

UNIVERSIDADE DE RIBEIRÃO PRETO
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS, NATURAIS E TECNOLOGIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DA FITORREMEDIAÇÃO EM SOLOS SUBMETIDOS À
CONTAMINAÇÃO COM METAIS**

Daniela Ferreira Cardoso Cruvinel

RIBEIRÃO PRETO – SP

2009

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

Ficha catalográfica preparada pelo Centro de Processamento Técnico
da Biblioteca Central da UNAERP

- Universidade de Ribeirão Preto -

Cruvinel, Daniela Ferreira Cardoso, 1986 –

C957a Avaliação da fitorremediação em solos submetidos à contaminação
 com metais / Daniela Ferreira Cardoso Cruvinel. - -
 Ribeirão Preto, 2009.
 79 f. : Il. color.

Orientador(a): Prof^a. Dra. Maristela Silva Martinez.

Dissertação (mestrado) - Universidade de Ribeirão Preto UNAERP,
Tecnologia ambiental. Ribeirão Preto, 2009.

1. Tecnologia ambiental. 2 Biorremediação. 3. Fitorremediação.
4. Solo – Contaminação – Metais pesados. I. Título.

CDD: 628.55

UNIVERSIDADE DE RIBEIRÃO PRETO
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS, NATURAIS E TECNOLOGIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL

Daniela Ferreira Cardoso Cruvinel

**AVALIAÇÃO DA FITORREMEDIAÇÃO EM SOLOS SUBMETIDOS À
CONTAMINAÇÃO COM METAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental do Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias da Universidade de Ribeirão Preto, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Dra. Maristela Silva Martinez

RIBEIRÃO PRETO – SP

2009

Dedico,

*aos meus pais Daniel e Terezinha, ao meu marido
Gustavo e a minha filha Maria Eduarda, que sempre
acreditaram em mim, apoiaram meus sonhos e ideias.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, que sempre esteve presente em todos os dias da minha vida.

Aos meus queridos e amados pais, Daniel e Terezinha, pelo amor incondicional, exemplos de honestidade e caráter, alicerce para minha vitória.

Ao meu marido Gustavo e a minha filha Maria Eduarda, pelo apoio e paciência.

A Dr^a. Maristela Silva Martinez, pela orientação e amizade.

Ao engenheiro químico Danilo Morais Baratto, pelas análises químicas realizadas e pela amizade.

Ao engenheiro Marcio Resende Trimailovas, pelas análises químicas e pela prestatividade.

À aluna de engenharia química Larissa Peruchi, pelo auxílio nas análises.

Ao aluno de engenharia química José Guilherme Souza, pela prestatividade e pela amizade.

Aos professores Dr. Reinaldo Pisani Júnior e Dr. Murilo Daniel de Mello Innocentini, pelas sugestões e esclarecimentos.

Às professoras Dr^a Cristina Filomena Pereira Rosa Paschoalato e Dr^a Luciana Rezende Alves de Oliveira, pelo incentivo.

Ao professor Dr. Paulo Sérgio Pereira, pelo espaço concedido no Laboratório de Biotecnologia de Plantas Medicinais.

Aos meus colegas de curso, pelos momentos agradáveis, pelas trocas de conhecimentos e experiências.

A Dr^a. Flávia Cecílio Ribeiro Bregagnoli, pelas idéias e conselhos nos momentos mais propícios.

A querida Professora Dariê Silva Pasqua pelas correções ortográficas.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

“Quando o homem aprender a respeitar até o menor ser da criação, seja animal ou vegetal, ninguém precisará ensiná-lo a amar seus semelhantes”.

Albert Schweitzer - Prêmio Nobel da Paz em 1952

RESUMO

A Contaminação de solos e água com poluentes químicos representa um grande problema ambiental com implicações para a saúde humana e animal. A industrialização e a urbanização têm exposto animais e vegetais a elementos químicos potencialmente tóxicos. Entre estes, os metais pesados representam o maior contaminante industrial dos ecossistemas. A fitorremediação pode ser definida como o uso de vegetação *in situ* para o tratamento de solos contaminados. O objetivo geral deste trabalho é avaliar a fitorremediação por três espécies vegetais *Brassica juncea*, *Brachiaria decumbens* e *Pfaffia glomerata* para a recuperação do solo contaminado pelos metais níquel (Ni), chumbo (Pb), cádmio (Cd), cromo (Cr) e zinco (Zn). Os ensaios foram realizados em recipientes de 10 L contendo em média 8 kg de solo. Foram utilizados saís de cada um dos metais distribuídos em diferentes concentrações (grau I, grau II e grau III), de forma a fornecer múltiplos dos Valores de Intervenção (CETESB, 2005). Todos os experimentos foram realizados em quadruplicata. Foram determinadas as % de remoção de metal do solo. Os resultados obtidos foram: para contaminação grau I a *Brassica juncea* removeu 18% de Cd, 39% de Pb, 68% de Ni, 37% de Cr e 39% de Zn, enquanto a *Brachiaria decumbens* removeu 7% de Cd, 40% de Pb, 88% de Ni, 62% de Cr e 38% de Zn, já para contaminação grau II a *Brassica juncea* removeu 40% de Cd, 38% de Pb, 68% de Ni, 33% de Cr e 37% de Zn, enquanto a *Brachiaria decumbens* removeu 60% de Cd, 17% de Pb, 84% de Ni, 20% de Cr e 20% de Zn. Para contaminação grau III, a *Brachiaria decumbens* não se desenvolveu, obtendo-se, assim, somente resultados de remoção do solo pela *Brassica juncea*. São eles: 28% de Cd, 29% de Pb, 59% de Ni e 20% de Zn, sendo que ela não apresentou resultado satisfatório para remoção de Cr do solo. Pode-se concluir que, para contaminação grau I a *Brassica juncea* removeu melhor os metais Pb, Cr e Ni, enquanto a *Brachiaria decumbens* removeu melhor os metais Pb, Ni e Cr. Já para contaminação grau II, a *Brassica juncea* removeu melhor os metais Pb, Cr, Zn e Cd e a *Brachiaria decumbens* os metais Cd e Ni. A *Pfaffia glomerata* se demonstrou pouco acumuladora e muito sensível aos metais presentes no solo quando comparada com os demais vegetais estudados.

Palavras-chave: fitorremediação, metais pesados, contaminação do solo.

ABSTRACT

Water and soil contamination with chemical pollutants is a major environmental issue that brings about serious consequences for both animal and human health. Industrialization and urbanization have exposed animals and plants to potentially toxic chemical elements. Among such elements, heavy metals are the main industrial contaminants of ecosystems. Phytoremediation can be defined as the *in situ* use of vegetation for the treatment of contaminated soils. The aim of this work was to evaluate phytoremediation by three plant species, namely *Brassica juncea*, *Brachiaria decumbens* and *Pfaffia glomerata*, for recovery of soil contaminated with nickel (Ni), lead (Pb), cadmium (Cd), chromium (Cr) and zinc (Zn). Assays were carried out in 10-liter containers with 8 kg of soil. Salts of each of the metals distributed in different concentrations (level I, level II and level III) were employed, in such a way that multiples of the Intervention Values (CETESB, 2005) could be obtained. All experiments were accomplished in quadruplicate, and percentages of metal removal from the soil were determined. For contamination level I, *Brassica juncea* removed 18% Cd, 39% Pb, 68% Ni, 37% Cr and 39% Zn, whereas *Brachiaria decumbens* removed 7% Cd, 40% Pb, 88% Ni, 62% Cr and 38% Zn. As for contamination level II, *Brassica juncea* removed 40% Cd, 38% Pb, 68% Ni, 33% Cr and 37% Zn, while *Brachiaria decumbens* removed 60% Cd, 17% Pb, 84% Ni, 20% Cr and 20% Zn. Concerning contamination level III, *Brachiaria decumbens* did not develop, so only results on the action of *Brassica juncea* were obtained, as follows: 28% Cd, 29% Pb, 59% Ni and 20% Zn, and no satisfactory results were obtained for Cr removal. In conclusion, for contamination level I, *Brassica juncea* better removed Pb, Cr and Ni, whereas *Brachiaria decumbens* removed Pb, Ni and Cr more satisfactorily. In the case of contamination level II, *Brassica juncea* better removed Pb, Cr, Zn and Cd, while *Brachiaria decumbens* was more efficient to remove Cd and Ni. *Pfaffia glomerata* showed to be little cumulative and very sensitive to the metals present in the soil compared with the other investigated plants.

Keywords: phytoremediation, heavy metals, soil contamination.

Lista de Figuras

Figura 1 – Esquema de Fitoextração	28
Figura 2 – Esquema de Fitoestabilização	29
Figura 3 – Esquema de Fitovolatilização	30
Figura 4 – Acompanhamento fotográfico dos vasos de <i>Brachiaria decumbens</i>	52
Figura 5 – Acompanhamento fotográfico dos vasos de <i>Pfaffia glomerata</i>	53
Figura 6 – Acompanhamento fotográfico dos vasos de <i>Brassica juncea</i>	54
Figura 7 - Comparação da absorção de metais pela <i>Pfaffia glomerata</i> , <i>Brassica juncea</i> e <i>Brachiaria decumbens</i> para contaminação equivalente ao grau de intervenção da CETESB	58
Figura 8 - Comparação da absorção de metais pela <i>Brachiaria decumbens</i> e <i>Brassica juncea</i> para contaminação equivalente a duas vezes o grau de intervenção da CETESB.....	59
Figura 9 - Comparação da concentração de metais no solo onde foram plantados os vegetais <i>Brassica juncea</i> e <i>Brachiaria decumbens</i> para contaminação equivalente ao grau I de contaminação.....	62
Figura 10 - Comparação da concentração de metais no solo onde foram plantados os vegetais <i>Brassica juncea</i> e <i>Brachiaria decumbens</i> para contaminação equivalente ao grau II.....	62
Figura 11 - Média da remoção (%) dos metais no solo onde foram plantados os vegetais <i>Brassica juncea</i> e a <i>Brachiaria decumbens</i> com grau I de contaminação.....	64
Figura 12 - Média da remoção (%) dos metais no solo onde foram plantados os vegetais <i>Brassica juncea</i> e a <i>Brachiaria decumbens</i> com grau II de contaminação.....	65

Lista de Tabelas

Tabela 1 – Alguns Valores orientadores para solo e água subterrânea no Estado de São Paulo - CETESB	22
Tabela 2 - Custo da extração de metais por fitorremediação comparado a outras possíveis alternativas tecnológicas.....	23
Tabela 3 - Custo da Fitorremediação (biorremediação rizosférica) utilizando raízes de gramíneas comparado a outras possíveis alternativas tecnológicas.....	24
Tabela 4 - Concentração de cada um dos metais aplicados na contaminação realizada em cada um dos vasos.....	50
Tabela 5 - Média dos pesos das massas vegetais obtidas em cada grau de contaminação.....	58
Tabela 6 - Resultados obtidos após determinação da umidade (%)......	59
Tabela 7 - Resultados obtidos após a análise do pH do solo.....	60
Tabela 8 - Resultados das concentrações dos metais obtidos nos vegetais <i>Brassica juncea</i> , <i>Brachiaria decumbens</i> para a contaminação grau I, II e III.....	61
Tabela 9 - Resultados das concentrações dos metais no solo onde estavam cultivados os vegetais <i>Brassica juncea</i> e <i>Brachiaria decumbens</i> (Grau I).....	63
Tabela 10 - Resultados das concentrações dos metais no solo onde estavam cultivados os vegetais <i>Brassica juncea</i> e <i>Brachiaria decumbens</i> (Grau II).....	63
Tabela 11 - Resultados das concentrações dos metais no solo onde estava cultivada a <i>Brassica juncea</i> , com contaminação grau III.....	64
Tabela 12 - % de remoção dos metais no solo onde estavam cultivadas a <i>Brassica juncea</i> e a <i>Brachiaria decumbens</i> com grau I, II e III de contaminação.....	66
Tabela 13 - % remoção dos metais no solo onde estava cultivada a <i>Pfaffia glomerata</i> com grau I de contaminação.....	67

- Tabela 14** - Valores obtidos na remoção dos metais do solo no período de três meses, onde estavam cultivados os vegetais: *Brassica juncea* e *Brachiaria decumbens*, cuja contaminação era de grau I..... **69**
- Tabela 15** - Valores obtidos na remoção dos metais do solo no período de três meses, onde estavam cultivados os vegetais: *Brassica juncea* e *Brachiaria decumbens*, cuja contaminação era de grau II..... **70**
- Tabela 16** - Valores obtidos na remoção dos metais do solo no período de três meses, onde estava cultivado o vegetal: *Brassica juncea*, cuja contaminação era de grau III **71**

Lista de Abreviaturas e Siglas

Ag – Prata

APMax – Área de Proteção Máxima

BD – *Brachiaria decumbens*

BJ – *Brassica juncea*

Cd – Cádmiio

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

Co – Cobalto

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

Cr – Cromo

Cs – Césio

Cu – Cobre

EUA – Estados Unidos da América

Hg – Mercúrio

Mn – Manganês

Mo – Molibdênio

MS – Ministério da Saúde

Ni – Níquel

Nº - Número

°C – Grau Celsius

OMS – Organização Mundial de Saúde

Pb – Chumbo

PG – *Pfaffia glomerata*

ppb – Partes por Bilhão

PT – Preto

Pu – Plutônio

SC – Sem Contaminação

Sr – Estrôncio

U – Urânio

VD – Verde

VI – Valor de Intervenção

VM – Vermelho

VP – Valor de Prevenção

VRQ – Valor de Referência de Qualidade

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	14
2.	OBJETIVO	16
2.1.	Geral	16
2.2.	Específicos	16
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1.	Fitorremediação de Solo	18
3.2.	Aspectos relevantes da fitorremediação de solo	19
3.3.	Pré-requisitos, potencialidades e limitações para a aplicação da técnica de fitorremediação	25
3.4.	Mecanismos utilizados na fitorremediação de metais pesados.....	27
3.5.	Caracterização do local contaminado e do contaminante	30
3.6.	Contaminantes inorgânicos	31
3.6.1.	Chumbo (Pb)	33
3.6.2.	Cádmio (Cd)	35
3.6.3.	Zinco (Zn)	36
3.6.4.	Cromo (Cr)	38
3.6.5.	Níquel (Ni)	38
3.7.	Seleção das espécies vegetais envolvidas	40
3.7.1.	<i>Pfaffia glomerata</i>	42
3.7.2.	<i>Brachiaria decumbens</i>	46
3.7.3.	<i>Brassica juncea</i>	47
3.8.	Aplicações da fitorremediação	47
4.	METODOLOGIA	50
4.1.	Espécies avaliadas.....	51
4.2.	Amostragem e análises químicas	52
4.2.1.	Coleta dos vegetais	52
4.2.2.	Solo.....	53
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
6.	CONCLUSÕES	72
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73

1 INTRODUÇÃO

Atualmente existe uma grande preocupação dos efeitos que poluentes orgânicos e inorgânicos possam ter sobre a saúde animal, humana e no meio ambiente, pois a crescente industrialização nas últimas décadas tem aumentado significativamente a liberação e a concentração desses compostos químicos potencialmente tóxicos na biosfera.

Dos 2,9 milhões de toneladas de resíduos industriais perigosos, gerados anualmente no Brasil, somente 850 mil toneladas recebem tratamento adequado, conforme estimativa da Associação Brasileira de Empresas de Tratamento, Recuperação e Disposição de Resíduos Especiais. Os 72% restantes são depositados indevidamente em lixões ou descartados em cursos d'água sem qualquer tipo de tratamento (FURTADO, 2003).

Entre os poluentes, os metais pesados representam o maior contaminante industrial de solos, corpos d'água, plantas e animais no ecossistema (GHOSHROY *et al* 1998).

Sabe-se que a matéria contaminada pode ser levada para local distante, causando riscos de contaminação secundária e aumentando ainda mais os custos com tratamento. Por isso, passou-se a dar preferência por métodos *in situ* que perturbem menos o ambiente e sejam mais econômicos. A fitorremediação pode ser definida como o uso de vegetação *in situ* para o tratamento de solos contaminados (OLIVEIRA *et al* 2006).

Segundo Cunningham *et al* (1996) e Pilon-Smits (2005), os mecanismos envolvidos na fitorremediação são: a fitoextração, também conhecido como fitoacumulação, onde os contaminantes são absorvidos pelas plantas e estocados no caule e folhas; fitotransformação ou fitodegradação, onde contaminantes são absorvidos pelas plantas que, através de seus processos metabólicos, quebram as moléculas do contaminante em produtos menos tóxicos; fitovolatilização, onde os contaminantes são liberados na atmosfera após absorção pelas raízes, mas sem sofrer nenhuma alteração química; fitoestimulação, onde a presença das plantas estimula a biodegradação microbiana mediante exsudatos radiculares e/ou fornecimento de tecidos vegetais; fitoestabilização, onde o poluente é imobilizado por meio de sua lignificação ou humificação; rizodegradação, no qual as raízes aumentam a atividade dos microrganismos na rizosfera e os microrganismos quebram o contaminante.

Uma cultura, para ser utilizada com sucesso na recuperação de áreas contaminadas, deve ser eficiente na acumulação de metais e capaz de se adaptar às condições do ambiente contaminado.

O objeto de estudo dessa pesquisa se constitui na contaminação artificial do solo com cinco tipos de metais: Níquel (Ni), Chumbo (Pb), Cádmio (Cd), Cromo (Cr) e Zinco (Zn), de

acordo com valores orientadores para gerenciamento de áreas contaminadas no Estado de São Paulo fornecidos pela CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) e a avaliação da fitorremediação por três espécies vegetais para a recuperação do solo: *Brachiaria decumbens*, *Brassica juncea* e *Pfaffia glomerata*, no intuito de se verificar a remoção desses metais presentes no solo no período de 3 meses.

2 OBJETIVO

2.1 Geral

Este trabalho pretendeu avaliar a fitorremediação por três espécies vegetais: *Brassica juncea*, *Brachiaria decumbens* e *Pfaffia glomerata*, para a recuperação do solo contaminado pelos metais: níquel, chumbo, cádmio, cromo e zinco.

2.2 Específicos

Para avaliação da fitorremediação, o trabalho foi dividido nas seguintes etapas:

- a) contaminação do solo com concentrações conhecidas dos metais Zn, Cr, Cd, Pb e Ni.
- b) quantificação dos metais (Zn, Cr, Cd, Pb e Ni) presentes no solo após 6 meses do plantio.
- c) quantificação dos metais (Zn, Cr, Cd, Pb e Ni) presentes nos vegetais colhidos após 6 meses do plantio.
- d) avaliação da porcentagem (%) de remoção dos metais do solo por cada um dos vegetais.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A fitorremediação oferece várias vantagens que devem ser levadas em consideração, tais como grandes áreas que podem ser tratadas de diversas maneiras a baixo custo, com possibilidades de se remediar águas contaminadas, o solo e o subsolo e, ao mesmo tempo, melhorar o aspecto do ambiente.

Do ponto de vista econômico, a estimativa mundial para os gastos anuais com a despoluição ambiental gira em torno de 25 – 30 bilhões de dólares. Esse mercado, que já é estável nos Estados Unidos (7 – 8 bilhões), tende a crescer no Brasil, uma vez que os investimentos para tratamento dos rejeitos humanos, agrícola e industrial crescem à medida que aumentam as exigências da sociedade e leis mais rígidas são aplicadas (DINARDI, 2003).

Sabe-se que, nos últimos 10 anos, surgiram nos EUA e Europa inúmeras companhias que exploram a fitorremediação com fins lucrativos, como a norte americana Phytotech e a alemã BioPlanta, e indústrias multinacionais como Union Carbide, Monsanto e Rhone-Poulanc, que empregam fitorremediação em seus próprios sítios contaminados (GLASS,1998). Várias universidades desenvolvem projetos ligados a esta área, como a Universidade da Califórnia e a Universidade de Glasgow (GLASS, 1998). No Brasil, sabe-se que algumas empresas estatais e privadas, bem como instituições acadêmicas (Unicamp, por exemplo) pesquisam e exploram métodos de biorremediação através da fitorremediação (DINARDI, 2003).

Os poluentes que contaminam ambientes podem ser classificados como orgânicos e inorgânicos. Poluentes orgânicos são aqueles produzidos pelo homem e causam danos aos organismos por serem tóxicos e alguns, carcinogênicos. Esse tipo de poluente pode ser liberado no ambiente via derramamento de combustíveis e de solventes (tricloroetileno), ser decorrente de atividades militares (explosivos e armas químicas) e do uso de inseticidas, fungicidas, herbicidas e fertilizantes na agricultura, ou proveniente de resíduos industriais (químicos e petroquímicos) (PILON-SMITS, 2005). Poluentes orgânicos, dependendo de suas propriedades, podem ser degradados na zona radicular das plantas e, quando absorvidos, podem ser degradados, sequestrados ou volatilizados pelas mesmas. Já poluentes inorgânicos ocorrem como elementos naturais na crosta terrestre ou na atmosfera. Atividades humanas como mineração, industrialização e agricultura, por exemplo, promovem sua liberação no ambiente. Esses poluentes não podem ser degradados, mas sim fitorremediados via estabilização ou sequestro nos tecidos de plantas que são tratadas posteriormente. Alguns exemplos de poluentes inorgânicos fitorremediados incluem macronutrientes (nitrato, e

fosfato, cromo, cobre e zinco) que são importantes para a constituição de enzimas em plantas, mas em níveis elevados nos solos tornam-se tóxicos. Outros exemplos são nutrientes não-essenciais às plantas como cádmio, mercúrio e isótopos radioativos (PILON-SMITS, 2005).

