9
8	84,4	8	59,2
-	-	12	48,1

Para a aveia preta, na dose de 4 mg kg⁻¹, 57,9% do cádmio absorvido pela planta foi translocado. Na dose de 8 mg kg⁻¹ este valor foi de 59,2% e, na dose de 12 mg kg⁻¹ o índice de translocação teve uma redução para 48,1%, demonstrando que até a dose intermediária de 8 mg kg⁻¹ a translocação tem sido eficiente, pois mais de 50% do que foi absorvido é translocado. No entanto, com o incremento da dose (12 mg kg⁻¹) a planta continua acumulando, porém, principalmente, nas raízes (Tabela 9). Geralmente, as raízes constituem a estrutura da planta mais efetiva na absorção de contaminantes, devido ao seu contato direto com o solo e, portanto, as maiores concentrações de metais pesados são, também, encontradas nesta parte da planta (Grant et al., 1998).

Trabalhos realizados por Hoffmann et al. (2004) mostraram que a concentração de cádmio na massa seca da parte aérea de arroz (*Oryza sativa*), em Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA) e Argissolo Vermelho - Amarelo (PVA), foram inferiores aos encontrados nas raízes, confirmando que a raiz atuou como um filtro para retenção deste elemento.

Percebe-se que espécies ou variedades de uma mesma espécie vegetal expostas a uma concentração similar de metais pesados podem diferir na absorção e/ou na distribuição interna dos mesmos na planta. Isso pode resultar em diferenças na capacidade de retenção do elemento absorvido nas raízes e/ou na variação na carga no xilema (Santos, 2005).

4.6 Relação entre altura das plantas e as doses de cádmio

Como mencionado anteriormente, a maioria das plantas hiperacumuladoras possui porte pequeno e suas folhas são arranjadas em forma de rosetas, tornando difícil sua remoção. Portanto, a altura da planta é uma característica importante nos requisitos de espécies recomendadas para fitorremediação, no intuito que haja facilidade na colheita da biomassa.

O nabo forrageiro não apresentou diferença na altura quando aplicado 4 mg kg⁻¹ de Cd, porém, com o incremento da dose para 8 mg kg⁻¹, a redução foi significativa (Figura 7), sendo de aproximadamente 58% (Tabela 10). As folhas apresentaram sintomas de clorose, tornando-se discretamente amareladas (Figura 2). Segundo Vassilev et al. (1998), o Cd, presente em

concentrações tóxicas, diminui o conteúdo de clorofila em muitas espécies de plantas.

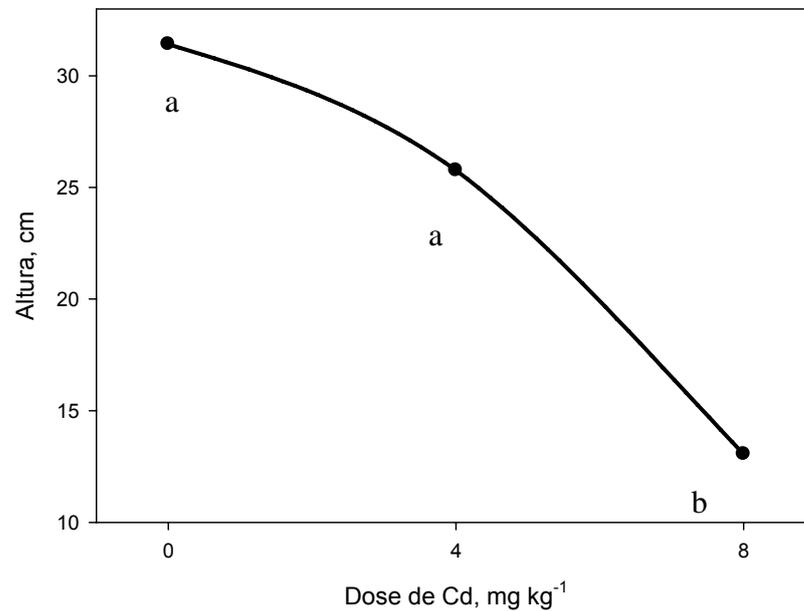


FIGURA 7. Média das medidas de altura de plantas de nabo forrageiro, cultivada em casa-de-vegetação, submetidas a doses crescentes de cádmio no solo. Entre as doses, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Duncan 5%.

Para aveia preta, houve a redução da altura com a aplicação das doses de Cd ao solo, porém não foi observada diferença de altura entre as doses 4, 8 e 12 mg kg⁻¹ (Figura 8). A redução foi acentuada devido à alta fitotoxidez. (Tabela 10). Os sintomas de toxicidade de metais pesados aparecem na parte aérea das plantas, sendo caracterizados por clorose internerval generalizada, manchas roxas e marrons escuras, redução do crescimento e, até mesmo, pela morte de folhas e/ou da planta (Accioly & Siqueira, 2000). Vários autores têm demonstrado que plantas crescendo em substratos contaminados com Cd mostram reduzidas taxas de transpiração, condutância estomática e assimilação líquida de CO₂ (Vilar, 2002).