Portanto, a absorção de contaminantes por plantas já se tornou conhecida, tendo em vista a grande quantidade desses compostos envolvidos na produção de herbicidas, inseticidas, fungicidas etc. A elucidação sobre o mecanismo de degradação desses compostos, bem como de seu acúmulo nas plantas, torna-se necessária para o emprego seguro dessa técnica.

3.1 Fitorremediação do solo

A fitorremediação do solo é caracterizada não somente pela redução da contaminação do solo, mas também da água que se acumula nele. Esse processo de remediação começa pelo cultivo de plantas nos locais contaminados, prosseguindo, em alguns casos, na colheita.

Fitorremediação do solo é um termo em geral usado para designar um conjunto de tecnologias e práticas agronômicas que empregam plantas e microrganismos associados para remediar solos contaminados (ANDRADE *et al*, 2007).

A fitorremediação é um método de remediação esteticamente favorável que se aproveita da energia solar. Seu uso ocorre, em geral, na limpeza de locais pouco profundos contendo moderados ou baixos níveis de contaminação e pode acontecer acompanhado, ou não, de outros métodos de descontaminação *in situ*. A remediação resulta da remoção do poluente ou redução de sua periculosidade, por meio de degradação, isolamento ou imobilização. As técnicas correlacionadas ao método podem, com as devidas restrições, ser aplicadas tanto para os poluentes orgânicos como para os inorgânicos (EPA, 1998). Segundo Dias (2000), os vegetais podem atuar de forma direta ou indireta na remediação ambiental. Na remediação realizada de forma direta, os compostos são absorvidos e acumulados ou metabolizados nos tecidos; nesse caso, a metabolização resulta da transformação do composto inicial ou mineralização do mesmo. A fitorremediação é considerada indireta quando os vegetais extraem contaminantes da água subterrânea, reduzindo a fonte de contaminação do solo. O processo é também considerado indireto quando a presença das plantas propicia meio favorável ao aumento da atividade microbiana, que degrada ou participa de etapas da degradação do contaminante.

O estímulo ao desenvolvimento da atividade microbiana pode ocorrer por meio de:

- exsudatos provenientes das raízes que, contendo compostos orgânicos, fornecem nutrientes aos microrganismos;

- material vegetal em decomposição, que enriquece o solo com carbono, energia e nutrientes;
- enzimas encontradas em tecidos aéreos que, liberadas após deposição sob o solo, auxiliam na quebra de compostos tóxicos ou de difícil degradação por microrganismos;
- redução dos teores de compostos voláteis por evapotranspiração das plantas até níveis que permitem a sobrevivência e ação de microrganismos biorremediadores;
- sombreamento e aumento da umidade do solo, modificando o ambiente e trazendo condições ambientais mais favoráveis ao desenvolvimento microbiano.

3.2 Aspectos relevantes da fitorremediação do solo

Com o início da Revolução Industrial, no século XVIII, foi inaugurada uma nova era econômica, política, cultural e científica. Nesse período, muitas tecnologias floresceram, assim como o capitalismo, que criou novas exigências para a sociedade. O atendimento a esses novos padrões provocou uma imensa expansão das atividades de mineração e, conseqüentemente, a concentração de elementos químicos, que alterou o perfil de distribuição até então existente sobre o Planeta. Além disso, a busca por produtos diferenciados resultou na descoberta e difusão de muitas substâncias químicas, até então pouco utilizadas e/ou conhecidas, e na criação de compostos, anteriormente inexistentes na natureza, denominados xenobiontes (*xeno* = estranho + *bionte* = que vive) (ANDRADE *et al*, 2007).

Como consequência desse desenvolvimento tecnológico e do crescimento demográfico mundial, nas últimas décadas, intensificaram-se as atividades industriais e agrícolas, bem como o extrativismo mineral e a urbanização, ocasionando considerável aumento dos níveis dos poluentes no ambiente. Essa mudança provocou a geração crescente de diversos tipos de resíduos e subprodutos que, pelo desconhecimento dos riscos e pela visão antropocêntrica reinante, foram descartados ou dispostos sem maiores preocupações. Entretanto, uma série de incidentes e a gradativa aquisição de informações por parte da ciência permitiram o entendimento de vários tipos de interações, começando a ser revelado o risco ambiental representado pelo crescimento abrupto da intervenção humana e sua influência na dinâmica do equilíbrio ecológico do Planeta (ANDRADE *et al*, 2007).

Com relação à poluição do solo, o problema veio à tona principalmente após a década de 1970, com uma série de incidentes de repercussão mundial. Vários desastres ambientais resultaram não somente em muitas mortes, mas também em número muito maior de pessoas que tiveram seu tempo e/ou qualidade de vida reduzidos. Entre os casos mundialmente

reconhecidos, Sanchez *et al* (2001) cita aqueles ocorridos em Niagara Falls (Estados Unidos – caso do Love Canal, divulgado em 1976), Lekkerkirb (Holanda, em 1978), Malmö (Suécia, em 1977), Dortmund (Alemanha, no início dos anos 1980), LaSalle (Quebec, em meados dos anos 1980).

O perigo, presente, mas de forma muitas vezes invisível, provocou medo e pressões populares, principalmente em países com economia e sociedade desenvolvidas. Populações detentoras de bom nível de escolaridade e passíveis de maior participação política compreenderam os riscos envolvidos e influenciaram na implantação de medidas políticas, econômicas e jurídicas voltadas ao enfrentamento do problema. Vários países passaram a utilizar métodos *screening* (rastreamento) para inventariar áreas suspeitas, criando cadastros que serviriam como base para ações governamentais e intervenções judiciais. Surgiram, assim, várias legislações e jurisprudências que atualmente norteiam os planos de remediação e monitoramento (ANDRADE *et al*, 2007).

A avaliação de áreas suspeitas de contaminação ocorre geralmente por meio da comparação dos valores encontrados na amostragem no sítio investigado com os valores ou faixas de valores utilizados como parâmetros. A comparação define as ações a serem tomadas, revelando a necessidade de intervenção, sendo que os valores auxiliam na escolha do tipo de procedimento a ser adotado de acordo com o risco ambiental compatível. Os parâmetros utilizados na avaliação e caracterização variam de país para país, de Estado para Estado ou mesmo de região para região, de acordo com os objetivos expressos em legislação pertinente. Dessa forma, também variam a metodologia e os procedimentos adotados para análise. Ao mesmo tempo em que a padronização local pode ser benéfica, por considerar características particulares na definição da existência ou não de alterações ambientais - já que é possível que o solo de uma região seja naturalmente muito mais rico em um metal do que o de outra - também representa dificuldade, pois traz embaraço ou mesmo a impossibilidade de comparação entre diferentes valores descritos na literatura.

No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) coordenou trabalhos a fim de estabelecer valores orientadores para solos e águas em todo o território nacional. Esses valores têm como base as pesquisas produzidas pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB (2005). Os valores orientadores para solo e água subterrânea no Estado de São Paulo (Tabela 1) são divididos em: Valor de Referência de Qualidade (VRQ), Valor de Prevenção (VP) e Valor de Intervenção (VI).

- Valor de Referência de Qualidade (VRQ):

É a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea, que define um solo como limpo ou a qualidade natural da água subterrânea e é determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos e amostras de águas subterrâneas de vários aquíferos do Estado de São Paulo. Deve ser utilizado como referência nas ações de prevenção da poluição do solo e das águas subterrâneas e de controle de áreas contaminadas.

- Valor de Prevenção (VP):

É a concentração de determinada substância acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea. Esse valor indica a qualidade de um solo capaz de sustentar as suas funções primárias, protegendo-se os receptores ecológicos e a qualidade das águas subterrâneas, sendo que foi determinado com base em ensaios receptores ecológicos. É utilizado para disciplinar a introdução de substâncias no solo e, quando ultrapassado, a continuidade da atividade será submetida a nova avaliação, devendo os responsáveis legais pela introdução das cargas poluentes proceder ao monitoramento dos impactos decorrentes.

- Valor de Intervenção (VI):

É a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando-se um cenário de exposição genérico. Para o solo, o cálculo baseia-se em procedimento de avaliação de risco à saúde humana relativo a cenários de exposição agrícola, residencial e industrial – APM_{max} (Área de Proteção Máxima). Para a água subterrânea, consideram-se como valores de intervenção as concentrações que causam risco à saúde humana listadas na Portaria 518, de 26 de março de 2004, do Ministério da Saúde (MS), complementada com os padrões de potabilidade do guia da Organização Mundial de Saúde (OMS) de 2004, ou calculados segundo uma adaptação da OMS, utilizada na derivação desses padrões.

Tabela 1 Alguns Valores orientadores para solo e água subterrânea no Estado de São Paulo

Substância	CAS n°	Solo (mg.kg ⁻¹ de peso seco)					Água Subterrânea (µg.L ⁻¹)
		Referência de Qualidade	Prevenção	Intervenção			
				Agrícola APMax	Residencial	Industrial	Intervenção
Alumínio	742990-5	-	-	-	-	-	200
Antimônio	7440-36-0	<0,5	2	5	10	25	5
Arsênio	7440-38-2	3,5	15	35	55	150	10
Bário	7440-39-3	75	150	300	500	750	700
Cádmio	7440-48-4	<0,5	1,3	3	8	20	5
Chumbo	7440-43-9	17	72	180	300	900	10
Cobalto	7439-92-1	13	25	35	65	90	5
Cobre	7440-50-8	35	60	200	400	600	2.000
Cromo	7440-47-3	40	75	150	300	400	50
Ferro	7439-89-6	-	-	-	-	-	300
Manganês	7439-96-5	-	-	-	-	-	400
Merúrio	7439-97-6	0,05	0,5	12	36	70	1
Molibdênio	7439-98-7	<4	30	50	100	120	70
Níquel	7440-02-0	13	30	70	100	130	20
Prata	7440-22-4	0,25	2	25	50	100	50
Zinco	7440-66-6	60	300	450	1.000	2.000	5.000

Fonte: CETESB, 2005.

Existindo a possibilidade de aplicação, a fitorremediação pode destacar-se pelo baixo custo em relação a outras tecnologias (Tabelas 2 e 3), sendo esse um dos motivos que justificam a sua crescente adoção em vários países (ANDRADE *et al*, 2007).

Tabela 2 Custo da extração de metais por fitorremediação comparado a outras possíveis alternativas tecnológicas

Tipo de Tratamento	Custo por m³ (dólares)	Tempo requerido (meses)	Fatores adicionais que aumentam o custo	Subprodutos
Fixação	90 – 200	6 – 9	Escavação/Transporte Monitoramento	Lixiviado
Disposição em aterro	100 – 400	6 – 9	Monitoramento	Lixiviado
Extração por lixiviação do solo	250 – 500	8 – 12	No mínimo 5.000 m ³ /ha a serem quimicamente reciclados	Resíduos a serem dispostos
Fitorremediação (Fitoextração)	15 – 40	18 – 60	Tempo em que o solo terá de ficar sem uso	Resíduos a serem dispostos

Fonte: Schnoor (1997).

Tabela 3 Custo da Fitorremediação (biorremediação rizosférica) utilizando-se raízes de gramíneas comparado a outras possíveis alternativas tecnológicas

Tipo de Tratamento	Custo variável por tonelada (dólares)
Fitorremediação	10 – 35
Biorremediação no local	50 – 150
Ventilação do solo	20 – 220
Tratamento térmico indireto	120 – 300
Lavagem do solo	80 – 200
Solidificação/Estabilização	240 – 340
Extração por solvente	360 – 440
Incineração	200 – 1.500

Fonte: Schnoor (1997).

A viabilidade econômica de aplicação vai depender da composição de preços no processo, variando, por exemplo, de acordo com o custo local de insumos agrícolas (subsidiados em alguns países) e com a mão de obra. Além disso, as condições climáticas influenciam no custo e na eficácia da tecnologia, fator que privilegia a maior parte do Brasil.

Com o predomínio de clima tropical no território brasileiro, existe a possibilidade do cultivo vegetal durante praticamente todo o ano, além de ser propícia a ocorrência de grandes taxas de fotoconversão, alta atividade microrrgânica e elevada fitotranspiração média. Tudo isso pode facilitar o uso de processos de fitorremediação, sendo possível atingir o objetivo proposto com maior velocidade do que, por exemplo, em cultivo efetuado em clima temperado. Como se não bastasse, o país detém biomas riquíssimos, estimando-se que nele existam mais de 20% do total de espécies do Planeta (BRASIL, 2008). Esse fato significa a ocorrência de grande reserva de fenogênótipos a serem testados e de genótipos passíveis de serem incorporados mediante cruzamentos e/ou pela engenharia genética. Existe, assim, farto material para a melhoria ou mesmo para a formação de novas espécies fitorremediadoras. Além do mais, aliada a essa grande diversidade vegetal, que é característica das regiões tropicais, o Brasil possui enorme diversidade de microrganismos de solos, o que possibilita a realização de estudo e desenvolvimento voltado para as mais diversas aplicações na remediação ambiental.

3.3 Pré-requisitos, potencialidades e limitações para a aplicação da técnica de fitorremediação

Para a aplicação da fitorremediação há pré-requisitos, potencialidades e limitações.

3.3.1 Pré-requisitos

Segundo Providenti (1993), antes da implantação das diversas técnicas de fitorremediação, com o objetivo de remediar água e solos contaminados, é fundamental que se conheçam as características físico-químicas do solo e dos contaminantes, bem como sua distribuição na área impactada.

Para que se tenha alta eficiência no processo, é preciso identificar possíveis fatores que possam intervir negativamente no processo de remediação, a fim de que esses sejam controlados e minimizados.

Com base na análise apresentada por diversos autores (FERRO *et al*, 1994; PERKOVICH *et al*, 1996; CUNNINGHAM *et al*, 1996; NEWMAN *et al*, 1998; ACCIOLY & SIQUEIRA, 2004; VOSE *et al*, 2000), os vegetais que serão empregados na recuperação de áreas contaminadas devem apresentar características específicas. Conforme citado por Pires (2003) são pré-requisitos para a aplicação da fitorremediação:

- Alta taxa de crescimento e produção de biomassa, pela fácil aquisição ou propagação de propágulos, que são orgânulos destinados a multiplicar vegetativamente as plantas;
- Capacidade de absorção, concentração e/ou metabolização, tolerância ao contaminante e bom desenvolvimento em ambientes diferenciados; retenção do contaminante nas raízes, no caso de fitoestabilização, como oposto à transferência para a parte aérea, evitando-se sua manipulação e disposição, o que ocorre naturalmente em áreas poluídas (importante na identificação, porém não é pré-requisito);
- Sistema radicular profundo e denso de fácil controle ou erradicação; elevada taxa de exsudação radicular e resistência a pragas e doenças;
- Fácil colheita, quando necessária a remoção da planta da área contaminada e capacidade transpiratória elevada, especialmente em árvores e plantas perenes.

São diversas as características a serem observadas no sistema vegetal antes de aplicá-lo como um fitorremediador. Como é difícil reunir todas as características desejáveis, a que for selecionada deve apresentar o maior número delas. Várias espécies também podem ser utilizadas em um mesmo local ou ao mesmo tempo para remover mais de um contaminante.

3.3.2 Potencialidades e limitações

A fitorremediação apresenta elevado potencial de utilização, devido às vantagens em relação às técnicas convencionais de remediação de contaminantes do solo Pires (2003) descreve as potencialidades e limitações das técnicas envolvidas:

- Técnica economicamente viável, quando comparada às técnicas convencionais de tratamento envolvendo a remoção do solo contaminado para tratamento *ex situ*, mas há dificuldade na seleção de plantas para fitorremediação, principalmente em relação à descontaminação de herbicidas de amplo espectro de ação ou em misturas de solo;

- Equipamentos e suprimentos empregados no programa de fitorremediação são, na maioria dos casos, os mesmos utilizados na agricultura. Logo, quando a fitorremediação é implantada em áreas agrícolas, o custo deve ser ainda menor, mas o contaminante deve estar dentro da zona de alcance do sistema radicular. Tratamento adequado a solos cuja contaminação esteja localizada na superfície (<5m);

- Compostos orgânicos podem ser degradados a CO₂ e H₂O, removendo-se toda a fonte de contaminação, não havendo, nessa situação, a necessidade de retirada das plantas fitorremediadoras da área contaminada. Esta situação não é válida para metais pesados. Maior facilidade de monitoramento das plantas. Quando comparado a microrganismos, um fator limitante seria que a melhoria nas condições do solo poderia ser requerida, incluindo a quebração do contaminante para facilitar sua absorção de plantas, devido à quebra de pontes de ligação com partículas do solo. Potencial de contaminação da cadeia alimentar, caso as plantas fitorremediadoras sejam ingeridas por animais;

- Propriedades biológicas e físicas do solo são mantidas e, em alguns casos, podem até ser melhoradas, porém as condições climáticas e ambientais podem restringir o crescimento de plantas fitorremediadoras;

- Incorporação de matéria orgânica ao solo, quando não há necessidade de retirada das plantas fitorremediadoras da área contaminada, só que os elevados níveis de contaminante no solo podem impedir a introdução de plantas no sítio contaminado;

- Fixação do nitrogênio atmosférico, no caso de leguminosas, mas há a possibilidade de a planta fitorremediadora tornar-se planta daninha;

- Plantas auxiliam no controle do processo erosivo, eólico e hídrico. Neste último evita-se o carreamento de contaminantes com água e com solo, reduzindo a contaminação de lagos e rios. Nesse caso, um fator limitante é o tempo requerido para obtenção de uma despoluição satisfatória, podendo ser longo (usualmente mais de uma estação de crescimento);

- Pode-se considerar, também, que a planta reduz o movimento descendente de água contaminada de camadas superficiais do solo para o lençol freático, porém há a necessidade de disposição da biomassa vegetal, quando ocorre a fitoextração de poluentes não-metabolizáveis ou metabolizados a compostos também tóxicos;

- Alta probabilidade de aceitação pública e da valorização econômica da planta. No caso de recuperação de áreas contaminadas por metais pesados, existe a possibilidade de se reciclar estes metais, mas ainda é uma tecnologia em desenvolvimento e as plantas fitoextratoras colhidas ainda não são comercializadas;

- Utilidade em locais com elevada quantidade de solo a descontaminar, apesar de ser uma técnica limitada pelo pouco conhecimento em relação ao cultivo, à genética, à reprodução e às doenças que podem ser causadas por elas.

Apesar de existirem limitações, os benefícios apresentados pela fitorremediação a tornam uma técnica promissora. Contudo, ela requer ação conjunta de profissionais de diversas áreas, no intuito de identificar espécies capazes de atuar na descontaminação de solos, principalmente observando-se a relação planta-solo-clima para plantio, ou seja, edafoclimáticas brasileiras.

3.4 Mecanismos utilizados na fitorremediação de metais pesados

Os principais mecanismos utilizados na remediação de metais são a fitoextração, a fitoestabilização e a fitovolatilização.

A fitoextração possibilita remediar solos contaminados pelos metais Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn e os radionuclídeos ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu , $^{238,234}\text{U}$ (EPA, 1998). É, sobretudo, por meio de plantas hiperacumuladoras que ocorre a fitoextração. Essas plantas são capazes de se desenvolver em ambientes contaminados e, por acumular altas concentrações de metais, apresentam redução significativa no crescimento. A tolerância ocorre pela presença de mecanismos bioquímicos e fisiológicos de adaptação (BAKER, 1981). Segundo Baird (2002), o problema das plantas hiperacumuladoras de metais pesados é o seu crescimento vagaroso, o que indica um acúmulo lento de metais em sua fitomassa. Nesse caso, a Engenharia Genética pode lançar mão de cruzamentos e da obtenção de genes que propiciam, além do hiperacúmulo de metais, um crescimento rápido e vigoroso.

O destino do material vegetal produzido por plantas hiperacumuladoras depende da possibilidade ou não de aproveitamento dessas plantas, o que é determinado pela espécie vegetal cultivada, sua capacidade de bioacúmulo e o risco ambiental representado. Assim, o

tecido vegetal pode ser incinerado, depositado em aterro ou, em caso de aproveitamento, utilizado para a produção de fibras, de móveis etc. A variabilidade dos possíveis usos está correlacionada ao número de espécies hiperacumuladoras, e até o ano de 2000 eram conhecidas 400 espécies de plantas hiperacumuladoras pertencentes a 45 diferentes famílias (LASAT, 2000).