TABELA 10. Redução da altura de plantas de nabo forrageiro e aveia preta, cultivadas em casa-de-vegetação, em função da adição de doses crescentes de cádmio no solo, comparada a testemunha.

Nabo forrageiro			Aveia preta		
Dose	Altura	Redução de altura	Dose	Altura	Redução de altura
mg kg ⁻¹	cm	%	mg kg ⁻¹	cm	%
4	25,77	17,97	4	21,78	50,88*
8	13,06	58,44*	8	21,44	51,63
-	-	-	12	13,61	69,30

* Há diferença significativa pelo teste Duncan 5%.

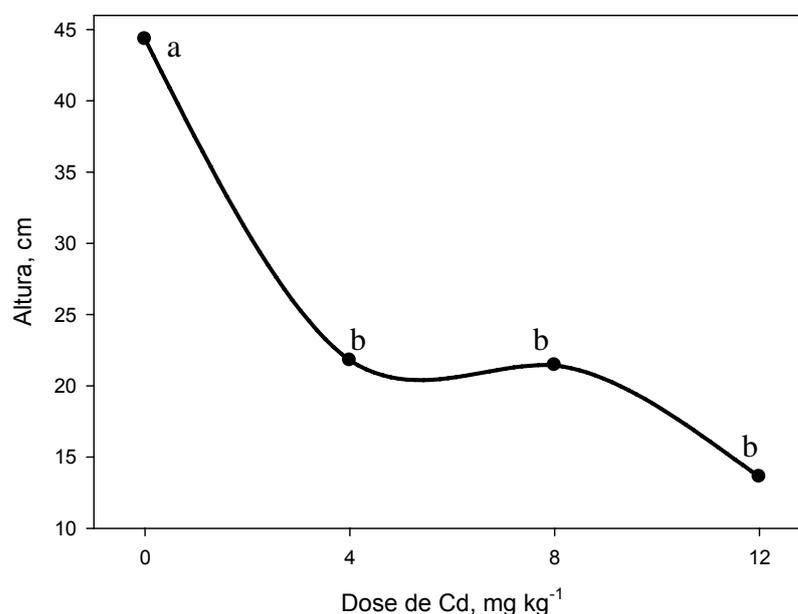


FIGURA 8. Média das medidas de altura da planta de aveia preta, cultivada em casa-de-vegetação, submetidas a doses crescentes de cádmio no solo. Entre as doses, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Duncan 5%.

As plantas de nabo e aveia apresentaram fitotoxidez, reduzindo mais de 10% da sua altura, concordando com McNichol & Beckett (1985) citado por Zeitouni (2003), que afirmam que a concentração crítica de Cd nas plantas está entre 4 e 200 mg kg⁻¹ e estes valores são capazes de diminuir em mais de 10% o crescimento das plantas. A agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (USEPA) considera fitotóxico o nível que provoca redução de 50% do crescimento. As duas espécies, em determinada dose, apresentaram redução

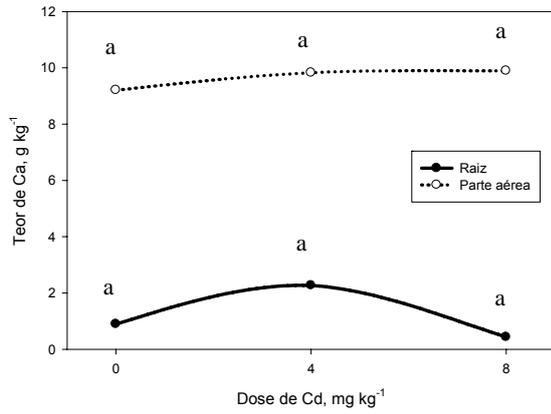
de aproximadamente 50%, confirmando a fitotoxidez. O nabo forrageiro apresentou resultados que corroboram com a afirmação de Kabata- Pendias & Pendias (1984), que considera que o nível crítico de Cd no solo, no qual o crescimento da planta é reduzido, é de 8 mg kg^{-1} . No entanto a aveia preta demonstrou efeitos fitotóxicos na primeira dose de Cd aplicada (4 mg kg^{-1}).

A capacidade das plantas acumularem altas concentrações de metais sem efeitos prejudiciais ao seu crescimento enfatiza seu potencial em retirar metais dos solos. Porém, a absorção dos metais varia de acordo com a espécie vegetal utilizada e entre as diferentes partes da planta (Zeitouni, 2003). Resultados de pesquisas realizadas por Marques et al (2000) com espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado por vários metais pesados ratificam que o crescimento em altura das espécies foi influenciado pela contaminação do solo.

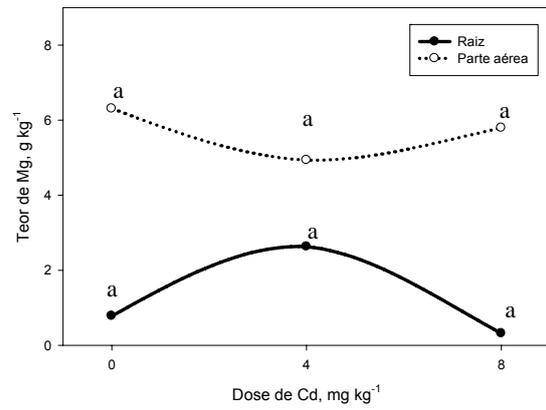
O Cd, nas plantas, pode seguir estágios, segundo Leita et al. (1995). Inicialmente ocorre um efeito indireto na abertura dos estômatos, devido a elevação no potencial osmótico das folhas. Em seguida, o Cd age diretamente nas células-guarda e causa severa inibição no crescimento das raízes que limita a absorção de água e promove o fechamento dos estômatos. Portanto, com a elevação da concentração do metal, tende a ocorrer o declínio no metabolismo da planta, com o fechamento dos estômatos e perda da turgidez foliar.

4.7 Relação entre as doses de cádmio e o teor de macronutrientes no tecido das plantas

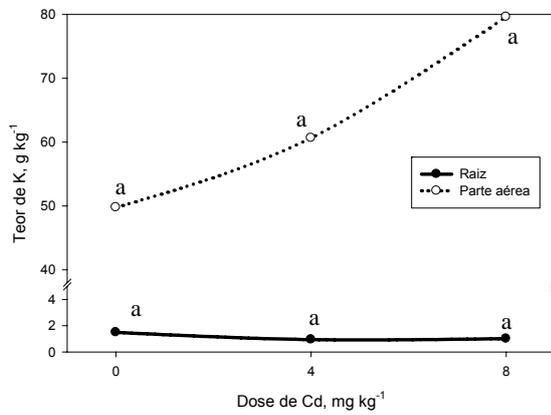
A ocorrência de sintomas de fitotoxidez de Cd em ambas as espécies foi observada pouco tempo após a emergência das plântulas, resultando na redução de biomassa e altura, sintomas de clorose na folhas e até morte das plantas nas maiores doses de Cd. No entanto, analisando os tecidos das espécies, detectou-se que com o incremento das doses de Cd no solo, para os nutrientes avaliados, Ca, Mg, K, N e P, não houve diferença em relação à testemunha quanto a absorção pelas plantas (Figuras 9 e 10), com exceção do teor de nitrogênio na parte aérea da aveia preta, que diminuiu com a aplicação da dose de 12 mg kg^{-1} (Figura 10).



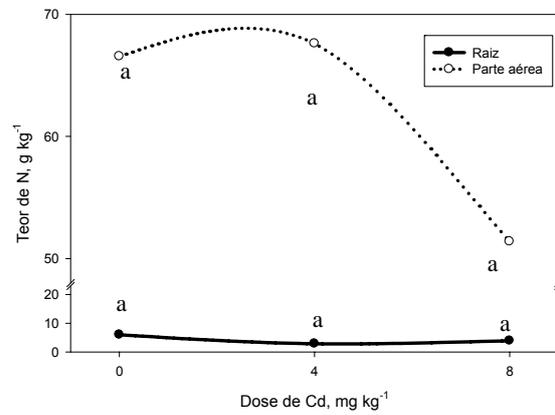
(A)



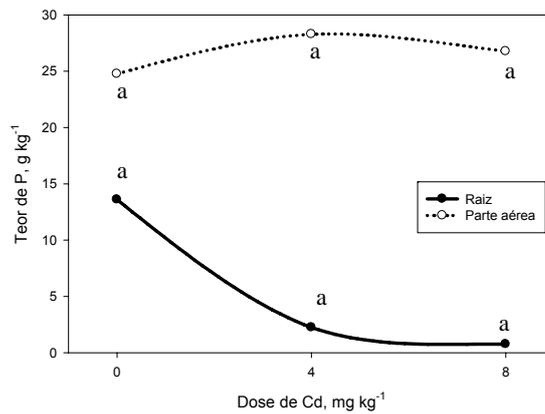
(B)



(C)

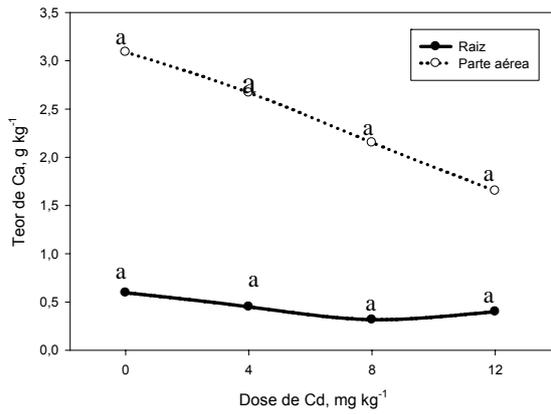


(D)