A fitoextração (Figura 1) também pode ocorrer por rizofiltração, método em que as raízes de plantas são utilizadas para sorção, ou seja, fenômeno simultâneo de adsorção e absorção. Concentrações e precipitação de contaminantes metálicos presentes nas águas superficiais ou subterrâneas. Dessa forma, as raízes podem sorver grandes quantidade de Pb e Cr da água do solo ou da água que passa em meio à zona radicular formada (EPA,1998).

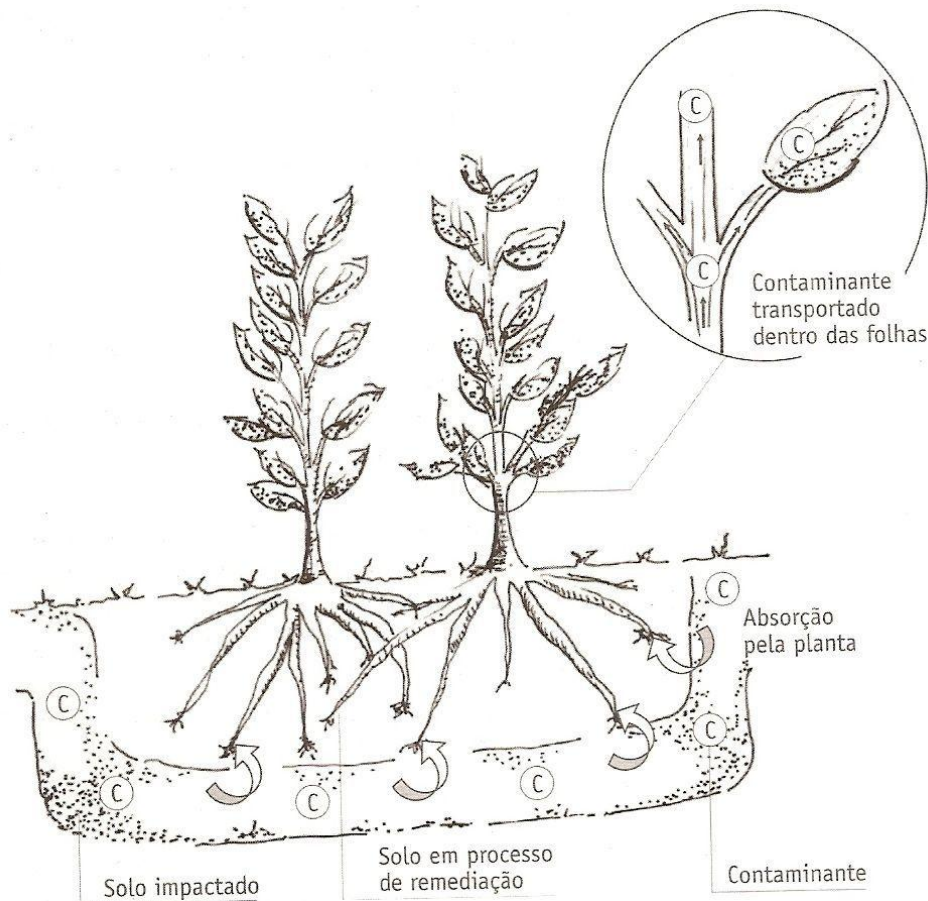


Figura 1 Esquema de fitoextração

Fonte: Andrade *et al*, 2007.

A técnica de fitoestabilização de metais (Figura 2) pode ocorrer por meio de adsorção, precipitação, complexação ou redução da valência do metal, sendo que o processo de fitoestabilização divide-se em três fases:

- a) Decréscimo da quantidade de água que percola no solo;
- b) Ação como barreira para prevenir o contato direto com o contaminante;

c) Prevenção da erosão e distribuição do metal tóxico para outras áreas.

Essa técnica é útil no tratamento de chumbo, assim como do arsênio, cádmio, cromo, cobre, mercúrio e zinco. Sua ação pode dar-se juntamente com a fitoextração, favorecendo a remediação do local (HENRY, 2000).

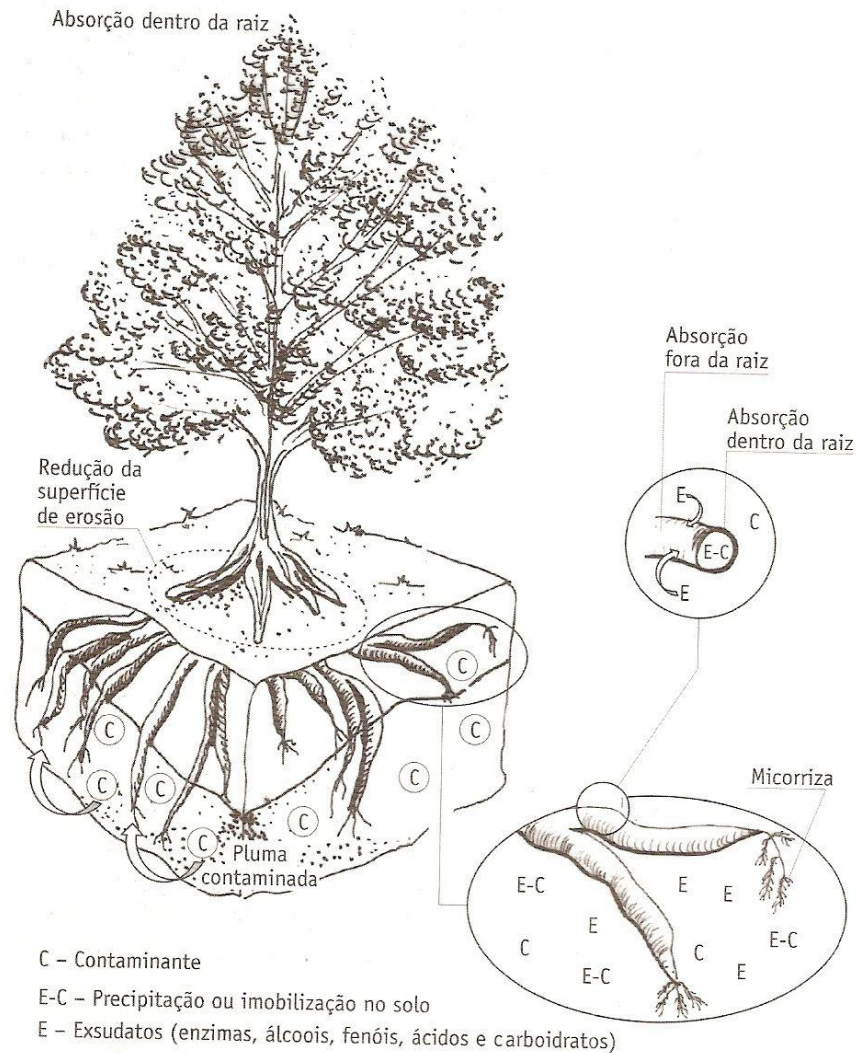


Figura 2 Esquema de fitoestabilização

Fonte: Andrade *et al*, 2007.

A fitovolatilização ocorre por meio da ascensão e transpiração do poluente pela planta e por sua liberação na atmosfera, em forma original ou modificada (Figura 3). É um dos principais mecanismos atuantes na remediação da contaminação de águas subterrâneas por compostos orgânicos (sobretudo solventes clorados), mas também se aplica à remediação de metais pesados, tais como mercúrio, arsênio e selênio. Na remediação de metais, os elementos são eliminados em formas de menor toxicidade do que as absorvidas; esse é o caso da

eliminação do mercúrio em sua forma elementar e do selênio sob a forma de gás selênio (EPA, 1998).

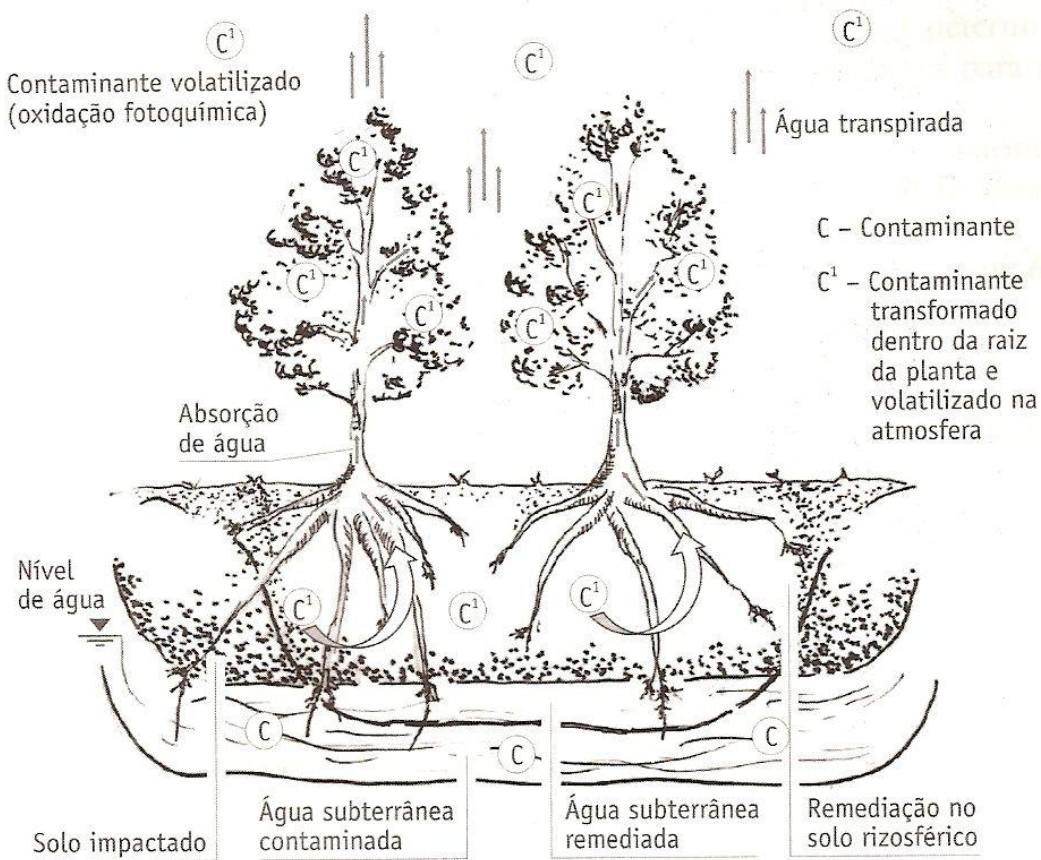


Figura 3 Esquema de fitovolatilização

Fonte: Andrade *et al*, 2007.

3.5 Caracterização do local contaminado e do contaminante

A atividade de remediação envolve a caracterização do local e a realização de trabalhos de investigação do terreno, o que geralmente significa a execução de furos de sondagem para coleta de amostras de solo e de água subterrânea e sua análise em laboratório. Esses procedimentos visam a possibilitar a identificação do tipo de contaminação, a concentração de substâncias poluentes, onde se localizam e como agem. Antes de realizá-los, são feitas investigações que envolvem estudo de documentos como licenças ambientais, fotografias aéreas, mapas e, quando possível, entrevistas com pessoas que trabalham ou que tenham trabalhado na atividade que causou a contaminação do solo (ANDRADE *et al*, 2007).

Após a caracterização do sítio, podem ser estabelecidos os objetivos da recuperação, que dependerão do uso pretendido para a área, da disponibilidade da tecnologia de

descontaminação e do custo dos trabalhos. A decisão *status quo*, ou seja, deixar o terreno tal como se encontra, pode ser justificada se não significar um risco inaceitável às pessoas e aos ecossistemas. Essa decisão é normalmente baseada em uma análise de risco que, por sua vez, implica a coleta de grande quantidade de informações na fase de investigação, visando a calcular a exposição, ou possibilidade de exposição, aos agentes contaminantes (SANCHEZ, *et al*, 2001).

Para a utilização da fitorremediação, a concentração do contaminante não pode ser fitotóxica ou causar prejuízos inaceitáveis à saúde da planta. Altas concentrações de contaminantes podem inibir o crescimento vegetal e, desse modo, limitar sua aplicação. A geoquímica da água subterrânea também deve ser favorável ao crescimento das plantas. Por exemplo, águas salinas são prejudiciais às plantas, a menos que as halófitas (plantas tolerantes ao sal) sejam utilizadas.

No entanto, altas concentrações de orgânicos e de nutrientes podem ser mais bem toleradas pelas plantas do que pelos microrganismos do solo. As plantas são também menos sensíveis aos metais do que as bactérias. Por isso, é possível que a fitorremediação possa ser mais efetiva também nos casos em que haja falha quanto à biorremediação, por causa da alta presença de contaminantes ou metais.

É importante destacar a relativa tolerância das plantas e microrganismos a altas concentrações de contaminantes e o fato de que a heterogeneidade das condições de campo determina o risco da não-obtenção dos resultados desejados. Os relatos da possibilidade de uso obtidos a partir de experimentos em casa-de-vegetação e laboratório devem ser avaliados observando-se as condições existentes em campo, pois, na aplicação *in loco*, o solo poderá apresentar distribuição diferenciada do contaminante e as plantas não serão favorecidas pela climatização controlada em meso e microcosmos. Logo, torna-se imperativo que todos os dados gerados nas pesquisas com controle sejam avaliados em campo (sistemas abertos).

3.6 Contaminantes inorgânicos

Os poluentes inorgânicos mais tóxicos que ocorrem em solos estão sob a designação de “*metais pesados*”, termo utilizado neste trabalho para identificar grande grupo de elementos com massa específica maior do que 5 g cm^{-3} ou que possuem número atômico maior que 20 (MARQUES, 2000). A expressão, de definição controvertida e muito criticada, vem sendo usada na literatura científica para caracterizar um conjunto muito heterogêneo de elementos, incluindo metais, semi-metais e não metais e é a mais empregada para designar

elementos classificados como poluentes do ar, da água, do solo e dos alimentos (PUNZ & SIEGHARDT, 1993). Os termos “*elemento-traço*” ou “*metal-traço*” são usados como sinônimos, embora, à luz da química analítica quantitativa, também sejam inadequados, uma vez que o qualitativo “*traço*” designa concentrações não detectáveis de qualquer elemento pela mais avançada técnica instrumental disponível.

Embora o termo metal tenha conotação de toxicidade, alguns desses elementos atendem os critérios de essencialidade às plantas, aos animais e ao homem e são ditos *biogênicos*, isto é, sua presença é essencial para permitir o funcionamento normal de algumas rotas metabólicas (AGUIAR *et al*, 2002). Sódio (Na), magnésio (Mg), potássio (K), cálcio (Ca), cromo (Cr), manganês (Mn), ferro (Fe), cobalto (Co), cobre (Cu), zinco (Zn), selênio (Se) e molibdênio (Mo) são elementos essenciais à fisiologia humana (SCHROEDER, *et al*, 1972); outros como mercúrio (Hg), chumbo (Pb), cádmio (Cd) e arsênio (As), são altamente tóxicos aos seres humanos, mesmo quando presentes em baixas concentrações e respondem pela maioria dos problemas de saúde devido à poluição do meio ambiente (WHO, 1996).

Os sintomas e os prejuízos causados pelos metais pesados são dependentes da natureza do elemento, e a intoxicação por metais pesados provoca um conjunto específico de sintomas e um quadro clínico próprio devido à ocorrência de dois principais mecanismos de ação: formação de complexos com os grupos funcionais das enzimas, que prejudica o perfeito funcionamento do organismo, e combinação com as membranas celulares, que perturba ou, em alguns casos mais drásticos, impede completamente o transporte de substâncias essenciais (AGUIAR *et al*, 2002).

Na legislação estabelecida pelo Serviço de Vigilância Sanitária do Ministério da Saúde, a quantidade de 200 mg de Cr, assim como níveis de outros metais pesados como Cu, Mn, Mo, Zn e Se é reconhecida como complementar à dieta cotidiana de pessoas consideradas saudáveis. Entre os elementos que podem estar no ambiente, os mais potencialmente tóxicos às plantas e aos animais superiores são As, Cd, Pb, Hg, Co, Cu, Cr, Ni, Se e Zn (NELLESSEN & FLETCHER, 1993). Os quatro primeiros são tóxicos principalmente aos animais superiores, enquanto os três últimos recebem a qualificação de fitotóxicos, apesar de todos serem potencialmente nocivos à saúde humana (CAMARGO *et al*, 2001). Apesar de alguns desses elementos serem classificados como não-metal (Se) e semi-metal (As), os princípios químicos que governam seu comportamento no solo são similares àqueles dos metais (McBRIDE, 1994; CAMARGO *et al*, 2001).

3.6.1 Chumbo (Pb)

Embora as concentrações de chumbo estejam crescendo em algumas partes do planeta, as aplicações que resultam em sua dispersão descontrolada vêm sendo bastante reduzidas nas últimas duas décadas em muitos países ocidentais e, como consequência, sua concentração ambiental tem diminuído substancialmente.

O ponto de fusão relativamente baixo do chumbo, 327°C, permite que ele seja prontamente trabalhado e moldado (por exemplo, na produção de tubulações). O chumbo foi usado antigamente como metal para estruturas e na construção de edifícios à prova de intempéries. Os romanos antigos o usavam em dutos de água e em recipientes para cozinhar. De fato, análises de amostras de núcleos de gelo da Groelândia indicaram que a concentração atmosférica de chumbo atingiu um valor máximo na época dos romanos, o que não foi alcançado outra vez até o Renascimento. Ele ainda é utilizado na indústria da construção em materiais para telhados, em chapas para cobrir juntas e em isolamentos acústicos. Quando combinado com estanho, forma solda, uma liga de baixo ponto de ebulição usada em eletrônica, além de outras aplicações para fazer conexões entre metais sólidos.

Em contraste com o caso do mercúrio, pouca ou nenhuma metilação de chumbo inorgânico ocorre na natureza. Por isso, quase todo o chumbo tetraalquilado presente no ambiente procede provavelmente da gasolina.

Uma grande proporção de chumbo presente no meio ambiente, em muitas partes do mundo, tem origem na emissão veicular e ocorre principalmente na forma inorgânica. A conversão para gasolina sem chumbo na América do Norte e na Europa, cujo impulso inicial foi a interferência do chumbo presente nos gases de exaustão com o funcionamento adequado dos conversores catalíticos, teve o efeito colateral benéfico de diminuir muito a ingestão média de chumbo pelos habitantes das áreas urbanas. De fato, o notável ambientalista Barry Commoner definiu a eliminação de chumbo da gasolina como “um dos (poucos) sucessos ambientais históricos”. Cientistas europeus recentemente conseguiram traçar a ascensão e a queda dos compostos atmosféricos de organochumbo analisando diferentes safras de um vinho tinto francês produzido por uvas cultivadas nas proximidades de duas estradas de alto tráfego. Eles descobriram que a concentração de trimetilchumbo – o produto de degradação do composto chumbo – tetrametila – elevou-se de modo constante até atingir o máximo em meados da década de 70, seguindo-se de um declínio contínuo até cerca de um décimo da concentração do pico no início dos anos 1990, à medida que o composto foi sendo gradualmente removido da gasolina (BAIRD, 2002).

O uso da gasolina com chumbo permanece inalterado em muitos países do mundo. Nessas regiões, o ar é a principal fonte de absorção de chumbo pelas pessoas, como foi no passado na América do Norte e na Europa.

Em resumo, comparando-se o átomo de cada metal, o chumbo não é tão perigoso quanto o mercúrio. Contudo, a população em geral está exposta ao chumbo proveniente de uma maior variedade de fontes e geralmente em níveis mais elevados do que os associados ao mercúrio. Globalmente, há mais pessoas afetadas de maneira adversa pelo chumbo, embora, em média, em menor extensão, do que as expostas ao mercúrio. Ambos os metais são mais tóxicos na forma de seus compostos orgânicos do que como cátions inorgânicos simples. Em termos de sua concentração no ambiente, o chumbo está muito mais próximo – cerca de um fator de dez – do nível no qual se manifestam outros sinais evidentes de envenenamento do que qualquer outra substância, inclusive o mercúrio. Por isso é adequado que a sociedade continue a tomar medidas graduais para reduzir a níveis mínimos a futura exposição humana ao chumbo (BAIRD, 2002).