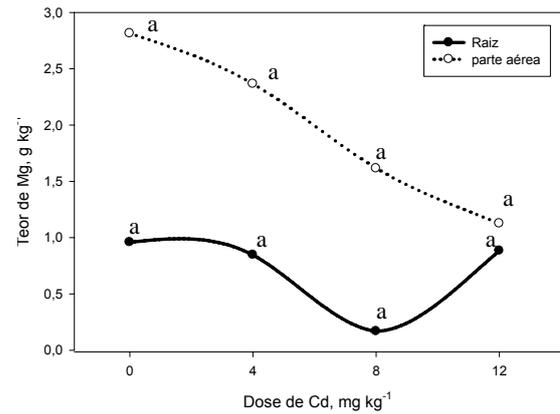


(E)

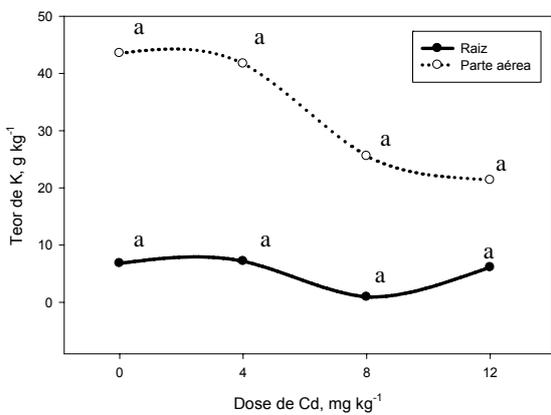
FIGURA 9. Teores de macronutrientes, **Ca** (A); **Mg** (B); **K** (C); **N** (D) e; **P** (E) nas raízes e na parte aérea de nabo forrageiro, em resposta a doses crescentes de cádmio no solo. Entre as doses, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Duncan 5%.



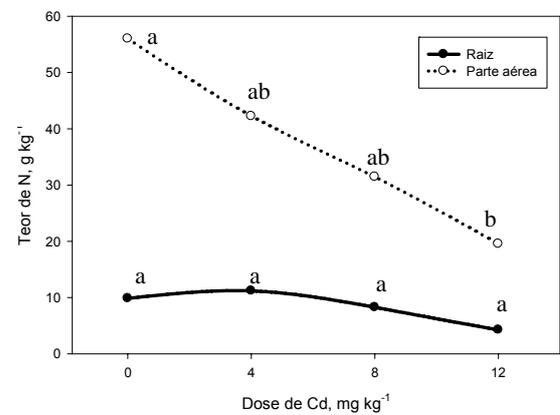
(A)



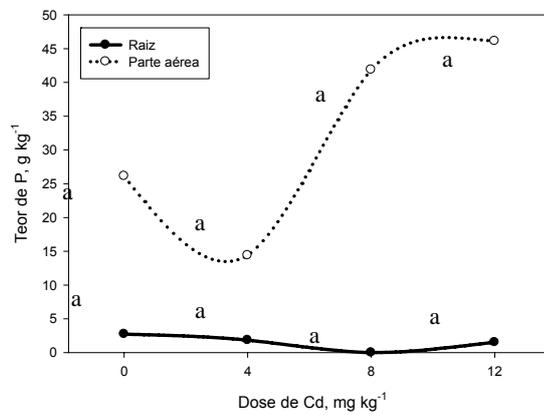
(B)



(C)



(D)



(E)

FIGURA 10. Teores de macronutrientes, **Ca** (A); **Mg** (B); **K** (C); **N** (D) e; **P** (E) nas raízes e parte aérea da aveia preta, em resposta a doses crescentes de cádmio no solo. Entre as doses, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Duncan 5%.

A absorção e translocação do Cd na planta podem diminuir ou aumentar a absorção dos macronutrientes. A tendência mais geral observada aponta para uma diminuição na absorção dos macronutrientes na presença de Cd (Costa & Morel, 1994), afetando a disponibilidade e distribuição dos mesmos em muitas espécies de plantas. No entanto, muitos trabalhos realizados com fitoextração de Cd apontam o aumento da absorção dos nutrientes, mesmo que seja na dose mais baixa. Outros trabalhos relatam que não alteram as concentrações desses elementos na planta com o incremento do Cd (Soares, 2000).

Paiva et al. (2001), avaliando a aplicação de Cd em solução nutritiva nas folhas das mudas de ipê-roxo, conclui que o Cd não exerceu efeito significativo sobre o teor de P, K, S, Ca e Mg, fato este que está de acordo com os resultados obtidos por Simon (1998), trabalhando com *Helianthus annuus*; Lagriffoul et al. (1998), trabalhando com *Zea mays*; e Soares (2000), trabalhando com mudas de *Eucalyptus urophylla* e *Eucalyptus maculata*. Estes resultados corroboram com os encontrados no presente estudo.

As concentrações de Ca e Mg, tanto nas raízes como parte aérea de nabo forrageiro e aveia preta, apresentaram-se muito baixas, estando dentro dos teores descritos por Tedesco et al. (1995). Esse resultado deve-se ao baixo teor encontrado desses nutrientes no solo utilizado para o experimento, apresentando teores de Ca e Mg trocáveis de 0,6 e 0,3 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ respectivamente, e, sendo que os mesmos não foram adicionados ao solo. No entanto os nutrientes N, P e K, foram aplicados conforme recomendações do Manual de Adubação e Calagem para as culturas estabelecidas (Tabela 7).

Como já mencionado, com o incremento de Cd ao solo não houve diferença na concentração de Ca e Mg nas plantas em relação à testemunha. Paiva et al (2001) também obteve resultados similares onde o teor radicular de Ca e os teores radicular e da parte aérea de Mg, não foram afetados significativamente pelas doses de Cd. Tais trabalhos concordam com os resultados obtidos por Wallace et al. (1977), trabalhando com feijão e por Simon (1998), trabalhando com girassol. No entanto, discordam das observações de Gussarson et al. (1995), trabalhando com *Betula pendula*, em que os teores radiculares de Ca e Mg diminuíram com a aplicação de Cd. Os teores encontrados de Ca e Mg naturais no solo em estudo foram baixos e,

como não foi realizada a calagem no solo os mesmos mantiveram-se baixos. Esse fato pode ter provocado algumas deficiências observadas.

Os teores de N, P e K para tecidos de espécies vegetais descritos por Tedesco et al. (1995) apresentam-se entre as faixas de 5 a 50 g kg⁻¹ de N, 0,8 e 15 g kg⁻¹ de P e 2 e 100 g kg⁻¹ de K. As concentrações dos nutrientes, nas raízes de nabo forrageiro e aveia preta, que não foram influenciadas pelo incremento da dose de Cd, apresentaram-se abaixo ou próximo ao limiar das faixas anunciadas. No entanto, na parte aérea, os teores de N, P e K foram superiores às raízes e, com exceção ao K, não se enquadraram nos valores descritos por Tedesco et al. (1995), sendo relativamente mais altos em todos os nutrientes. Esse resultado demonstrou que houve grande translocação dos macronutrientes, independente da aplicação ou não do Cd. Porém, o fato das concentrações desses elementos terem sido tão elevadas pode ser justificado pelo efeito concentração, uma vez que ocorreu redução na produção de matéria seca das plantas analisadas (Figuras 1 e 3).

De acordo com Bergmann (1992) citado por Paiva (2004) teores de P entre 1 e 5 g kg⁻¹ são requeridos para o ótimo crescimento das plantas, e, no presente estudo, este teor alcançou valores muito superiores, podendo ser observados nas Figuras 9 e 10. Arduini et al. (2006) verificaram também que em plantas de *Miscanthus* submetidas a aplicações de Cd nas concentrações de 0,75, 1,5, 2,25 e 3 mg L⁻¹ não houve alteração do teor de N total na planta inteira sendo que a média para a parte aérea foi de 25 g kg⁻¹, apresentando similaridade com esse trabalho.

Apesar de não ter sido observado efeito ($P < 0,05$) das doses de Cd sobre a concentração de nutrientes nos tecidos das espécies, estas plantas se mostraram sensíveis ao metal (Figuras 2 e 4), apresentando sintomas de toxicidade como a diminuição da biomassa, altura, clorose nas folhas e mesmo a morte. Portanto, percebe-se que as espécies apresentam respostas variáveis, quando submetidas a ambientes contaminados por Cd, e, desta forma, torna-se necessário estudar o comportamento de cada espécie em face da contaminação.

5. CONCLUSÕES

As duas espécies estudadas, nabo forrageiro e aveia preta, apresentaram redução de altura e biomassa seca com o incremento das doses de Cd.

As espécies nabo forrageiro e aveia preta apresentaram potencial hiperacumulador de Cd, por apresentarem concentrações superiores de 100 mg de Cd por kg^{-1} de planta.

O nabo forrageiro foi a espécie que apresentou maior concentração de Cd, maior Cd acumulado na parte aérea e maior índice de translocação.

Os teores de macronutrientes N, P, K, Ca e Mg nas partes das plantas estudadas não foram afetados pelo incremento ds doses de Cd, com exceção do teor de nitrogênio na parte aérea da aveia preta, que diminuiu com a aplicação da dose de 12 mg kg^{-1} , nas condições em que o experimento foi avaliado.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABETRE - Associação Brasileira de Empresas de Tratamento de Resíduos. Disponível em: < <http://www.abetre.org.br/> noticia_completa.asp? NOT_COD=373. Acesso em: 27 jan 2008.

ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V.; V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. v. 1, p. 299-352.

ADRIANO, D. C. **Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals**. 2 ed. New York : Springer Verlag, 2001.

ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. New York: John Wiley & Sons, 1993. 339p.

AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X.; OLIVEIRA, C. Mobilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, n. 2, p.345-353, 1998.

ANJOS, A. R. M. DOS. MATTIAZZO, M. E. Metais pesados em plantas de milho cultivadas em latossolos repetidamente tratados com bioossólido. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v.57, n.4, p.769-776. 2000.

ARDUINI, I.; GODBOLD, D. L.; ONNIS, A. Cadmium and copper uptake and distribution in Mediterranean tree seedlings. **Physiologia Plantarum**, Copenhagen, v. 97, n. 1, p. 111-117, 1996.