A intoxicação pelo chumbo (Pb^{2+}) é uma séria doença ocupacional que constitui um problema de saúde pública (CALDERÓN-SALINAS et al, 1996a). Este metal causa alterações bioquímicas, fisiológicas e disfunções comportamentais (CALDERÓN-SALINAS et al, 1996b). O mecanismo tóxico do chumbo sobre a maquinaria molecular dos organismos vivos é causado por ligações covalentes das proteínas (GOERING, 1993), prejuízo oxidativo (GURER-OHRNAN et al, 2004) e interações sobre sítios específicos para cátions divalentes assim como o cálcio (Ca^{2+}) (GARZA et al, 2006). Este mecanismo afeta profundamente diferentes processos biológicos que dependem do cálcio, os quais incluem: transporte do metal, metabolismo energético, apoptose, condução iônica, sinalização inter e intracelulares, processos enzimáticos, maturação das proteínas e regulação gênica (GARZA et al, 2006). Além disso, no sangue de indivíduos cronicamente intoxicados com chumbo, este metal é essencialmente localizado dentro dos eritrócitos onde ele alcança uma concentração 90 vezes maior que no plasma (CAKE et al, 1996). Os eritrócitos distribuem-se através de diferentes órgãos e tecidos do corpo humano (CALDERÓN-SALINAS et al, 1996a) sendo que o Pb^{2+} pode ser transportado para dentro dos eritrócitos através do sistema de transporte de Ca^{2+} e este pode alterar a homeostase do cálcio, através da competição do Pb^{2+} com o Ca^{2+} e conseqüentemente diminuindo o influxo do cálcio (MAS-OLIVA, 1989).

Indivíduos severamente intoxicados por chumbo apresentam alterações neurológicas e musculares relacionada a excitabilidade celular (GARZA et al, 2006). Embora os mecanismos bioquímicos e moleculares da toxicidade induzida pelo chumbo são pouco compreendidos,

recentes estudos sugerem que pelo menos parte do dano celular induzido pelo chumbo pode ser causada por excitotoxicidade, apoptose, influências adversas sobre processos de estocagem e liberação de neurotransmissores, interferência nos processos celulares mediados pelo cálcio e ligações com grupos sulfidrilas das proteínas (LIDSKY THEODORE and SCHNEIDER JAY, 2003, ÖKTEM et al, 2004).

3.6.2 Cádmio (Cd)

A maior parte do cádmio é produzida como subproduto da fusão do zinco, já que os dois metais ocorrem usualmente juntos. Uma certa poluição ambiental por cádmio ocorre frequentemente em áreas adjacentes a fundições de chumbo, zinco e cobre. Como é o caso de outros metais pesados, a combustão do carvão introduz cádmio no ambiente. A liberação de cádmio por incineração de materiais residuais que contêm o elemento é também uma importante fonte desse metal no ambiente.

Um uso importante de Cádmio é como um dos eletrodos das baterias recarregáveis “nicad” (níquel-cádmio), usadas em calculadoras e aparelhos similares.

O cádmio é emitido no ambiente mediante incineração de plásticos e outros materiais que o utilizem como pigmento ou estabilizante. Também ocorre emissão para a atmosfera quando o aço laminado com cádmio é reciclado, já que o elemento quando aquecido é razoavelmente volátil (seu ponto de ebulição é 765°C).

Para a maioria das pessoas, contudo, a maior parte da exposição ao cádmio vem da dieta alimentar. Os frutos do mar e os órgãos comestíveis, particularmente os rins, têm níveis maiores – 100 ppb ou mais – que quase todos os outros alimentos. Porém, a maior parte do cádmio da dieta provém usualmente da batata, do trigo, do arroz e de outros cereais, já que quase todos consomem mais desses produtos do que frutos do mar ou rins.

Devido à sua similaridade com o Zinco, as plantas absorvem cádmio das águas de irrigação. O uso nos campos agrícolas de fertilizantes de fosfatos, que contêm cádmio iônico, contamina a natureza, e o lodo de esgoto contaminado com o cádmio emitido pelas indústrias aumenta o nível desse elemento no solo e, conseqüentemente, nas plantas que crescem sobre ele. No futuro, o cádmio poderá ser removido dos fertilizantes de fosfato antes da venda ao consumidor. O solo também recebe cádmio por deposição atmosférica (BAIRD, 2002).

Segundo a classificação da IARC, o cádmio é carcinogênico para o Homem (grupo 1). Esta classificação baseou-se em estudos efetuados no homem que demonstram uma possível associação entre a exposição ao cádmio e o cancro do pulmão e em estudos animais que revelam um aumento da incidência de cancro do pulmão, (IARC, 1993). No Homem, o

principal órgão alvo da ação do cádmio, como resultado de exposição por inalação, parece ser o rim. São observadas alterações da função renal, indicadas por proteinúria, diminuição da taxa de filtração glomerular e por uma frequência aumentada de litíase renal. Efeitos respiratórios, nomeadamente bronquite e enfisema, também foram observados como resultado de exposição crônica ao cádmio, por inalação. O nível de cádmio no sangue é um indicador de exposição atual (durante os últimos meses) e é frequentemente utilizado para monitorização biológica. Podem ocorrer em grandes fumadores níveis até 10 mg/L (89 nmol/L), enquanto que indivíduos que nunca fumaram apresentam níveis abaixo de 1 mg/L (9 nmol/L). Para exposições em ambiente industrial é recomendado um limite de 5 mg de cádmio por 100 ml de sangue (44 nmol/L), mas este limite pode não conferir proteção contra danos renais em caso de exposições a longo prazo, (GRANDJEAN, 1998).

3.6.3 Zinco (Zn)

A concentração total de zinco nos solos é altamente dependente da composição química do material de origem (ALLOWAY, 1995). O zinco ocorre nos seguintes minerais primários, que o contêm como elemento acessório: olivina, homblenda, biotita e magnetita. Esses minerais ocorrem em rochas ácidas e básicas. Nos minerais secundários, está precipitado sob diferentes formas, de acordo com as condições: fosfato, carbonato, hidróxido de zinco e zincato de cálcio. O zinco é encontrado também como cátion trocável, dissolvido na solução do solo e na matéria orgânica, com a qual podem-se formar quelatos (SOUZA; FERREIRA, 1988).

O zinco não é um metal muito abundante na natureza, sendo que seu teor total no solo varia entre 10 e 300 mg kg⁻¹ (SOUZA; FERREIRA, 1988). Em solos paulistas foram encontrados teores variando de 315,3 mg.kg⁻¹ em Litossolo fase substrato basalto a 1,0 mg.kg⁻¹ em Areia Quartzosa (VALADARES *et al*, 1983).

Nas rochas, o zinco ocorre principalmente como sulfetos (ZnS), mas também aparece em substituições isomórficas de silicatos, no lugar de Mg²⁺. A solubilização pelo intemperismo produz o cátion Zn²⁺, que é absorvido nos solos pelos minerais de argila e pela matéria orgânica (RAIJ, 1991).

O pH tem forte influência na adsorção de Zn, já que, junto com potencial redox, determina o equilíbrio entre as formas hidrolisadas dos metais (LINDSAY, 1978).

A concentração de zinco na solução do solo é muito baixa quando comparada ao conteúdo médio total de Zn nos solos (50 mg.kg⁻¹). Kabata-Pendias e Pendias (2001)

mencionam que os teores de Zn na solução do solo são normalmente de 4 a 270 μL^{-1} evidenciando a forte influência do pH na sorção do Zn.

Alloway (1995), calculando a atividade das espécies de Zn como função do pH, observou que em $\text{pH} < 8$, o Zn^{2+} é a espécie predominante, enquanto que em valores acima deste pH prevalece o ZnOH^+ . Em soluções com valores de $\text{pH} > 9$, as espécies neutras $\text{Zn}(\text{OH})_2^0$ predominam e as espécies $\text{Zn}(\text{OH})_3^-$ e $\text{Zn}(\text{OH})_4^{2-}$ nunca são as principais espécies solúveis na faixa de pH normal dos solos. Além disso, pode ser calculado que em $\text{pH} = 5$ a atividade de Zn^{2+} nas soluções está ao redor de $10^{-4} \text{ mol L}^{-1}$ (6,5 mg L^{-1}), enquanto que em pH de 8 está decrescente para cerca de $10^{-10} \text{ mol L}^{-1}$ (0,07 mg L^{-1}).

O zinco pode formar complexos com cloretos, fosfatos, nitratos e sulfatos. Os complexos com os ânions $(\text{SO}_4)^{2-}$ e $(\text{HPO}_4)^{2-}$ são os mais abundantes e podem contribuir significativamente para o Zn total na solução (KIEKENS, 1990).

O Zn também pode estar presente na solução do solo como espécie orgânica. O Zn solúvel total apresenta, deste modo, frações de Zn orgânico e inorgânico.

A adsorção de Zn pelos solos e seus constituintes tem sido extensivamente estudada. Argila e matéria orgânica podem adsorver zinco fortemente e, aparentemente, dois mecanismos de adsorção de zinco ocorrem: um em condições ácidas, relacionado a sítios de troca catiônica e outro, em condições alcalinas, que é considerado quiossorção, sendo esta amplamente afetada pelos ligantes orgânicos (KABATA-PENDIAS; PENDIAS 2001).

O Zn é um metal muito utilizado, especialmente como cobertura protetora para outros metais como ferro e aço, ligas de bronze e latão, baterias e em componentes elétricos (SMITH *et al*, 1995) e sua contaminação está geralmente ligada à mineração, estando Cd sempre presente.

Alguns metais são corrosivos e exercem os seus efeitos tóxicos nas mucosas (ex. tetróxido de ósmio e cloreto de zinco). Noutras situações os efeitos sistêmicos são os mais significativos, sendo resultantes de absorção por via respiratória ou digestiva e dependendo das quantidades absorvidas. A solubilidade dos compostos metálicos é de particular importância. A nível intestinal podem ocorrer interações entre os metais (ex. zinco e cobre inibem mutuamente a sua absorção; o mesmo se verifica para ferro e cobalto, contudo, a absorção de ambos é aumentada nos casos de deficiência em ferro). Fosfatos e outros compostos podem diminuir a absorção devido à formação de compostos insolúveis (GRANDJEAN, 1998).

3.6.4 Cromo (Cr)

O cromo ocorre nos estados de oxidação -2 a $+6$, porém o Cr^0 , Cr(II) , Cr(III) e Cr(VI) são mais comumente encontrados. A forma bivalente é facilmente oxidada à forma trivalente pelo ar. Com relação à toxicidade para o homem, somente as formas trivalente e hexavalente são importantes. Este elemento é emitido no ar não somente por processos industriais, mas também por processos de combustão, incluindo as queimas de florestas. Enquanto suspenso no ar, a forma hexavalente é, provavelmente, estável; ao depositar-se no solo, pode entrar em contato com matéria orgânica e reduzir-se a cromo trivalente (WHO, 1996).

Segundo a ATSDR – *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (2000), citada por da Silva e Pedrozo (2001), o cromo no solo encontra-se presente, principalmente, na forma de óxido insolúvel $\text{Cr}_2\text{O}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$, de baixa mobilidade no solo. O padrão de migração vertical do cromo no solo indica que, após um período inicial de mobilidade, esse metal forma complexos insolúveis, dificilmente lixiviados. O mesmo ocorre horizontalmente, já que o cromo é pouco lixiviado por formar complexos com a matéria orgânica. Enchentes e subsequente decomposição anaeróbica de detritos de plantas podem elevar a mobilização do cromo (III) no solo devido à formação de complexos solúveis. Essa complexação é favorecida quando o pH do solo é baixo. Existe no solo uma pequena porcentagem de cromo total nas formas solúveis de cromo (VI) e cromo (III), que apresentam maior mobilidade. A mobilidade dessas formas depende das características de adsorção do solo: teor de argila e, em menor extensão, teor de Fe_2O_3 e de matéria orgânica. A matéria orgânica presente no solo pode converter o cromo (VI) em cromo (III). O cromo irreversivelmente adsorvido ao solo – por exemplo, na rede mineral intersticial da geotita, FeOOH – não estará disponível a plantas e animais sob nenhuma circunstância (PASSOS, 2004).

Já para o HSDB - *Hazardous Substance Data Bank*, 2000, citado por da Silva e Pedrozo (2001), o cromo está presente em solos, normalmente, na forma de Cr(III) , que tem pouca mobilidade, a não ser quando há Cr(VI) envolvido no processo. O Cr(III) é absorvido em terra argilosa e em partículas de materiais orgânicos, podendo ser mobilizado se houver formação de complexos com moléculas orgânicas.

Ainda segundo a ATSDR – *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (2000), citada por da Silva e Pedrozo (2001), o cromo (VI) solúvel e não adsorvido e os complexos solúveis de cromo (III) podem ser lixiviados do solo para as águas profundas. Quanto maior o pH do solo, maior a capacidade de lixiviação do cromo (VI). No entanto, o pH baixo, presente nas chuvas ácidas, pode facilitar a lixiviação no solo de compostos de cromo (VI) e (III) solúveis em ácido. Nos vegetais, a maior parte do cromo é retida nas raízes e somente

uma pequena parcela é transportada para as partes superiores das plantas, sendo improvável a bioacumulação do cromo proveniente do solo nessas partes.

Tanto o Cr (III) como o Cr (VI) estão igualmente disponíveis para o crescimento de plantas em soluções nutritivas, e o resultado da maioria dos estudos indica que o Cr (VI) é mais tóxico que o Cr (III). Níveis de 200 µg/g (peso seco) de Cr (III) em solo resultam numa redução de 23 a 36% na produção de capim, alface e rabanete; níveis de 5 µg/g (peso seco) retardam o desenvolvimento do tabaco e inibem o aproveitamento dos nutrientes pela soja. (CANADIAN ENVIROMENTAL PROTECTION ACT, 1994, citado por da SILVA e PEDROZO, 2001).

Para da Silva e Pedrozo (2001), o processo de absorção e acumulação de metais em diferentes plantas depende da concentração dos metais disponíveis no solo, de sua solubilidade e da espécie de plantio cultivada naquele determinado solo.

A toxicidade dos vários compostos de cromo varia, pelo menos em parte, devido às diferentes solubilidades que apresentam. De um modo geral, os compostos hexavalentes são mais solúveis do que os trivalentes. O ião cromato é altamente oxidante e tem a capacidade de atravessar membranas biológicas. O cromo trivalente é menos tóxico, aparentemente devido à sua menor solubilidade e conseqüente menor mobilidade biológica. Contudo, o cromo (III) pode ser o composto tóxico final envolvido nos efeitos tóxicos do cromo (VI). Os principais efeitos incluem corrosão da pele e das mucosas, reações alérgicas e carcinogenicidade, (GRANDJEAN, 1998).

3.6.5 Níquel (Ni)

Segundo Kabata-Pendias e Pendias (1992), o Ni é um elemento que ocorre associado a carbonatos, fosfatos e silicatos, sendo estável em solução, e capaz de migrar por longas distâncias. Sua distribuição está ligada à matéria orgânica, óxidos amorfos e frações de argila, sendo que a matéria orgânica possui a capacidade de absorver Ni e torná-lo imóvel. Este elemento também é influenciado pelo pH do solo, pois com sua elevação há menor disponibilidade do metal (BERTON, 1992).

O Ni é um sério poluente liberado durante o processamento de metais e combustão de óleo e carvão. A aplicação de lodo de esgoto e de fertilizantes fosfatados são também importantes fontes de Ni para o solo. A aplicação de calcário, fosfato ou matéria orgânica diminui a disponibilidade de Ni para as plantas (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992; BERTON, 1992).

Na atmosfera, as formas predominantes do níquel são o sulfato de níquel, óxidos de níquel e óxidos complexos de níquel. Cada forma de níquel apresenta diferentes propriedades

físicas. Estudos epidemiológicos demonstram um risco aumentado de cancro nasal e do pulmão entre os trabalhadores expostos. Não existe informação acerca dos efeitos carcinogênicos da exposição oral ou cutânea ao níquel no homem. A dermatite de contato é o efeito mais frequente da exposição do homem ao níquel, por inalação, por via oral ou por exposição cutânea. A exposição crônica por inalação resulta em efeitos respiratórios diretos, nomeadamente asma por irritação primária ou uma resposta alérgica ou um risco aumentado de infecções crônicas do trato respiratório. Os estudos efetuados em animais demonstram efeitos pulmonares, renais e no sistema imunológico, por inalação e efeitos nos sistemas respiratório e gastrointestinal, cardíacos, hematológicos, hepáticos, renais e diminuição de peso como consequência de exposição oral ao níquel (GRANDJEAN, 1998).

3.7 Seleção das espécies vegetais envolvidas

À seleção de plantas indicadas para o uso na fitorremediação, devem-se considerar espécies que se mostram efetivas na remediação do(s) contaminante(s) diagnosticado(s). Caso não se tenha um elenco vegetal predeterminado para o projeto, devem-se observar as particularidades do sítio contaminado, o que incluem não somente o solo, o clima e a distribuição botânica das espécies e/ou família/Gênero vegetal que estão colonizando e se desenvolvendo na área contaminada.

Os aspectos fisiológicos inerentes ao(s) vegetal(is) escolhido(s) devem ser pré-analisados. Entre tais aspectos fisiológicos, é possível mencionar a profundidade alcançada pelas raízes, a taxa de crescimento do vegetal, a relação raiz/parte aérea, a arquitetura radicular e o hábito de crescimento vegetal.

A taxa de crescimento da planta deve estar adequada aos objetivos da remediação. Dessa forma, para a rizodegradação, rizofiltração e fitoestabilização, por exemplo, é desejável que haja crescimento rápido em termos de profundidade das raízes, densidade, volume, área de superfície e de extensão lateral. No caso da fitoextração, um crescimento maior dessa massa verde é desejável. As plantas hiperacumuladoras de metais são aptas para concentrar altas taxas de metais; no entanto, elas geralmente apresentam crescimento mais lento, o que implica maior lentidão na remoção de metais. Choupos (*Populus*), por outro lado, têm sido bastante utilizados em fitorremediação de água subterrânea em razão da sua alta taxa de crescimento, já que essas plantas podem crescer cerca de 2 a 4,6 m/ano (ANDRADE *et al*, 2007).

A necessidade do contato do contaminante com a zona de raízes é a primeira limitação da aplicabilidade da fitorremediação. Esse contato pode ocorrer com plantas aptas a estender suas raízes até os contaminantes ou com estes movendo-se até a faixa de influência do sistema radicular das plantas. Tal movimento pode ser facilitado por práticas que utilizam equipamentos agrícolas tradicionais, como aração, visando a trazer o solo mais profundo para a superfície, ou por meio de irrigação com água contaminada. Como essas ações podem gerar emissões de compostos orgânicos voláteis ou aumentar a contaminação no perfil do solo pela maior mobilização do contaminante, os riscos potenciais devem ser avaliados. Outro fator importante é a taxa de transpiração dos vegetais em tecnologias de fitorremediação que envolvem sorção de contaminantes e controle hidráulico. A taxa de transpiração depende da espécie, idade, massa, tamanho, área superficial das folhas, estágio de crescimento e fatores climáticos, além de variação sazonal. Embora dependente de todos esses fatores, pode ser feita uma estimativa de transpiração para cada espécie; nesse caso, deve-se fornecer uma ordem de magnitude. Para espécies *Populus*, a transpiração é estimada em 26 gpd (galões por dia) para uma árvore de cinco anos. Árvores salgueiro (*Salix nigra* e *Salix alaxensis*) podem transpirar até 5.000 gpd, o que é comparável à transpiração da alfafa (*Medicago sativa*). Árvores de algodão (*Populus deltóides*) transpiram de 50 a 350 gpd (GORDON, 1997).

Outro importante fator que deve ser avaliado em um projeto de fitorremediação é a necessidade futura de disposição final da massa vegetal produzida ao longo do projeto. Nesse sentido, é preciso considerar que, em decorrência do crescimento da vegetação, também ocorre o aumento da massa de material envolvida na remediação do solo ou da água. Dependendo do processo de fitorremediação adotado, devem ser removidas diferentes quantidades de biomassa do sistema. Considera-se também que os sistemas relativamente permanentes que se amparam na estabilização de vegetação madura não requerem remoções periódicas de biomassa. Destaca-se o fato de serem realizadas coletas periódicas nos processos de fitoextração ou rizoextração.

Entretanto, em todos os sistemas de fitorremediação, alguma biomassa, tal como plantas mortas, folhas e galhos caídos, tem que ser ocasionalmente removida para manter a boa operação do processo. Quando necessário, o material não contaminado é coletado, estocado e disposto, devendo-se confirmar a não contaminação do material.

Na operação de alguns sistemas de fitoextração e rizofiltração, são necessárias a coleta, estocagem e disposição da biomassa contaminada para prevenir riscos potenciais, como a introdução na cadeia alimentar. Normalmente o material contaminado envolve metais, pois a maioria das plantas não acumula níveis significativos de contaminantes orgânicos.

A possibilidade do consumo da vegetação contaminada não deve ser negligenciada. Também é provável que, mesmo em pequenas quantidades, esteja ocorrendo a introdução de substâncias tóxicas na cadeia alimentar. Por esse motivo, o plano de remediação deve identificar e, se possível, quantificar as vias de exposição ecológica, como também determinar se e onde a acumulação de elementos tóxicos ocorrerá nas plantas. A acumulação em frutas e sementes geralmente não é significativa, mas, pela possibilidade de consumo direto por seres vivos e pela maior dinâmica de degradação, o acúmulo do poluente em sementes, frutos e folhas provoca maior exposição do que o acúmulo em hastes e raízes.