BAKER, A. J. M. Metal tolerance. **New Phytologist**, Oxford, v.106, p. 93-111, 1987.

BARBER, S. A. **Soil nutrient bioavailability: a mechanistic approach**. New York, J. Wiley, 1984. 398p.

BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C. Phytoremediation: principles and perspectives. **Contributions to Science**, Catalonia, v.2, n.3, p. 333-344, 2003.

BERTON, R.S. **Fertilizantes e poluição**. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20., Piracicaba, 1992. **Anais...** Piracicaba, 1992. 425p.

BERTON, R. S. Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados. In: BETTIOL, W. ; CAMARGO, O. A. (eds). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 260.

BROOKS. R. M.; CHAMBERS. L. N.; ROBINSON, B. Phytomining. Trends. **Plant Science**, Oxford, v.3, p. 359-362, 1998.

BRÜMMER, G.; GERTH, J.; HERMS, U. Heavy metal species, mobility and availability in soils. **Zeitschrift fuer Pflanzenernaehr und Bodenkd**, Weinheim, 149:382–398, 1986.

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

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

CARDOSO, L. M. N.; CHASIN, A.A. M. **Ecotoxicologia do cádmio e seus compostos**. Salvador: CRA, 2001. 122p. (Cadernos de referência ambiental, v.6)

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 29 jan. 2007.

CHANEY R. L. et al. Phytoremediation of soil metals. **Current Opinion Biotechnology**, Londres, v. 8, 279-284, 1997.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC. Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 10 Ed. Porto Alegre: SBCS.Comissão de Química e Fertilidade do Solo, 2004. 394 p.

COSTA, G.; MOREL, J. L. Water relations, gas exchange and amino acid content in Cd-treated lettuce. **Plant Physiology and Biochemistry**, Paris, v.32, n. 4, p. 561-570, 1994.

COSTA, C. N. **Biodisponibilidade de metais pesados em solos do Rio Grande do Sul**. 78f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

COSTA, C. N.; MEURER, E. J.; BISSANI, C. A; SELBACH, P.A. Contaminantes e Poluentes do Solo e do Ambiente. In: MEURER, E. J. **Fundamentos de Química do Solo**. 3 ed. Porto Alegre: Evangraf, 2006. p. 163-184

CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, A. P. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Advances in Agronomy**, New York, v. 56, p. 55-114, 1996.

CUNNINGHAM, S. D. AND OW, D. W. Promises and prospects of phytoremediation. **Plant Physiology**, Baltimore, v.110, n. 3 p. 715-719, 1996.

DINARDI, A. L.; FORMAGI, V. M.; CONEGLIAN, C. M. R; BRITO, N. N. de; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. **Fitorremediação**. III FÓRUM DE ESTUDOS CONTÁBEIS, 3., Rio Claro – SP, 2003. [RIO CLARO, SP], 2003.

EBBS S, LASAT M, BRADY DJ, CORNISH J, GORDON R, KOCHIAN LV. Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.26, p. 1424-1430, 1997.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412p.

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

GHOSH, M.; SINGH, S.P. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts. **Applied Ecology and Environmental Research**, Budapeste, v.3, n. 1, p.1-18, 2005.

GIACOMINI, S. J. et al. Matéria seca, relação C/N e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio em misturas de plantas de cobertura do solo, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 325-334, 2003.

GOERING, P. L., WAALKES, M. P. & KLAASSEN Toxicology of Cadmium. In: GOYER, R. A., CHERIAN, M. G. **Toxicology of Metals – Biochemical Aspects**, Spring-Verlag, Alemanha, p. 189-191,1995.

GLASS, D. J. **The 1998 United States Market for Phytoremediation**. Needham : D. Glass Associates, 1998. p.139.

GRANT, C.A.; BUCKLEY, W.T.; BAILEY, L.D.; SELLES, F. Cadmium accumulation in crops. **Canadian Journal of Plant Science**, Ottawa, v.78, n.1, p.1-17, 1998.

GUILHERME, L. R. G. et al. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 4, p. 345-390, 2005.

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

HERNANDEZ, L.E.; COOKE, D.T. Modifications of root plasma membrane lipid composition of cadmium treated *Pisum sativum*. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v.48, p.1375-1381, 1997.

HOFFMANN, R. B. Et al. Efeito da aplicação de diferentes produtos na solubilidade de Cd em solos tratados com lodo de esgoto enriquecido. **Revista Universidade Rural - Série Ciências da Vida**. Seropédica, Rio de Janeiro, EDUR, v. 24, n. 1. p. 37-43, 2004.

ILO – **Encyclopaedia of Occupational Health and Safety**. 4th ed. Geneva, 1998.

KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3.ed. Boca Raton, CRC Press, 2001. 413p.

KAYSER, A., K. et al. Enhancement of phytoextraction of Zn, Cd, and Cu from calcareous soil: The use of NTA and sulfur amendments. **Environmental Science & Technology**, Washington, v.34, p.1778–1783, 2000.

KER, J. C. **Mineralogia, sorção e dessorção de fosfato, magnetização e elementos traços de latossolos do Brasil**. 1995. 181 f. Tese (Doutorado), Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1995.

KORENTAJER, L. A review of the agricultural use of sewage sludge: benefits and potential hazards. **Water S.A.**, Pretoria, v.17, n.3, p.189-196, 1991.

KÜPPER, H. et al. Cellular compartmentation of cadmium and zinc in relation to other elements in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. **Planta**, Berlim, v. 212, p. 75-84, 2000.

LAGRIFFOUL, A.; MOCQUOT, B.; MENCH, M.; VANGRONSVELD, J. Cadmium toxicity effects on growth, mineral and chlorophyll contents and activities of stress related enzymes in young maize plants (*Zea mays* L.). **Plant & Soil**, Crawley, v. 200, p.241-250, 1998.

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**, Louisiana, v. 2 p. 5-25, 2000.

LEITA, L.; et al. Analysis of intercellular cadmium forms in roots and leaves of bush bean. **Journal Plant Nutrition**, Filadélfia, v. 19, n. 3-4, p. 527-533, 1996.

LOMBI, E.; ZHAO, F.J.; DUNHAM, S.J. & McGRATH, S.P. Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils: natural hyperaccumulation versus chemically enhanced phytoextraction. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 30, p.1919-1926, 2001.

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**, Brasília, v.35, n.1, p.121-132, 2000.

MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A. Acumulação de cobre e zinco em tecidos do feijoeiro em relação com o extraído do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, n.1, p.92-98, 2005.

McBRIDE, M. **Environmental chemistry of soils**. New York: Oxford, 1994. 406 p.

MEAGHER, R.B. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. **Current Opinion in Plant Biology**, Londres, v. 3, p.153-162, 2000.

MITCHELL, G.A.; BINGHAM, F.T.; PAGE, A.L. Yield and metal composition of lettuce and wheat grown on soils amended with sewage sludge enriched with cadmium, copper, nickel, and zinc. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.7, n.2, p.165-171, 1978.

NASCIMENTO, C. W. A. do; XING, B. Phytoextraction: a review on enhanced metal availability and plant accumulation. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.63, n.3, p.299-311, 2006.

OBATA, H. N. INOUE, e M. UMEBAYASHI. Effect of Cd on plasma membrane ATPase from plant roots differing in tolerance to Cd. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tóquio, v. 42, p. 361-366, 1996.

OLIVEIRA, J. A. de; et al. Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de Aguapé e de Salvínia. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, Campinas, v.13, n.3, p. 329-341, 2001.

OLIVEIRA, R. de. **Avaliação do movimento de Cádmio, Chumbo e Zinco em solo tratado com resíduo-calcário**. 94f. 2002. Dissertação (Mestrado), Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas. Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2002.

OLOLADE I. A.; OLOGUNDUDU, A. Concentration and bioavailability of cadmium by some plants. **African Journal of Biotechnology**, Nigéria, v. 6, n.16, p. 1916-1921, 2007.

PAIVA, H. N.; CARVALHO, J. G.; SIQUEIRA, J. O. Efeito de Cd, Ni, Pb e Zn sobre mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) e de ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standley) em solução nutritiva. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 24, p. 369-378, 2000.

PAIVA, H. N.; CARVALHO, J. G.; SIQUEIRA, J. O. Efeito da aplicação de cádmio sobre o teor de nutrientes em mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Vell.). **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 2, p. 153-162, 2001.

PAIVA, H.N. de; CARVALHO, J.G. de; SIQUEIRA, J.O. Índice de translocação de nutrientes em mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) e de Ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl.) submetidas a doses crescentes de cádmio, níquel e chumbo. **Revista Árvore**, Viçosa, v.26, p.467-473, 2002.

PAIVA, H.N. et al. Absorção de nutrientes por mudas de ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (mart.) standl.) em solução nutritiva contaminada por cádmio. **Revista Árvore**, Viçosa, v.28, n.2, p.189-197, 2004.

PLACHY, J. Cadmium. Disponível na internet:
<http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/cadmium/140400.pdf>.
Acesso em 14 de março de 2008.

PUNZ, W. F.; SIEGHARDT, H. The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. **Environmental and Experimental Botany**, Oxford, v. 44, n. 1, p. 85- 98, 1993.

RIDDELL-BLACK D.; PULFORD, I. D.; STEWART C. Clonal variation in heavy metal uptake by willow. **Aspects of Applied Biology**, Coventry, v.49, p. 327–334, 1997.

ROBINSON B.H.; et al. The potential of the high-biomass nickel hyperaccumulator *Berkheya coddii* for phytoremediation and phytomining. **Journal of Geochemical Exploration**, New York, v.60, p.115-126, 1997.

ROBINSON B. H.; et al. The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.203, p. 47–56, 1998.