3.7.1 *Pfaffia glomerata*

Utilizada há séculos pelos índios brasileiros na cura e prevenção de doenças, estudos recentes sobre a fáfia (*Pfaffia glomerata* – Amaranthaceae) mostraram que os índios não estavam enganados: a raiz da planta tem componentes que atuam na regeneração das células, na purificação do sangue, na inibição do crescimento de células cancerígenas, na regularização das funções hormonais e sexuais e como bioenergéticos (NISHIMOTO *et al*, 1984; NISHIMOTO *et al*, 1990).

Ela tem despertado o interesse do povo japonês, que vem importando quantidades crescentes de raízes, tendo atingido um montante aproximado de 120 toneladas em 1995. Mais recentemente a União Européia e os Estados Unidos da América demonstraram interesse na sua importação. O crescimento do consumo dessa planta é estimado em 10% ao ano.

A sua coleta é uma das atividades que mais empregam trabalhadores rurais na região do noroeste do Estado do Paraná, nas margens e ilhas do rio Paraná, local onde vegeta naturalmente, sendo que a população vem sendo reduzida drasticamente pela coleta intensiva. Considera-se importante a domesticação da espécie como uma boa estratégia para abastecer o mercado, associada às boas práticas de cultivo, além da realização de estudos da planta na sua interação com o ambiente e seu manejo no local onde cresce naturalmente.

Por isso, é necessário buscar informações dessa espécie, firmando o conhecimento da *Pfaffia* em seus vários aspectos, como o botânico, o sistema de produção, sua preservação e consumo. O Brasil é hoje o mais importante centro de coleta do gênero *Pfaffia* das Américas. É uma planta importante em relação ao aspecto sócio-econômico e medicinal, sendo uma fonte potencial de renda e produção de fitoterápicos, já que pode beneficiar vários segmentos da sociedade.

Na sua maioria, o produto comercializado é resultante de coleta, não havendo uma preocupação em preservar esse recurso. Por isso deve-se incentivar o cultivo sistemático da

espécie e/ou manejo em áreas de preservação, juntamente com órgãos de pesquisa, extensão e universidades, para desenvolvimento de técnicas de cultivo e/ou manejo, buscando-se manter e ampliar o potencial dessa espécie.

3.7.1.1 Aspectos Botânicos

A família Amaranthaceae possui cerca de 60 gêneros e 900 espécies, distribuídos nos trópicos, subtropicais e regiões temperadas das Américas e da África. O gênero *Pfaffia* compreende cerca de 90 espécies distribuídas ao longo da América Central e da América do Sul. Compreende, até o momento, aproximadamente 27 espécies distribuídas no Brasil (TANIGUCHI *et al*, 1997). Nas margens e ilhas do rio Paraná, vegeta naturalmente uma das espécies de fáfia: *Pfaffia glomerata*, cujas populações vêm sendo reduzidas drasticamente pela coleta intensiva de suas raízes. É uma espécie medicinal conhecida como acônito, para tudo, fáfia, ginseng brasileiro (OLIVEIRA, 1986).

Segundo a descrição botânica feita por Vasconcelos (1986), a *Pfaffia glomerata* é uma erva perene, de até 2 m de altura. Possui caule ereto, roliço, estriado, muitas vezes oco na parte superior, com nós engrossados e entrenós com até 23 cm de comprimento; ramificações predominantemente dicotômicas, glabra ou pubescente, principalmente nos ramos jovens e nós. As folhas possuem pecíolos muito curtos com até 2 cm de comprimento; as lâminas têm forma e tamanho variáveis de linear-oblongas até largo-ovaladas, de 1 a 14 cm de comprimento e 0,3 a 4,5 cm de largura, sendo as superiores sempre menores. As inflorescências são capitulares, paleáceas, branco-amareladas; têm pedúnculos de 3 a 20 cm de comprimento, pubescentes, simples, dicotômicas ou tricotômicas; são cimosas, com capítulos menores que 8 mm de diâmetro; têm capítulos globosos, passando a espiciformes nas flores inferiores; possuem raque lanosa. As flores são todas completas. O fruto é do tipo aquênio; as sementes apresentam formato cordiforme, coloração verde-clara quando imaturas e marrom-acastanhada quando maduras, medindo 1 mm de diâmetro e cerca de 1,5 mm de comprimento; o embrião é envolvido por endosperma farináceo e abundante. Os órgãos subterrâneos são compostos por uma raiz tuberosa que apresenta na parte superior uma parte caulinar de tamanho variável, o colo, no qual ocorrem gemas endógenas e exógenas, utilizadas como material de propagação.

3.7.1.2 Aspectos Ecológicos

A região de distribuição da fáfia (*P. glomerata*) apresenta clima tropical a subtropical, com precipitação pluviométrica entre 1.200 a 1.500 mm anuais. Temperaturas muito baixas

paralisam seu crescimento. É uma espécie hidrófita e heliófita, ocorrendo principalmente à beira dos rios e nas orlas das matas de galerias onde pode receber bastante luz (SMITH; DOWNS, 1972). Desenvolve-se em altitudes de até 1000 metros. Ocorre principalmente em solos arenosos e ricos em matéria orgânica, porém se desenvolve bem em solos argilosos. Nestes últimos apresenta maior produção de raízes e também maior dificuldade de colheita.

3.7.1.3 Aspectos Farmacológicos e Químicos

A *Pfaffia glomerata* é popularmente utilizada no tratamento de reumatismo, diabetes, como tônico e afrodisíaco (NAKAI *et al.*, 1984). Alguns componentes, isolados a partir das raízes de *Pfaffia spp.*, são estigmasterol, sitosterol, alantoina, triterpenoides e nortriterpenoides (OLIVEIRA, 1986; VASCONCELOS, 1986).

De-Paris *et al.* (2000) estudaram em vários modelos comportamentais sua possível atividade central, sugerindo que o extrato hidroalcolico de raízes de *P. glomerata* pode atuar como depressor do sistema nervoso central. Freitas *et al.* (2004) mostraram que o extrato aquoso de raízes de *P. glomerata* possui atividade gastroprotetora. Neto *et al.* (2005) demonstraram que o extrato hidroalcolico de raízes de *P. glomerata* mostrou efeitos anti-inflamatórios e analgésicos, similares aos observados em drogas não-esteróides, como a indometacina. Zimmer *et al.* (2006), através do método RP-LC, mostraram que a ecdisterona é um relevante componente da solução extraída de raízes de *P. glomerata*, validando esse método para utilização no controle de qualidade da indústria farmacêutica. Daniel *et al.* (2005) mostraram o efeito antioxidante da *P. glomerata*, evidenciado pela 20 – hidroecsona da fração butanólica do extrato. Sanches *et al.*, (2001) observaram que o extrato n butanólico da *P. glomerata* apresenta efeito anti-hiperglicemiante.

3.7.1.4 Aspectos Sócio-Econômicos

A Organização Mundial da Saúde estima que 80% das pessoas dos países em desenvolvimento dependem da medicina tradicional para suas necessidades básicas de saúde e que cerca de 85% dessa medicina envolve o uso de extratos de plantas. Isso significa que 3,5 a 4 bilhões de pessoas dependem de plantas como fontes de drogas (FARNSWORTH *et al.*, 1985). De acordo com Rosa (1997), a extração de fáfia é uma das atividades que mais empregam boias-frias na região localizada na planície de inundação do alto do rio Paraná. Só da bacia do rio Paraná saem cerca de 60 toneladas mensais da raiz. Segundo a mesma autora, os intermediários contrataram boias-frias nos municípios ribeirinhos para a coleta dessa espécie. Os boias-frias recebem US\$ 0,10 a 0,13 por um quilo de raiz. Depois de beneficiado

(picado, seco e moído), o produto é vendido a US\$ 5,00 o quilo. Quando exportado, o preço chega a US\$15,00/kg (MING e CORRÊA JÚNIOR, 2001).

3.7.1.5 Características de propagação, cultivo e necessidades nutricionais

Em condições de viveiro e em hidroponia sob ambiente controlado, foi verificado que a propagação vegetativa da *P.glomerata* via estaquia é viável. Apesar de ser fisiologicamente viável, mostrou-se, porém, tecnicamente de baixo rendimento (NICOLOSO *et al.*, 1999; NICOLOSO *et al.*, 2001). Considerando-se essa limitação potencial da estaquia como método de produção de plantas em larga escala, acredita-se que a micropropagação *in vitro* possa resolver o problema da demanda de mudas, já que as técnicas de micropropagação têm sido úteis em programas de melhoramento genético, em estudos de eventos fisiológicos e na produção comercial de mudas de diversas espécies. Durante a micropropagação, subcultivos sequenciais do material vegetal em um meio de cultivo novo podem resultar em taxas de multiplicação entre 2 e 10 novos explantes por cultura. Alguns dos fatores que afetam o crescimento das plantas *in vitro* são similares àqueles limitantes do crescimento de plantas *ex vitro*. Nicoloso *et al.* (2001) desenvolveram um protocolo para a micropropagação dessa espécie em que, a partir de um único segmento nodal, foi possível obter 15.000 plântulas dentro de um período de seis meses.

As células, tecidos e plântulas cultivadas *in vitro* não encontram condições adequadas de iluminação e concentração de CO₂ e, às vezes, não apresentam teores de clorofila suficientes para realizar a fotossíntese que sustenta o crescimento (DALTON; STEET, 1997; SOLÍS *et al.*, 1989; GRO *et al.*, 1993). Portanto, devido à baixa capacidade fotossintética das plantas cultivadas *in vitro*, essas requerem a adição de carboidratos para suprir suas necessidades metabólicas, quer participando na geração de energia ou como fonte de esqueletos carbônicos para vários processos biossintéticos implicados na diferenciação e no crescimento celular (LEIFERT *et al.*, 1995), sendo a sacarose o carboidrato mais apropriado para o cultivo da *P. glomerata* (NICOLOSO *et al.*, 2003).

3.7.1.6 Pragas e Doenças

A fáfia é suscetível à ferrugem e à nematóide (*Meloydogine ingognita*). No campo, também foram encontradas plantas com “brocas” no caule. Porém, quando cultivadas em seu ambiente natural (solos úmidos) não foram observados problemas, tais como pragas e doenças.

Uma nova espécie de potyvirus foi identificada na planta *Pfaffia glomerata*. O potyvirus é uma família de vírus que ataca diversas culturas como feijão, soja, tomateiro, batata, maracujazeiro e mamoeiro, entre outras. Ensaios demonstraram que esse vírus reduz significativamente o crescimento da planta, o que certamente causaria prejuízos em um plantio comercial (QUINTO, 2005).

3.7.2 *Brachiaria decumbens*

A *Brachiaria decumbens* Stapf é originária da Região dos Grandes Lagos em Uganda (África). Essa gramínea foi introduzida no Brasil em 1960, onde se adaptou muito bem, principalmente nas áreas dos cerrados. A espécie é vigorosa e perene. É resistente à seca, adaptando-se bem em regiões tropicais úmidas. É pouco tolerante ao frio e cresce bem em diversos tipos de solo, porém, requer boa drenagem e condições de média fertilidade, vegetando bem em terrenos arenosos e argilosos. Os melhores resultados são obtidos quando se usam de 2 a 5 kg de sementes puras e viáveis (1 kg de sementes tem cerca de 220.000 a 225.000 sementes) por hectare.

Ela tolera tratamento de pré-emergência, com atrazina, usando-se 2,5 kg/ha do produto com diluição de 80%, com resultado muito bom no controle a invasoras. Ela apresenta queda de produção quando cultivada em solos de baixa fertilidade, por isso, recomenda-se consorciá-la com leguminosas. Adapta-se bem na faixa de latitude de 27° N e S, altitude desde o nível do mar até 1.750 m, sendo que a melhor temperatura para seu crescimento é de 30 a 35°C. Floresce em qualquer lugar nos dias longos do ano.

Quanto à intoxicação, são necessários mais estudos para elucidar o papel das saponinas, na fotossensibilização hepatógena em bovinos a pasto e sua possível interação com *Pytomices chatarum* e outros fungos (endófitos), que podem estar presentes na *B. decumbens* e em outras espécies de *Brachiaria*. Mesmo se a fotossensibilização em ruminantes e cavalos não é causada primariamente pelo *P. chatarum*, a presença de esporos de fungo pode exacerbar a toxidez (SMITH *et al*, 1995).

Os nomes comuns da *Brachiaria decumbens* segundo o idioma: (Português) baquiaria australiana, braquiária comum, braquiária de alho, capim *Brachiaria decumbens*, (Inglês) Suriname grass, Signal grass, Kenya sheep grass, Sheep grass, (Espanhol) Braquiária *decumbens*, Pasto alambre, Pasto braquiária, Pasto chontalpo, Pasto de la palizade, Pasto de las orillas, Pasto peludo, Pasto prodígio, Zacate prodígio.

3.7.3 *Brassica juncea*

Conhecida como Mostarda da Índia, *Brassica juncea*, faz parte da Família das Brassicaceae e da Tribo das Brassiceae. O gênero *Brassica* compreende por volta de 30 espécies conhecidas.

As sementes são utilizadas para a confecção de mostardas de tempero. Na Índia, em Bengala e na Cachemira, por exemplo, as sementes são a fonte de um óleo comestível. Pode-se dividir essa espécie em numerosas sub-espécies, dentre elas:

- *Brassica juncea crespifolia*: as variedades são principalmente utilizadas por suas folhas.

- *Brassica juncea foliosa*: as variedades têm folhas lisas muito largas e, por isso, seu uso frequente.

- *Brassica juncea longidens*: as folhas são longas e estreitas. Ela se naturalizou em numerosos lugares.

- *Brassica juncea multisecta*: as folhas são finamente recortadas. Ela se naturalizou em numerosos lugares.

É uma boa acumuladora de Cd e estudos comprovam a acumulação de Cd em diversos órgãos da planta, ligados a diferentes elementos (RASKIN *et al.*, 1997).

3.8 Aplicações da Fitorremediação

É importante destacar os trabalhos desenvolvidos por pesquisadores brasileiros como: Pereira (2005), Romeiro (2007), Zeitouni (2007), Ribeiro Filho (2003), Carneiro *et al.* (2001), Accioly (2001) e Marques *et al.* (2000).

Zeitouni (2007), testando a mamona, o girassol, o tabaco e a pimenta como espécies fitoextratoras de metais em solo contaminado por Zn, Cu, Cd, Ni e Pb, observou que, dentre as espécies avaliadas, o tabaco foi a que apresentou a maior eficiência de extração para Cd e Zn, contudo para o Cu, Ni e Pb, nenhuma das espécies foi eficiente.

Pereira (2005) em trabalho empregando girassol, feijão-de-porco e milho em solo contaminado por Pb, observou que o feijão-de-porco e o milho foram as espécies que mais acumularam Pb na parte aérea. Segundo o autor, as plantas testadas não podem ser classificadas como hiperacumuladoras de metais, entretanto as espécies podem ser utilizadas na recuperação de áreas contaminadas pela maior tolerância e acumulação de metais pesados.

Romeiro (2007), avaliando espécies em solução nutritiva na presença de chumbo, observou que a *Canavalia ensiformes* L. (feijão-de-porco) e a *Ricinus communis* L. (mamona) foram pouco afetadas pelo metal, podendo ser consideradas potenciais hiperacumuladoras do metal.

Carneiro et al. (2001) estudaram o estabelecimento de plantas herbáceas em solo contaminado com metais pesados e concluíram que uma crucífera (*Brassica* sp.) foi pouco afetada pela contaminação do solo com metais pesados, acumulando maiores quantidades de Zn, Cd e Pb extraídos do solo.

De acordo com Antosiewicz (1992), espécies herbáceas coletadas em áreas contaminadas são fontes potenciais para programas de fitorremediação, uma vez que as mesmas apresentam adaptações a ambientes estressantes. Diversos estudos têm sido desenvolvidos com espécies vegetais arbóreas e herbáceas, em áreas contaminadas por metais pesados, buscando encontrar espécies tolerantes à contaminação passíveis de serem utilizadas em programas de fitorremediação (GRAZIOTTI, 1999; SOARES, 1999; MARQUES et al, 2000; CARNEIRO et al, 2002). Soares (2002) relata que dentre 31 espécies herbáceas avaliadas, a *Pfaffia* sp., conhecida vulgarmente como calaminacia, foi capaz de tolerar teores excessivos de metais pesados no solo e acumular na parte aérea teores de até 113 mg kg⁻¹ de Cd, sendo este o primeiro relato de espécie tropical considerada hiperacumuladora.

Segundo Schnnor (1997), a fitorremediação provou ser efetiva em solos contaminados por Pb, em Trenton, Nova Jérsei (Estados Unidos). Neste local, aproximadamente 50% do Pb foi removido (700 mg kg⁻¹) para que se alcançassem os padrões de limpeza (400 mg kg⁻¹) em um ano, utilizando-se *Brassica juncea*.

Outra pesquisa, realizada por Costa et al (2008), avaliou o acúmulo de metais (Mn, Cu, Ni, Pb, Cd e Zn) pelos vegetais existentes (*Philodendron bipinnatifidum* Schott, *Pterocaulon virgatum* DC, *Asteracea* sp., *Cecropia glazioui*, *Sedum morganianum*, *Eleocharis filiculmis* Kunth, *Cyperus rotundus* L., *Cyperus sesquiflorus* (Tor.), *Eleocharis filiculmis* Kunth, *Imperata brasiliensis*, *Eucaliptus* spp, *Arundina bambusifolia* Lindl., *Brachiaria decumbens*, *Pteridium aquilinum*, *Typha angustifolia* L., *Hedychium coronarim* Koenig), perto de uma lagoa onde no passado servia como descarte de efluentes para uma indústria de comércio de metais. A braquiária apresentou valores como: 687 mg kg⁻¹ de Mn, 8 mg kg⁻¹ de Cu, 149 mg kg⁻¹ de Zn, 3 mg kg⁻¹ de Pb, 1 mg kg⁻¹ de Cd e 7 mg kg⁻¹ de Ni. Eles concluíram que as plantas foram boas acumuladoras e tolerantes aos metais e cada espécie mostrou maior especificidade à extração de um determinado metal.

Trabalho realizado na Universidade de Campinas (Unicamp) evidenciou o potencial das espécies *Pennisetum purpureum* (capim-elefante), *Brachiaria decumbens* e *Pennisetum graucum* (milheto forrageiro), cultivadas em sistema de tanques para o tratamento de efluentes industriais de curtumes (COSTA, 2004). A concentração de cromo nas raízes de *B. decumbens* foi significativamente maior que a encontrada nas raízes do *P. purpureum*, no entanto, *P. purpureum* removeu significativamente mais cromo em virtude da sua grande massa radicular (COSTA, 2004).

4 METODOLOGIA

Os ensaios foram realizados em recipientes de polietileno (baldes) de 10 L contendo em média 8 kg de terra, totalizando 48 (quarenta e oito) ensaios. O solo utilizado foi preparado por uma casa de jardinagem da cidade de Guaxupé/MG (Jardim & Cia), sendo composto de terra de barranco (terra virgem), substrato orgânico, adubo do tipo *supersimples* e calcário e foi monitorado o branco (experimentos sem a contaminação do solo). Todos os experimentos foram realizados em quadruplicata. Para a contaminação do solo, foram empregados sais puros para análise (PA) de cada um dos metais estudados, sendo eles o nitrato de chumbo, cloreto de zinco, acetato de zinco, cloreto de cádmio, dicromato de potássio e nitrato de níquel. Os sais de metais foram adicionados no solo em diferentes concentrações, como referência para contaminação mais leve foi utilizado os valores orientadores para água e solo do Estado de São Paulo (Valor de intervenção – CETESB, 2005) e posteriormente, múltiplos desse valor (1x V.I., 2x V.I. e 3xV.I.).

A Tabela 4 apresenta as concentrações de cada um dos metais aplicadas em cada contaminação estudada.

Tabela 4 – Concentração de cada um dos metais aplicados na contaminação realizada em cada um dos vasos.

Metal	Contaminação Grau	Contaminação Grau	Contaminação Grau
	I (mg.kg ⁻¹)	II (mg.kg ⁻¹)	III (mg.kg ⁻¹)
Chumbo	180	360	540
Cádmio	3	6	9
Cromo	150	300	450
Níquel	70	140	210
Zinco	450	900	1350

Antes de iniciar o plantio e a contaminação do solo, os baldes foram etiquetados para facilitar a identificação. Para cada nível de concentração do metal, foi escolhida uma cor para identificação:

- Cor verde → 1x Valor de Intervenção (Grau I)
- Cor vermelha → 2x Valor de Intervenção (Grau II)
- Cor Preta → 3x Valor de Intervenção (Grau III)

Depois de etiquetados, os baldes foram pesados sem a terra e posteriormente, com a terra.

Foram feitos os cálculos de cada metal para cada balde. Assim, foi possível realizar a contaminação exata do solo. Depois de pesados, os sais de metais foram misturados e diluídos em 600 ml de água destilada e adicionados no solo. Em seguida, misturou-se o solo com o auxílio de uma espátula até ficar com uma aparência homogênea.