ROSSI S. C. **Fisiologia de leguminosas com potencial fitoextrator para o metal pesado Cádmio**. 2007. 72f. Dissertação (Mestrado), Pós-Graduação em agricultura tropical e subtropical. Instituto agrônômico, Campinas, 2007.

SALT D. E.; SMITH R. D.; RASKIN I. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Palo Alto, v.49, p.643-668, 1998.

SANITÀ DI TOPPI, L.; GABBRIELLI, R. Response to cadmium in higher plants. **Environmental and Experimental Botany**, Amsterdam, v.41, p.105-130, 1999.

SCHMIDT, U. Enhancing Phytoextraction: The Effect of Chemical Soil Manipulation on Mobility, Plant Accumulation, and Leaching of Heavy Metals. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.32, p.1939–1954, 2003.

SCOLMEISTER, D. **Biodisponibilidade de metais pesados em solos do Rio Grande do Sul**. 1999. 78 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

SELLAMI, R.; GHARBI, F.; REJEB, S.; REJEB, M.N.; SCHWARTZ, C.; MOREL, J. L. **Short-term phytoextraction of soil Cd with *Thlaspi caerulescens* and rape**. In: International conference on the biogeochemistry of trace elements, 7., 2003, Uppsala-Sweden: SLU Service, p.204-205, 2003.

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

SIMON, L. Cadmium accumulation and distribution in sunflower plant. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 21, n. 2, p. 341-352, 1998.

SOARES, C. R. F. S. et al. Crescimento e nutrição mineral de *Eucalyptus maculata* e *Eucalyptus urophylla* em solução nutritiva com concentração crescente de cobre. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, Campinas, v. 12, n. 3, p. 213-225, 2000.

SOARES, C. R. F. S. et al. Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, Campinas, v.13, n. 3, p. 302-315, 2001.

SOFT CIÊNCIAS. Disponível na Internet: <<http://nautilus.fis.uc.pt/st2.5/index-pt.html>>. Acesso em 10 de março de 2008.

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 biossólidos do mercosul, 1, 1998, Curitiba.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. California: Academic Press, 1989. 277 p.

TAVARES, T. M. **Avaliação de efeitos das emissões de cádmio e chumbo em Santo Amaro, Bahia**. 1990. 273 f. Tese (Doutorado) – Instituto de Química, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1990.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solos, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Departamento de solos, UFRGS, 1995. 174p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). The Clean Green— **Phytoremediation: Produced by U.S. EPA Environmental Response Team**. Disponível na internet: <<http://www.clu-in.org/studio/video.cfm>>. Acesso em 20 de janeiro de 2008.

URAGUCHI S. et al. Characteristics of cadmium accumulation and tolerance in novel Cd-accumulating crops, *Avena strigosa* and *Crotalaria juncea*. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 57, n. 12, p. 2955–2965, 2006.

TÖTSCH, W. Cadmium – Towards a rational use of a toxic element. **Environmental Management**, New York, v.14, n.3, p. 333-338, 1990.

VASSILEV, A., M. BEROVA, e Z. ZLATEV. Influence of cadmium on growth, chlorophyll content, and water relations in young barley plants. **Biologia Plantarum**, Praga, v. 41, n. 4, p. 601-606, 1998.

VASSILEV, A.; VANGRONSVELD, J.; YORDANOV, I. Cadmium phytoextraction: present state, biological backgrounds and research needs bulg. **Journal Plant Physiology**, Bethesda, v. 28, n.3-4, p. 68-95, 2002.

VILAR, T. B. **Efeito da turfa na descontaminação de solos com cádmio recorrendo a plantações de sorgo**. 2002. 54p. Monografia (Licenciatura em Engenharia do Ambiente). Instituto Superior técnico, Lisboa, 2002.

WALLACE, A.; ROMNEY, E.M.; ALEXANDER, G.V. et al. Some interactions in plants among cadmium, other heavy metals, and chelating agents. **Agronomy Journal**, Madison, v.69, n.1, p.18-20, 1977.

WEBELEMENTS. **Chemistry**. Disponível na internet:
<http://www.webelements.com/> Acesso em: 27 de janeiro de 2008.

YANG X. E; et al. Uptake and accumulation of cadmium and Zinc by *Sedum alfredii* Hance at different Cd/Zn supply levels. **Journal Plant Nutrition**, Filadélfia, v. 27, n. 11, p. 1963-1977, 2004.

YOSHIHARA, T. et al. Induction of callus from a metal hypertolerant fern, *Athyrium yokoscense*, and evaluation of its cadmium tolerance and accumulation capacity. **Plant Cell Reports**, Berlim, v. 23, n. 8, p. 579-585, 2004.

ZEITOUNI, C. F. et al. Fitoextração de cádmio e zinco de um Latossolo vermelho-amarelo contaminado com metais pesados. **Bragantia**, Campinas, v.66, n.4, p.649-657, 2007.

ZONTA, E.P.; MACHADO, A.A.; SILVEIRA, P. Sistema de análise estatística para microcomputadores (SANEST). Pelotas: Universidade Federal de Pelotas, 1984.