O plantio foi realizado em 29/02/2008, assim que todos os baldes foram contaminados. Foram feitos cerca de cinco furos no solo e colocadas as sementes de cada vegetal. Os vasos receberam rega diária e foram mantidos em área coberta com presença de luz solar.

Foi realizado um acompanhamento fotográfico utilizando-se uma câmera fotográfica digital da marca Sony, modelo DSC-S730 (7.2 MP).

4.1 Espécies Avaliadas

As culturas utilizadas nos experimentos foram:

- Mostarda da Índia (*Brassica juncea*), família das *Brassicaceae*.
- Capim-Braquiária (*Brachiaria decumbens*), família das *Poaceae*.
- Fáfia (*Pfaffia glomerata*), família das *Amaranthaceae*

As sementes utilizadas foram:

- Mostarda Crespa – *Brassica juncea* - Mustard Southern Giant Curled – Fornecida por: ISLA SEMENTES – Embalagem de 500g.
- Braquiária – *Decumbens* – Fornecida por: AgroLima Sementes – Embalagem de 500g.
- Fáfia – *Pfaffia glomerata* – Fornecida pela: Divisão de Agrotecnologia da CPQBA – UNICAMP- Ilio Montanari Júnior.

4.2 Amostragem e Análises Químicas

Após 3 (três) meses do plantio foram realizadas as coletas das plantas e as do solo para as análises.

4.2.1 Coleta dos vegetais

As plantas foram retiradas da superfície da terra dos vasos com as raízes, lavadas em uma solução de detergente (0,1% v/v), enxaguadas em água corrente para remoção do detergente e, finalmente, em água deionizada. Em seguida foram colocadas em sacos de papel e secas em estufa com circulação forçada de ar à temperatura a 65°C, até peso constante. Posteriormente, as amostras foram moídas em moinho tipo MR 340 - Metalúrgica Roma, homogeneizadas e acondicionadas em frascos de vidro. Todas as amostras (massas dos vegetais) foram pesadas.

A concentração dos metais presentes nas plantas foi determinada através da técnica de espectrofotometria de absorção atômica em um extrato obtido após digestão nitroperclórica. Para as análises de mercúrio foi utilizado um espectrofotômetro de Absorção Atômica modelo AAnalyst 700 e para os outros metais utilizou-se um espectrofotômetro AAnalyst 100, ambos da marca Perkin Elmer.

A digestão nitroperclórica foi realizada de acordo com a metodologia descrita por Malavolta et. al. (1989) em blocos digestores, onde foram transferidos 0,500 g do material vegetal para os tubos. Em seguida, foi adicionado 6 mL da solução nitroperclórica, com concentração de 4:0,5.

O suporte com os tubos foi colocado no bloco digestor, e a temperatura foi aumentada gradativamente até atingir 160°C, para que o volume fosse reduzido a metade. A temperatura foi então aumentada para 200°C até que o extrato se apresentasse incolor. Os tubos foram então resfriados e em seguida agitados, adicionando-se 50 mL de água deionizada. Depois que as amostras foram dissolvidas, foram colocadas em frascos plásticos para posterior determinação dos metais.



Figura 4 Coleta dos vegetais; preparo dos extratos para realização da digestão nitroperclórica.

4.2.2 Solo

O solo coletado, de acordo com a NBR 10007/2004, foi seco ao ar, passado em peneira de 3 mm de malha, homogeneizado e acondicionado em frascos de plástico para posterior análise.

Para determinar a umidade, foi pesado cada becker, pesou-se a amostra de solo (*in natura*) e, em seguida, as amostras foram levadas para a estufa (110°C) permanecendo por 5 horas. Depois de esfriá-las, pesou-se cada amostra. Para determinar a umidade, foi necessário realizar o seguinte cálculo:

$$\text{Massa in natura} = m1$$

$$\text{Massa seca} - \text{Peso do becker} = m2$$

$$\text{Umidade (\%)} = (m1 - m2) \times 100/m1$$

A análise do pH foi realizada de acordo com a metodologia descrita por Raij et al (1987). Foram cachimbados 10 cm³ de terra em frascos de polietileno de 80 ml. Foram adicionados, então, 25 ml da solução de CaCl₂ 0,01M, ficando-se em repouso por 15 minutos. Em seguida, as amostras foram levadas para a mesa giratória e foram agitadas durante 5 minutos, ficando-se em repouso por mais 30 minutos. Logo após, foi feita a leitura em um pHmetro da marca Orion, modelo 310, devidamente calibrado.

A digestão nitroperclórica foi realizada de acordo com a metodologia descrita por Malavolta et al (1989), em blocos digestores, para onde foram transferidos 0,500 g do material para os tubos. Em seguida, foram adicionados 10 ml da solução nitroperclórica, com concentração de 4:0,5. As amostras ficaram em digestão durante 5 horas. O suporte com os tubos foi colocado no bloco digestor com temperatura de 70°C. Logo após, os tubos foram levados ao agitador de tubos, adicionando-se 50 ml de água deionizada. As amostras foram filtradas com papel de filtro faixa azul de filtragem lenta. Os teores dos elementos foram determinados no equipamento Espectrofotômetro de Absorção Atômica.

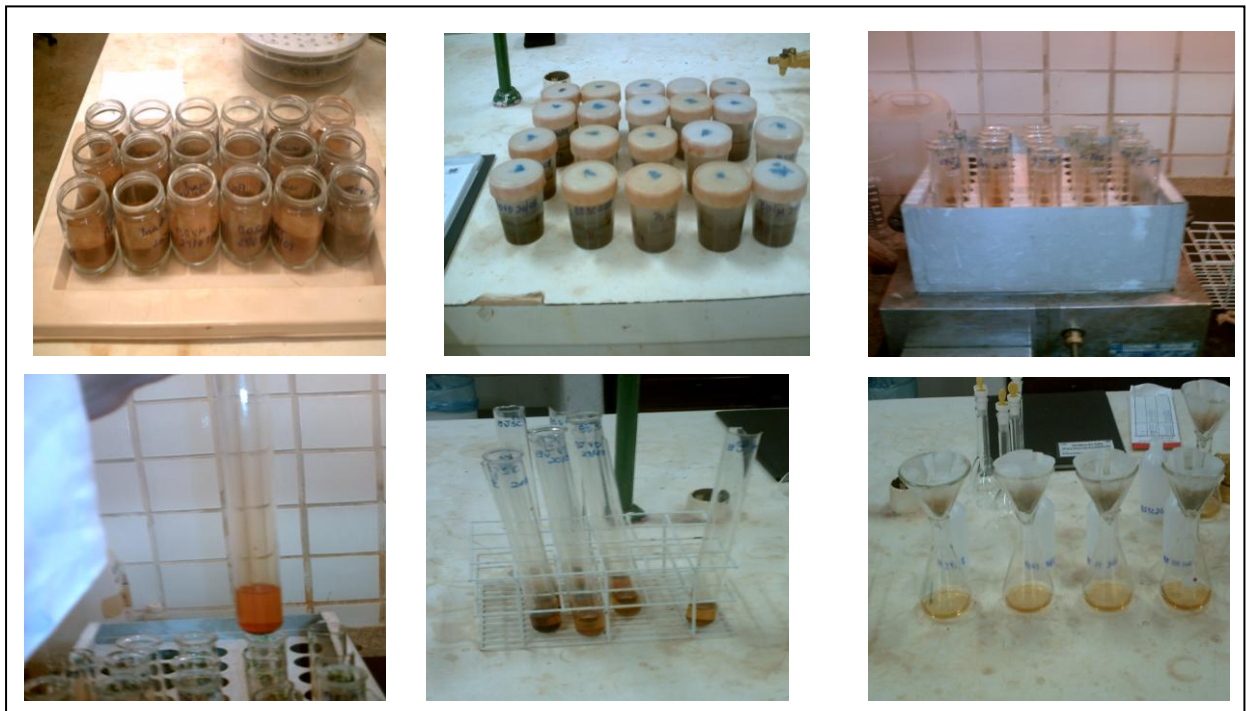


Figura 5 Preparação do solo coletado para realização da digestão nitroperclórica.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As figuras 6 a 8 apresentam os resultados obtidos no desenvolvimento das plantas.

A *Brachiaria decumbens* desenvolveu-se em 12 baldes, sendo 4 sem contaminação, 4 contaminados com grau I, 3 com grau II e 1, com grau III.

A figura 6 apresenta os vasos de Braquiaria sem contaminação e nos níveis de contaminação I, II e III.

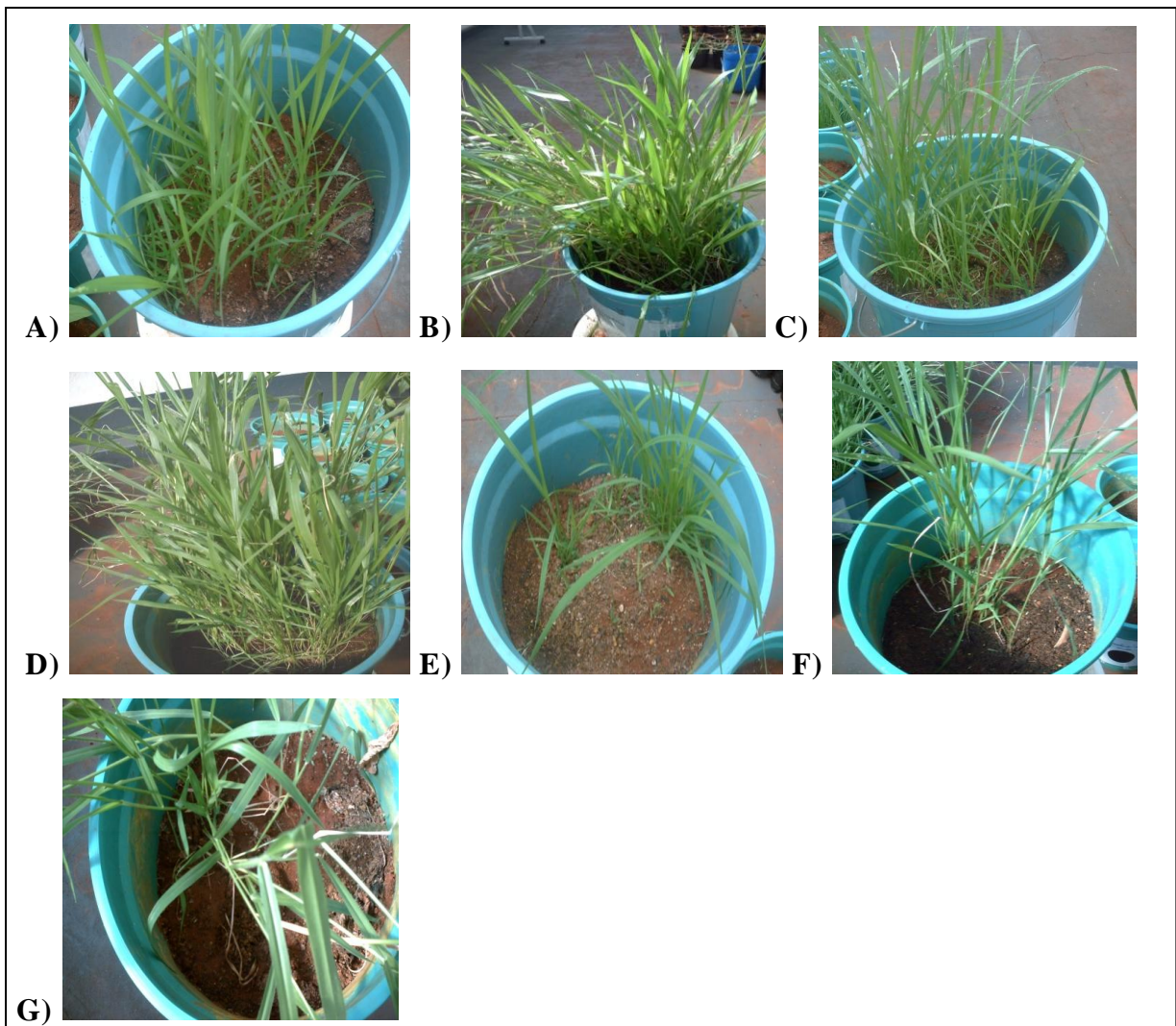


Figura 6 Acompanhamento fotográfico dos vasos de *Brachiaria decumbens*. A) *B. decumbens* em solo sem contaminação após 104 dias do plantio. B) *B. decumbens* em solo sem contaminação após 175 dias do plantio. C) *B. decumbens* em solo contaminado – grau I – após 104 dias do plantio. D) *B. decumbens* em solo contaminado – grau I – após 175 dias do plantio. E) *B. decumbens* em solo contaminado – grau II – após 104 dias do plantio. F) *B. decumbens* em solo contaminado – grau II – após 175 dias do plantio. G) *B. decumbens* em solo contaminado – grau III – após 175 dias do plantio.

Pode-se observar que há diferenças significativas no desenvolvimento das plantas. Conforme a contaminação do solo aumenta, há uma redução na quantidade de folhas. Dessa forma, para contaminações acima do valor de intervenção, o desenvolvimento do vegetal foi prejudicado.

A *Pfaffia glomerata* se desenvolveu em quatro vasos com solo não contaminado e em três vasos com contaminação grau I. A figura 7 apresenta *Pfaffia glomerata* em vaso sem contaminação e em vasos com nível de contaminação grau I.

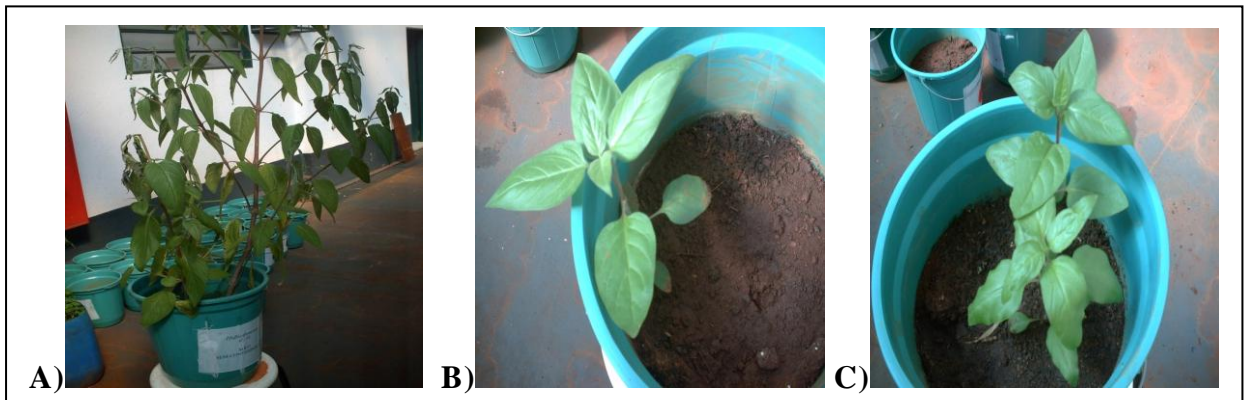


Figura 7 – Acompanhamento fotográfico dos vasos de *Pfaffia glomerata*. A) *P. glomerata* em solo sem contaminação após 175 dias do plantio. B) *P. glomerata* em solo contaminado – grau I – após 104 dias do plantio. C) *P. glomerata* em solo contaminado – grau I – após 175 dias do plantio.

Pode-se observar uma diferença grande no desenvolvimento da *Pfaffia glomerata* em solo contaminado. Essa espécie não se mostrou suficientemente resistente à presença de metais no solo.

A *Brassica juncea* se desenvolveu na maioria dos vasos (não se desenvolveu em apenas dois vasos cuja contaminação era grau III), mostrando-se como a planta que mais se adaptou às condições estudadas.

A figura 8 apresenta os vasos de *Brassica juncea* sem contaminação em junho e em agosto de 2008.

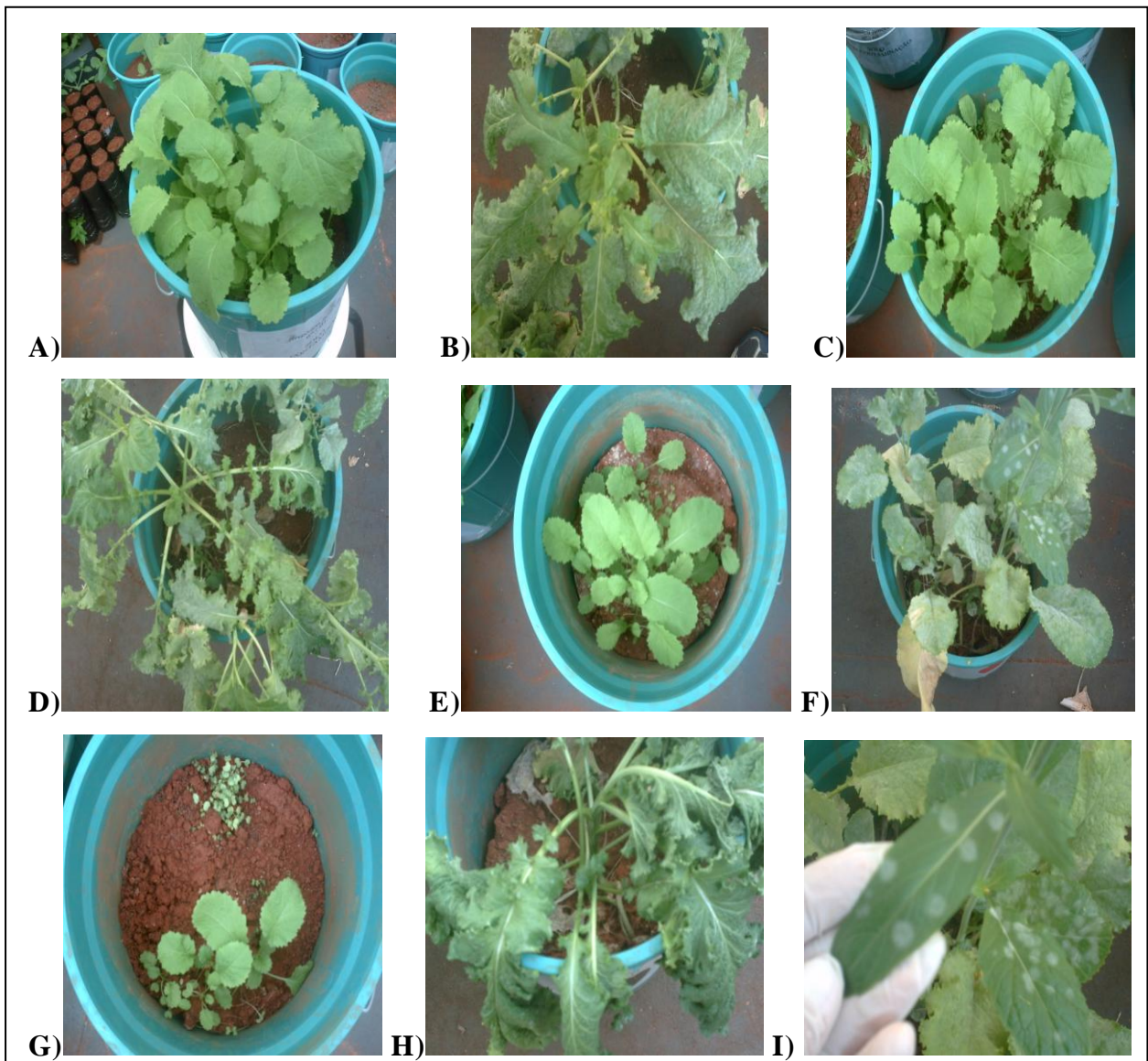


Figura 8 – Acompanhamento fotográfico dos vasos de *Brassica juncea*. A) *B. juncea* em solo sem contaminação após 104 dias do plantio. B) *B. juncea* em solo sem contaminação após 175 dias do plantio. C) *B. juncea* em solo contaminado – grau I – após 104 dias do plantio. D) *B. juncea* em solo contaminado – grau I – após 175 dias do plantio. E) *B. juncea* em solo contaminado – grau II – após 104 dias do plantio. F) *B. juncea* em solo contaminado – grau II – após 175 dias do plantio. G) *B. juncea* em solo contaminado – grau III- após 104 dias do plantio. H) *B. juncea* em solo sem contaminação após 175 dias do plantio. I) Aparecimento de manchas brancas nas folha de *B. juncea* com concentrações mais elevadas de metais.

A *Brassica juncea* desenvolveu-se rapidamente, tendo seu tempo de maturação alcançado.

É perceptível a ocorrência de deformidades nas folhas, principalmente após maturação, o que também foi observado, em maior proporção, nos vasos com

Nas concentrações mais elevadas, foi observada a presença de manchas brancas nas folhas, indicando a ocorrência de fitoextração.

Depois de concluído o processo de preparação das amostras vegetais, elas foram pesadas, obtendo-se, assim, as massas dos vegetais (Tabela 5).

Tabela 5 Média dos pesos das massas vegetais obtidas em cada grau de contaminação

Amostra	Peso do vegetal seco (g)	Desvio médio
BDSC	22,33	2,69
BDVD	19,47	3,09
BDVM	12,1	3,3
BDPT	4,2	-
BJSC	10,97	1,82
BJVD	11,13	2,22
BJVM	7,03	1,33
BJPT	8,4	0,7
PGSC	14,68	2,41
PGVD	4,80	1,46

*BD= *Brachiaria decumbens*, BJ= *Brassica juncea* e PG= *Pfaffia glomerata*

*SC= sem contaminação, VD= grau I, VM= grau II e PT= grau III

Analisadas as massas dos vegetais na tabela 5, observa-se que, conforme a contaminação aumentou, houve uma redução significativa na massa da *Brachiaria decumbens*. Com contaminação I houve redução de 12,8%, já na contaminação II, 45,8% e na contaminação III, a redução foi de 81,2%. Isso demonstra que a quantidade de metal mais alta (contaminação grau III) afeta o desenvolvimento da planta, prejudicando o processo de fitorremediação nessa espécie. A *Brassica juncea* já não apresentou redução significativa de massa para contaminação grau I. Já para o grau II, a redução foi de 35,9% e para grau III, de 23,4%. A *Pfaffia glomerata* foi a que mais sentiu a presença dos metais, uma vez que em contaminação grau I a redução foi de 67,3%.

A tabela 6 apresenta os resultados de umidade dos solos.

Tabela 6 Resultados obtidos após determinação da umidade (%).

Amostra	Tipo de Contaminação	Umidade (%)
<i>Pfaffia glomerata</i>	Sem contaminação	6,14
<i>Brassica juncea</i>	Sem contaminação	4,83
<i>Brachiaria decumbens</i>	Sem contaminação	5,29
<i>Pfaffia glomerata</i>	Grau I	6,43
<i>Brassica juncea</i>	Grau I	5,08
<i>Brachiaria decumbens</i>	Grau I	6,53
<i>Pfaffia glomerata</i>	Grau II	5,71
<i>Brassica juncea</i>	Grau II	5,41
<i>Brachiaria decumbens</i>	Grau II	4,85
<i>Pfaffia glomerata</i>	Grau III	5,39
<i>Brassica juncea</i>	Grau III	7,58
<i>Brachiaria decumbens</i>	Grau III	4,89

Pode-se observar que a umidade da base seca variou de 4,83 a 6,14% nos vasos sem contaminação; de 5,08 a 6,53% nos vasos de contaminação grau I; de 4,85 a 5,71% nos vasos de contaminação grau II e 4,89 a 7,58% nos vasos de contaminação grau III.

A análise do pH do solo foi realizada em diferentes datas (logo após a contaminação do solo e depois da coleta dos vegetais). Pode-se observar que o pH se manteve estável em ambas as datas (Tabela 7).

Tabela 7 Resultados obtidos após a análise do pH do solo.

Amostra	Leitura (pH)	
	20/05/08	27/08/08
BDSC	6,91	7
BDVD	6,96	6,98
BDVM	6,99	7,01
BDPT	7,29	7,06
BJSC	6,96	7,15
BJVD	6,98	7,02
BJVM	6,68	6,60
BJPT	7,03	7,27
PGSC	6,97	7,02
PGVD	6,56	6,86
PGVM	6,97	6,51
PGPT	6,82	6,64

*BD= *Brachiaria decumbens*, BJ= *Brassica juncea* e PG= *Pfaffia glomerata*

*SC= sem contaminação, VD= grau I, VM= grau II e PT= grau III

Observa-se que o solo apresentou pH entre 6,5 e 7,3, não havendo variação significativa com o tempo.

A tabela 8 apresenta as médias da concentração de cada metal obtidas nos vegetais *Brassica juncea* e *Brachiaria decumbens* nos diferentes tipos de contaminação (grau I, II e III). É importante ressaltar que o vegetal *Pfaffia glomerata* não se desenvolveu nos vasos que estavam contaminados com as contaminações grau II e III e não apresentou resultados consideráveis para contaminação grau I.

Tabela 8 Resultados das concentrações dos metais obtidos nos vegetais *Brassica juncea*, *Brachiaria decumbens* para a contaminação grau I, II e III.

Médias (mg.kg ⁻¹) concentrações dos metais em diferentes concentrações					
Metais	<i>Brassica juncea</i>			<i>Brachiaria decumbens</i>	
	Grau I	Grau II	Grau III	Grau I	Grau II
Cd	0,90±0,05	1,5±0,3	7±2	0,7±0,05	5,0±1
Zn	191±41	293±5	320±18	120±4	178±2
Ni	10,5±5	16,2±3	24±1	23±2,5	35±6
Cr	27±11	75±18	0,1±0,05	56±16	13±0,5
Pb	18±8	37±6	15±1	31±9	18±1

A *brachiaria decumbens* não apresentou resultados consideráveis para contaminação grau III.

Verificou-se que, com o aumento do grau de contaminação, há uma maior concentração dos metais nas plantas, mostrando uma maior absorção dos metais, o que provavelmente prejudica o desenvolvimento das mesmas.

Na figura 9 estão apresentadas as médias da concentração de cada metal na parte vegetal, obtidas nos vasos da contaminação grau I.

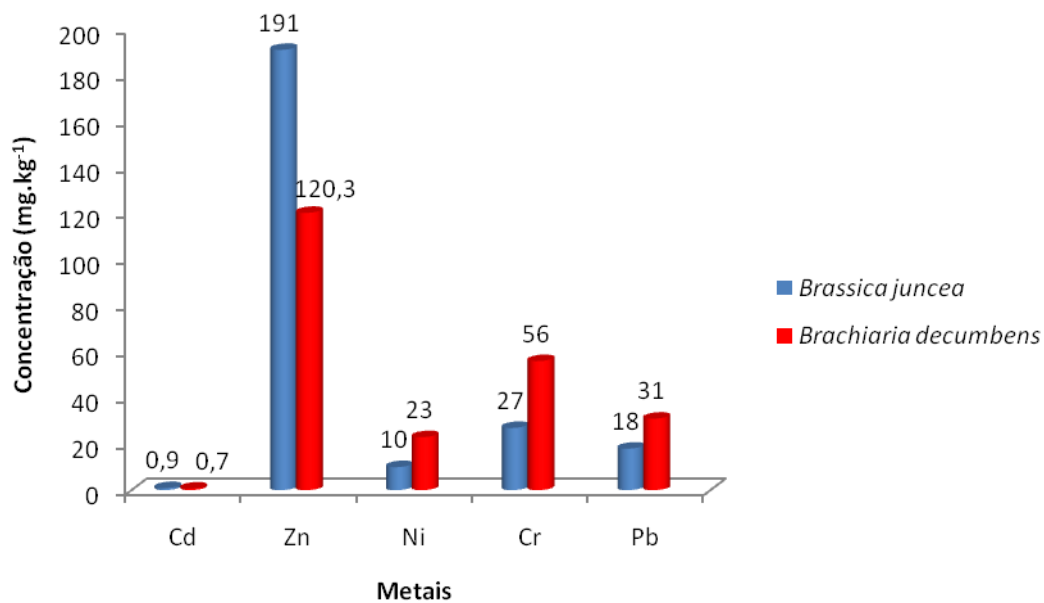


Figura 9 Comparação da absorção de metais pela *Brassica juncea* e *Brachiaria decumbens* para contaminação equivalente ao grau de intervenção da CETESB.

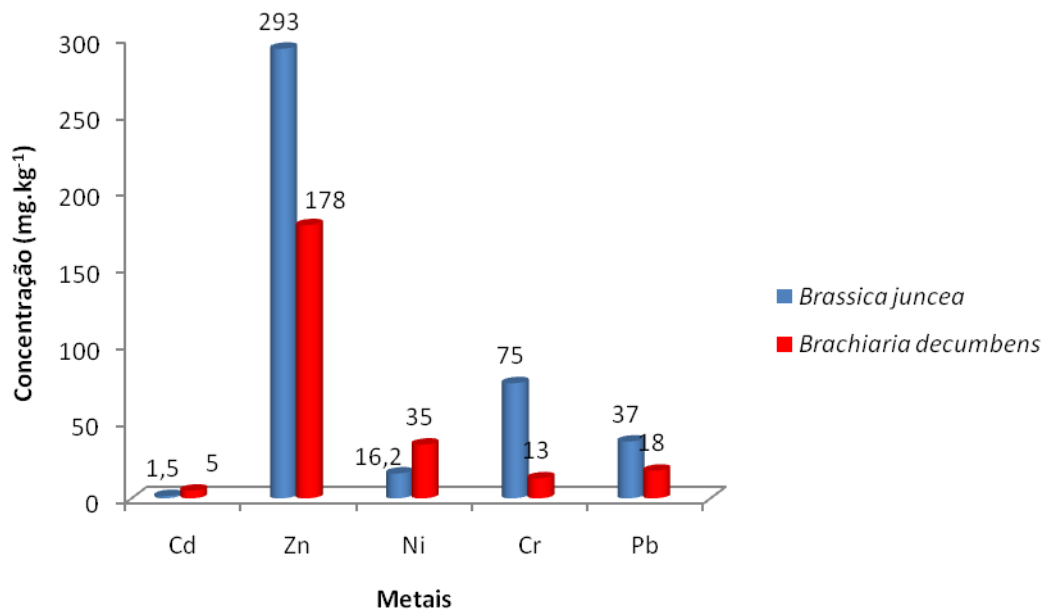


Figura 10 Comparação da absorção de metais pela *Brachiaria decumbens* e *Brassica juncea* para contaminação equivalente a duas vezes o grau de intervenção da CETESB.

Pode-se observar que a *Brassica juncea* absorve melhor os metais como zinco (Zn) e cádmio (Cd), enquanto a *Brachiaria decumbens* absorve melhor os metais como cromo (Cr), chumbo (Pb) e níquel (Ni), para contaminação grau I (que é a mais baixa, ou seja, 1x o valor de intervenção da CETESB). Conforme a contaminação aumenta, a *Brassica juncea* absorve melhor metais como chumbo (Pb), cromo (Cr) e zinco (Zn) e a *Brachiaria decumbens* absorve melhor cádmio (Cd) e níquel (Ni), para contaminação grau II. Para a contaminação grau III, a *Brassica juncea* não obteve resultado considerável para o metal cromo (Cr).

A tabela 9 apresenta as médias da concentração de cada metal (contaminação grau I) no solo onde estavam cultivados os vegetais *Brassica juncea* e *Brachiaria decumbens*.

Tabela 9 Resultados das concentrações dos metais no solo onde estavam cultivados os vegetais *Brassica juncea* e *Brachiaria decumbens* (Grau I).

Contaminação Grau I			
Metal	Contaminação Efetuada mg.kg ⁻¹	<i>Brassica juncea</i> mg.kg ⁻¹	<i>Brachiaria decumbens</i> mg.kg ⁻¹
Cádmio	3	2,48 ± 0,08	2,78 ± 0,07
Chumbo	180	127 ± 25	107 ± 18
Níquel	70	22 ± 2	8,2 ± 0,7
Cromo	150	94 ± 12	57 ± 14
Zinco	450	276 ± 26	280 ± 21

Pode-se observar que houve uma redução de metal solo, podendo-se destacar os metais Pb, Ni e Cr para o solo onde estava cultivada a *Brassica juncea* e Cd e Zn para o solo onde estava cultivada a *Brachiaria decumbens*.

Tabela 10 Resultados das concentrações dos metais no solo onde estavam cultivados os vegetais *Brassica juncea* e *Brachiaria decumbens* (Grau II).

Contaminação Grau II			
Metal	Contaminação Efetuada mg.kg ⁻¹	<i>Brassica juncea</i> mg.kg ⁻¹	<i>Brachiaria decumbens</i> mg.kg ⁻¹
Cádmio	6	3,6 ± 0,3	2,4 ± 0,7
Chumbo	360	224 ± 23	299 ± 38
Níquel	140	45 ± 5	23 ± 2
Cromo	300	203 ± 26	242 ± 30
Zinco	900	575 ± 56	724 ± 99

Verificou-se que, após o aumento da contaminação, o solo onde estava cultivada a *Brassica juncea* obteve uma redução maior na quantidade dos metais Cd e Ni. Já o solo onde estava cultivada a *Brachiaria decumbens*, obteve uma redução maior na quantidade dos metais Pb, Cr e Zn.

Tabela 11 Resultados das concentrações dos metais no solo onde estava cultivada a *Brassica juncea*, com contaminação grau III.

Contaminação Grau III		
Metal	Contaminação Efetuada mg.kg ⁻¹	<i>Brassica juncea</i> mg.kg ⁻¹
Cádmio	9	6,5 ± 2
Chumbo	540	386 ± 87
Níquel	210	86 ± 21
Cromo	450	Parcela perdida
Zinco	1350	1091 ± 213

É importante ressaltar que:

- Os resultados das concentrações dos metais no solo obtidos para contaminação grau III onde estava cultivada a *Brachiaria decumbens* não foram considerados, pois não existiam dados suficientes para uma análise estatística.
- A *Brassica juncea* não mostrou desempenho na remoção de Cr do solo para a contaminação grau III.

Na figura 11 estão apresentadas as médias da concentração de cada metal no solo após a coleta dos vegetais *Brassica juncea* e *Brachiaria decumbens*, com grau I de contaminação.

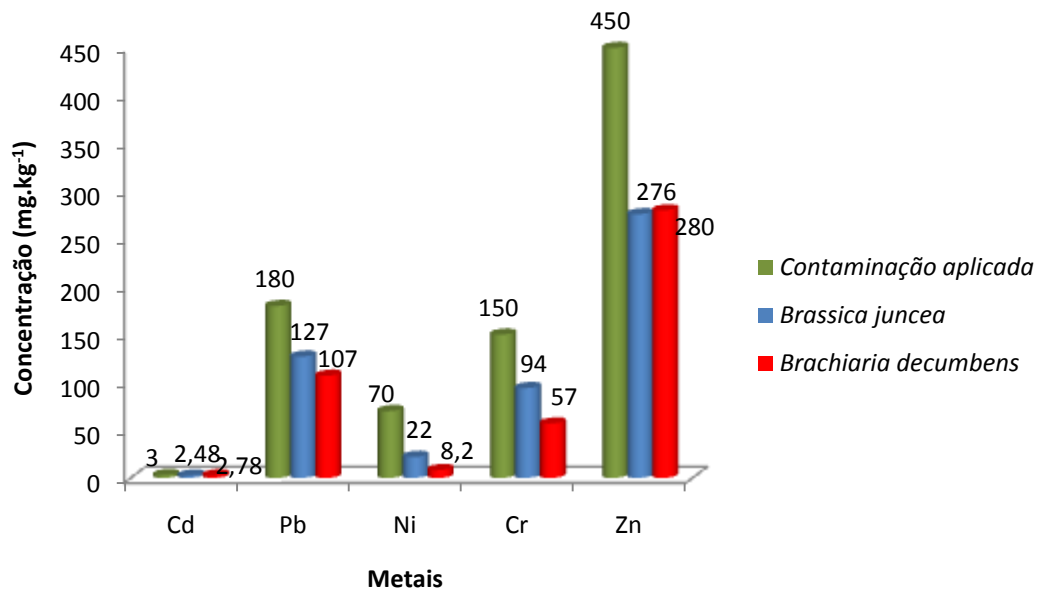


Figura 11 Comparação da concentração de metais no solo onde foram plantados os vegetais *Brassica juncea* e *Brachiaria decumbens* para contaminação equivalente ao grau I de contaminação.

Na figura 12 estão apresentadas as médias da concentração de cada metal no solo após a coleta dos vegetais *Brassica juncea* e *Brachiaria decumbens*, com grau II de contaminação.

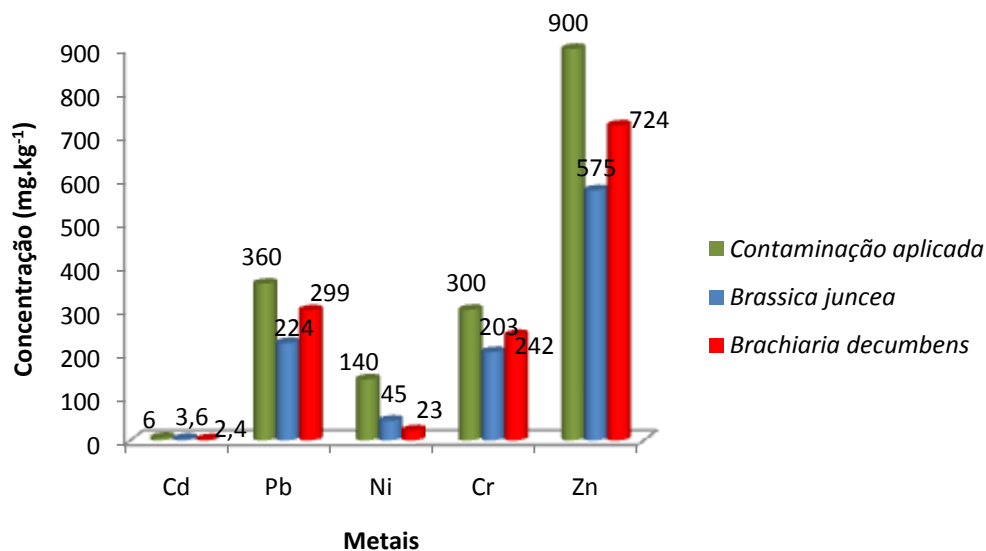


Figura 12 Comparação da concentração de metais no solo onde foram plantados os vegetais *Brassica juncea* e *Brachiaria decumbens* para contaminação equivalente ao grau II.

Pode-se observar que, para contaminação grau I, a *Brassica juncea* apresentou melhor absorção dos metais cádmio (Cd), cromo (Cr) e zinco (Zn), enquanto a *Brachiaria decumbens*

apresentou melhor absorção dos metais chumbo (Pb) e níquel (Ni). Já para a contaminação grau II, a *Brassica juncea* apresentou melhor absorção dos metais chumbo (Pb), cromo (Cr) e zinco (Zn), enquanto a *Brachiaria decumbens* apresentou melhor absorção dos metais cádmio (Cd) e níquel (Ni). Para contaminação grau III, a *Brachiaria decumbens* não apresentou resultados consideráveis.

De acordo com esses resultados, foram feitos os cálculos da porcentagem (%) de remoção dos metais do solo em cada grau de contaminação (Tabela 12).

Tabela 12 % de remoção dos metais no solo onde estavam cultivadas a *Brassica juncea* e a *Brachiaria decumbens* com grau I, II e III de contaminação.

	METAL	% remoção <i>Brassica juncea</i>	% Remoção <i>Brachiaria decumbens</i>
Contaminação I	Cd	18	7
	Pb	39	40
	Ni	68	88
	Cr	37	62
	Zn	39	38
Contaminação II	Cd	40	60
	Pb	38	17
	Ni	68	84
	Cr	33	20
	Zn	37	20
Contaminação III	Cd	28	
	Pb	29	
	Ni	59	Não Germinou
	Cr	-	
	Zn	20	

A tabela 13 apresenta a porcentagem (%) da remoção dos metais no solo onde estava cultivada a *Pfaffia glomerata* com grau I de contaminação. Seus resultados foram analisados à parte (experimento por experimento), não sendo possível realizar uma análise estatística e compará-la com os demais vegetais estudados.

Tabela 13 Porcentagem (%) de remoção dos metais no solo onde estava cultivada a *Pfaffia glomerata* com grau I de contaminação

% de remoção de metais do solo por amostras de solo onde a <i>Pfaffia glomerata</i> germinou			
Metais	PG01VD	PG03VD	PG04VD
Cádmio	-	-	0,29
Chumbo	-	98,52	-
Níquel	25,02	95,63	48,90
Cromo	-	97,46	3,49
Zinco	99,81	98,76	97,67

*PG= *Pfaffia glomerata*, VD= grau I de contaminação e (-) = não apresentou resultados consideráveis.

Na figura 13 estão apresentadas as porcentagens (%) de remoção de cada metal no solo onde estavam cultivados os vegetais *Brassica juncea* e *Brachiaria decumbens*, com Grau I de contaminação.

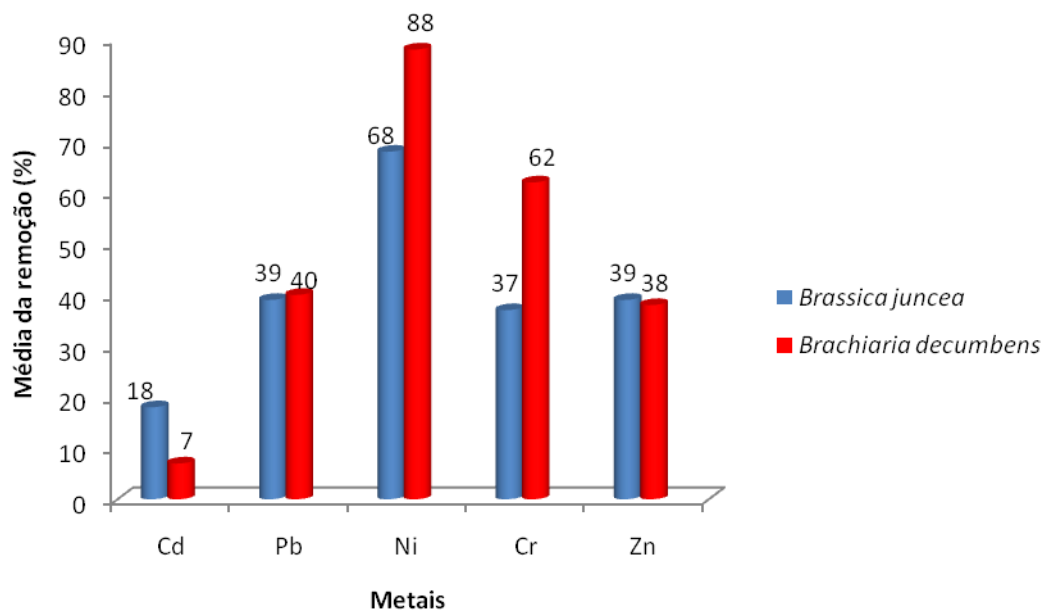


Figura 13 Média da remoção (%) dos metais no solo onde foram plantados os vegetais *Brassica juncea* e a *Brachiaria decumbens* com grau I de contaminação.

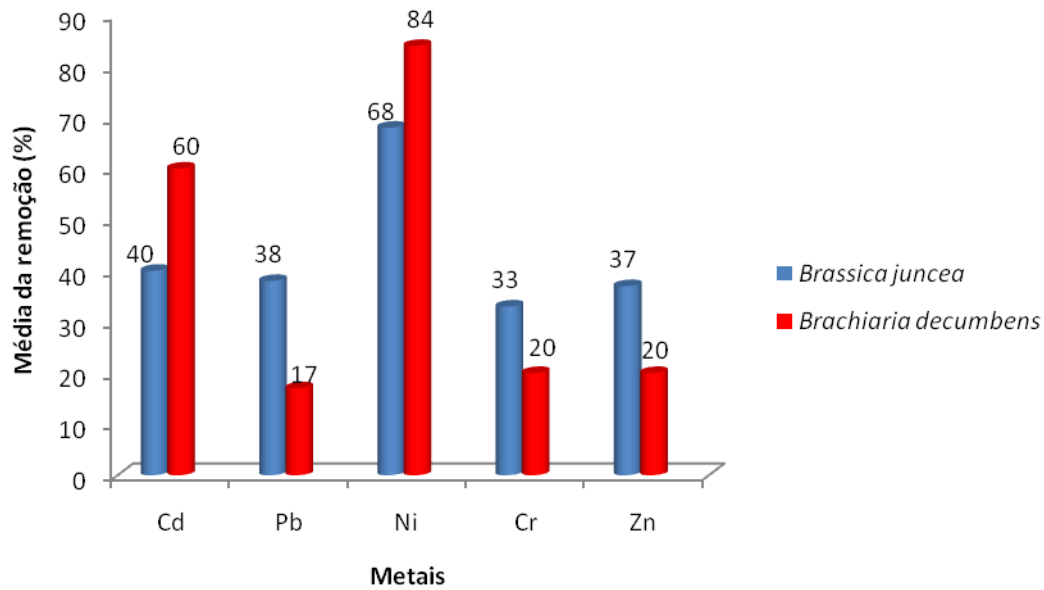


Figura 14 Média da remoção (%) dos metais no solo onde foram plantados os vegetais *Brassica juncea* e a *Brachiaria decumbens* com grau II de contaminação.

Pode-se observar que para contaminação grau I, a *Brassica juncea* removeu melhor os metais cádmio (Cd) e zinco (Zn), enquanto a *Brachiaria decumbens* removeu melhor os metais chumbo (Pb), níquel (Ni) e cromo (Cr). Já para contaminação grau II, a *Brassica juncea* removeu melhor os metais chumbo (Pb), cromo (Cr) e zinco (Zn), enquanto a *Brachiaria decumbens* removeu melhor os metais cádmio (Cd) e níquel (Ni).

A tabela 14 apresenta os valores obtidos na remoção dos metais do solo no período de três meses, onde estavam cultivados os vegetais: *Brassica juncea* e *Brachiaria decumbens*, cuja contaminação era de grau I (1 x o Valor de Intervenção da CETESB).

Tabela 14 Valores obtidos na remoção dos metais do solo no período de três meses, onde estavam cultivados os vegetais: *Brassica juncea* e *Brachiaria decumbens*, cuja contaminação era de grau I

	Remoção (g/kg.mês)		Remoção (g/kg.mês)	
	<i>Brassica juncea</i>		<i>Brachiaria decumbens</i>	
<i>Brassica juncea</i>	Grau I de contaminação		<i>Brachiaria decumbens</i>	Grau I de contaminação
Cádmio	0,01557		Cádmio	0,00377
Chumbo	1,5783		Chumbo	1,24979
Níquel	1,43756		Níquel	1,05804
Cromo	1,67715		Cromo	1,59219
Zinco	5,21114		Zinco	2,91046

Nenhuma das espécies estudadas se mostrou boas acumuladoras para o cádmio e as duas espécies apresentaram resultados satisfatórios para remoção de zinco, cromo, níquel e chumbo.

A *Brassica juncea* apresentou no geral melhores resultados quando comparada com o outro vegetal estudado, obtendo-se uma remoção mais elevada de Zinco (5,21 g/kg.mês) enquanto a *Brachiaria decumbens* obteve 2,91 g/kg. mês.

A tabela 15 apresenta os valores obtidos na remoção dos metais do solo no período de três meses, onde estavam cultivados os vegetais: *Brassica juncea* e *Brachiaria decumbens*, cuja contaminação era de grau II (2 x o Valor de Intervenção da CETESB).

Tabela 15 Valores obtidos na remoção dos metais do solo no período de três meses, onde estavam cultivados os vegetais: *Brassica juncea* e *Brachiaria decumbens*, cuja contaminação era de grau II.

<i>Brassica juncea</i>	Remoção (g/kg.mês)		<i>Brachiaria decumbens</i>
	<i>Brassica juncea</i> Grau II de Contaminação	<i>Brachiaria decumbens</i> Grau II de Contaminação	
Cádmio	0,1138	Cádmio	0,09917
Chumbo	6,44855	Chumbo	1,68044
Níquel	4,5045	Níquel	3,22314
Cromo	4,59934	Cromo	1,5978
Zinco	15,41015	Zinco	4,84848

Pode-se observar que no solo onde estava cultivada a *Brassica juncea*, houve uma maior remoção dos metais zinco, chumbo, cromo e níquel, no período de três meses, para grau II de contaminação. Já no solo onde estava cultivada a *Brachiaria decumbens*, houve uma maior remoção dos metais zinco, níquel e chumbo, no período de três meses, para grau II de contaminação.

Comparando os resultados obtidos pelos dois vegetais, conclui-se que a *Brassica juncea* apresentou uma remoção de 15,41 g/kg.mês para o zinco enquanto a *Brachiaria decumbens* obteve 4,84 g/kg.mês para este metal.

Os resultados continuaram insatisfatórios para a remoção de cádmio e a *Brassica juncea* apresentou melhores resultados que a *Brachiaria decumbens*.

A tabela 16 apresenta os valores obtidos na remoção dos metais do solo no período de três meses, onde estava cultivado o vegetal: *Brassica juncea*, cuja contaminação era de grau III (3 x o Valor de Intervenção da CETESB).

Tabela 16 Valores obtidos na remoção dos metais do solo no período de três meses, onde estava cultivado o vegetal: *Brassica juncea*, cuja contaminação era de grau III

<i>Brassica juncea</i>	Remoção (g/kg.mês) <i>Brassica juncea</i> Grau III de Contaminação
Cádmio	0,09921
Chumbo	6,11111
Níquel	4,92063
Cromo	Parcela Perdida
Zinco	10,27779

No grau III de contaminação somente a *Brassica juncea* se desenvolveu.

Comparando o comportamento dos dois vegetais nos solos contaminados com diferentes concentrações (I, II e III) pode-se observar o melhor desempenho da *Brassica juncea* em todos os metais analisados. Para o metal cádmio não houve avanço na remoção pelos dois vegetais.

É importante destacar o comportamento de remoção de metais pela *Brassica juncea* que se manteve inalterado mesmo aumentando a concentração dos metais de grau II para grau III.

Esses resultados se mantiveram para o cádmio, chumbo e níquel, houve uma diminuição de remoção para o zinco (de 15,41 g/kg. mês no grau II de contaminação para 10,27 g/kg.mês no grau III de contaminação) e para o cromo, os resultados não foram satisfatórios durante o processo de análise, podendo-se considerar como parcela perdida.

6 CONCLUSÕES

Pode-se concluir que:

- A *Brassica juncea* foi a espécie que de maneira geral melhor se comportou para amenizar a contaminação do solo estudado e se desenvolveu nos diferentes tipos de contaminação.
- O zinco foi o elemento mais facilmente removido do solo contaminado pelas espécies vegetais *Brassica juncea* e *Brachiaria decumbens*, sendo que apresentou 68 e 88% de remoção para grau I de contaminação e 68 e 84% para grau II de contaminação.
- Para contaminação grau I a *Brassica juncea* se mostrou melhor na remoção de cromo (37%), chumbo (39%) e níquel (68%), enquanto a *Brachiaria decumbens* removeu melhor os metais chumbo (40%), cromo (62%) e níquel (88%).
- Para contaminação grau II a *Brassica juncea* se mostrou melhor na remoção de cromo (33%), zinco (37%), chumbo (38%) e cádmio (40%), enquanto a *Brachiaria decumbens* removeu melhor os metais cádmio (60%) e níquel (84%).
- A *Brachiaria decumbens* se mostrou bem sensível a contaminação grau III (mais elevada) existente no solo, não apresentando resultados consideráveis para o presente estudo.
- A *Pfaffia glomerata* demonstrou ser pouco acumuladora e muito sensível aos metais presentes no solo quando comparada com os demais vegetais estudados.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACCIOLY, A.M.A. **Amenizantes e estratégias para o estabelecimento de vegetação em solos de áreas contaminadas por metais pesados.** Lavras-UFLA, 2001. 170p. (Tese-Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas).

ACCIOLY, A.M.A. *et al.* **Amenização do calcário na toxidez de zinco e cádmio para mudas de Eucalyptus camaldulensis cultivados em solo contaminado.** Revista Brasileira de Ciência do Solo. V.28, p. 775 – 783, 2004.

AGUIAR, M.R.M.P. de; NOVAES, A.C.; GUARINO, A.W.S. **Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos.** Química Nova. V. 25, n. 6b, p.1145, 2002.

ALLOWAY, B.J. **The origin of heavy metals in soils.** P. 39 – 57. In: Heavy metals in soils. 2ed. Glasgow & Hall, 1995.367 p.

ALLOWAY, B.J., AYRES, D.C. **Chemical principles of environmental pollution.** 2.ed. London: Chapman & Hall, 1997.

ANDRADE, J.C.M; TAVARES, S.R.L.; MAHLER, C.F. **Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental.** 1.ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.

ANTOSIEWICS, D. M. **Adaptation of plants to an environment polluted with heavy metals.** Soc. Bot., 61:281-299, 1992.

BAIRD, C. **Química Ambiental.** 2. Ed. São Paulo: Bookman, 2002.

BAKER, A. J. M. - **Accumulators and excluders strategies in the response of plants to heavy metals.** J. Plant Nutrition, 3:643-654, 1981.

BERTON, R.S. **Fertilizantes e Poluição.** In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20. 1992. Campinas: Fundação Cargil, 1992. P. 299 – 103.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente. Biodiversidade.** Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiv/brasil.html>. Acesso em 10 de Julho de 2008.

CAKE, K.M., BOWINS, R.J., VAILLANCOURT, C., GORDON, C.L., MCNUTT, R.H., LAPORTE, R., WEBBER, C.E., CHETTLE, D.R. **Partition of circulating lead between serum and red cells is different for internal and external sources of lead.** Am J Ind Med, 29: 440–445, 1996.

CALDERÓN-SALINAS, J.V., HERNÁNDEZ, L.C., VALDEZ, A.B., MALDONADO, V.M., LÓPEZ, M.A. **Evolution of lead toxicity in a population of children.** Hum Exp Toxicol, 15: 376–382, 1996a.

CALDERÓN-SALINAS, J.V., VALDEZ, A.B., MAZÚÑIGA, C., ALBORES, M. A. **Lead exposure in a population of Mexican children.** Hum. Exp.Toxicol. 15: 305–311, 1996b.

CAMARGO, O.A.; ALLEONI, L.R.F.; CASAGRANDE, J.C.; **Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo**. Jaboticabal, 2001.

CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. **Estabelecimento de plantas herbáceas em solo com contaminação de metais pesados e inoculação de fungos micorrízicos arbusculares**. *Pesq. Agropec. Bras.*, Brasília, 36:1443-1452, 2001.

CARNEIRO, M.A.C. et al.; **Comportamento de trinta espécies herbáceas em solo com diferentes graus de contaminação com metais pesados**. *Pesq. Agropec. Bras.*, 2002.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Decisão de Diretoria nº 195 – 2005**, de 23 de Novembro de 2005. Dispõe sobre a aprovação dos valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo, São Paulo, 2005.

COSTA, S.M.S.P. da. **Avaliação do potencial de plantas nativas do Brasil no tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais em “wetlands” construídos**. Campinas, 2004. 119 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química), Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas.

COSTA, N. C. et al.; **Fracionamento sequencial de cádmio e chumbo em solos**. *Ciência Rural*, v.37, n.5, p.1323-1328, 2008.

CUNNINGHAM, S.D. et al., **Phytoremediation of soils contaminated with organics pollutants** *Advances Agronomy*. Newark, v. 56, p. 55 – 114, 1996.

DALTON, C.C.; STREET, H.E. **The influence of applied carbohydrates on the growth and greening of culture spinach (*Spinacea oleracea L.*) cells**. *Plant Science Letters*. Amsterdam, v. 10, p. 157 – 164, 1997.

DANIEL, J.S. et al., **Free radical scavenging activity of *Pfaffia glomerata* (Spreng.) Pederson (Amaranthaceae)**. *Indian J. Pharmacol*, v. 37, Issue 3, p. 174 – 178, June 2005.

DE- PARIS, F. et al. **Psychopharmacological screening of *Pfaffia glomerata* S. (Amaranthaceae) in rodents**. *J. Ethnopharmacol.*, v. 73, p. 261 – 2000.

DIAS, A.E.X. **Biorremediação de áreas afetadas por resíduos sólidos tóxicos**. In: SISSINO, C.L.S. (Ed). **RESÍDUOS SÓLIDOS, AMBIENTE E SAÚDE: UMA VISÃO MULTIDISCIPLINAR**. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2000.

DINARDI, A.L. et al. **Fitorremediação**. III Fórum de Estudos Contábeis, 2003.

EPA – **United States Environmental Protection Agency**. Indoor air pollution: an introductions for health professionals. 1994. Publication n. 1994 – 523 - 217/81322. Disponível em: <http://www.epa.gov/iaq/pubs/hpguide.html>: Introduction to phytoremediation. Cincinnati, Ohio, 2000. EPA/600/R-99/107. A citizen’s guide to phytoremediation. Washington, D.C., 1998.

FARNSWORTH, N.R.; AKERETE, O.; BINGEL, A.S.; SOEJARTO, D.D.; GUO, Z. **Medicinal plants in therapy**. Bulletin of the World Health Organization, v. 63, pp. 965 – 981, 1985.

FERRO, A.M.; SIMS, R.C.; BUGBEE, B. **Hyerest crested weatgrass accelerates the degradation of pentachlorophenol in soil**. J. Environ. Qual., n. 23, p. 272-279, 1994.

FREITAS, C.S. et al. **Involvement of nitric oxide in the gastroprotective effects of na aqueous extract of *Pfaffia glomerata* (Spreng) Pederson in rats**. Life Sci., v. 74, p. 1167 – 1179, 2004.

FURTADO, M., **Química e Derivados**. 2003.

GARZA, A., VEGA, R., SOTO, E. **Cellular mechanisms of lead neurotoxicity**. Med Sci Monit, 12: 57–65, 2006.

GHOSHROY, S. et al. **Inhibition of plant viral systemic infection by non-toxic concentrations of cadmium**. The plant Journal, v. 12, p. 591 – 602, 1998.

GLASS, D.J. **The 1998 United States market for Phytoremediation**. Glass Associets Inc., Needham, 3 – 7, 1998.

GOERING, P.L. **Lead–protein interactions as a basis for lead toxicity**. Neurotoxicology 14: 45–60, 1993.

GORDON, M.P. **Phytoremediation of chlorinated solvents – poplars remove ehlorinates solvents from soil in field trials**. IBC’S Second Annual Conference on Phytoremediation. June, 1997. Seattle, W.A. International Business Communications, Southborough, M.A.

GRANDJEAN P. **Health significance of metal exposures**. Em *Public Health & Preventive Medicine*, editores Wallace R. B., Doebbeling B.N. e Last J. M., 14th Ed., Appleton & Lange, Stamford, Connecticut, 1998.

GRAZZIOTTI, P.H. **Comportamento de fungos ectomicorrízicos, *Acacia mangium* e espécies de *Pinus* e *Eucalyptus* em solo contaminado por metais pesados**. 1999. 177f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Lavras, 1999.

GRO, B. et al. **The influence of sucrose and an elevated CO₂ concentration of phytosynthesis of photoautotrophic peanut (*Arachis hypogea* L.) cell cultures**. Plant Cell, Tissue and Organ Culture, Hague, v. 33, p. 143 – 150, 1993.

GURER-OHRNAN, H., SABIR, H.U., OZGÜNES, H. **Correlation between clinical indicators of lead poisoning and oxidative stress parameters in controls and lead-exposed workers**. Toxicology, 195: 147–154, 2004.

HENRY, J. **An overview of the phytoremediation of lead and mercury**. In: National Network of environmental studies. Washington, D.C., 2000.

IARC. **Beryllium, Cadmium, Mercury, and Exposures in the Glass Manufacturing Industry**. Summary of Data Reported and Evaluation". *IARC Monographs*, Vol 58, pág. 119, 1993.

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

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

KIEKENS, L. Zinc. In: Alloway, B.J. (Ed) **Heavy Metals in soil**. New York: John Wiley, 1990, p. 261-279.

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

LEIFERT, C. et al. **Mineral and carbohydrate nutrition of plant cell and tissue cultures**. *Critical Reviews in Plant Sciences*, Boca Raton, v. 14, n 2, pp. 83-109, 1995.

LIDSKY, T.I., SCHNEIDER, J.S. **Lead neurotoxicity in children: basic mechanisms and clinical correlates**. *Brain J Neurol*, 126: 5–19, 2003.

LINDSAY, W. L. **Chemical equilibria in soils**. New York: John Wiley & Sons. 1978. 449p.

MALAVOLTA, E. et. al. **Avaliação do Estado Nutricional das Plantas - Princípios e Aplicações.**, Piracicaba - SP, T 3.1.2 , p.138, 1989, Brasil.

MARQUES, T.C.L.L.; **Crescimento e absorção de metais em mudas de espécies arbóreas em solo contaminado com metais pesados**. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 2000.

MAS-OLIVA, J. **Effect of lead on the erythrocyte (Ca²⁺–Mg²⁺)- ATPase activity. Calmodulin involvement**. *Mol Cell Biochem*, 89: 87–93, 1989.

MCBRIDE, M.B.; **Environmental Chemistry of soil**. New York. Oxford University Press, 1994.

MING, L.C.; CORRÊA JÚNIOR, C. **Collection of fáfia (*Pfaffia glomerata* – Spreng *Perderson*) in the northwest region of Paraná State, Brazil**. In: WORLD CONFERENCE ON MEDICINAL AND AROMATIC PLANTS. Anais... Budapest, Hungria. 2001.

NAKAI, S. T. N.; MIIC H. I.; HAYASHI, S.; NISHIMOTO, T. N.; KIZU, H. **Pfaffosides, nortripenoide saponis, from *Paffia paniculata***. *Phytochemistry*, v. 23, pp. 1703-1705, 1984.

NELLESSEN, J.E.; FLETCHER, J.S.; **Assisment of published literature on the uptake, accumulation and translocation of heavy metals by vascular plants**. *Chemosphere*, v. 27, p. 1669-1680, 1993.

NETO, A. G.; COSTA, J. M. L. C.; BELATI, C. C.; VINHÓLIS, A. H. C.; POSSEBOM, DA SILVA L. S. A. A. **Analgesic and anti-inflammatory activity of a crude root extract of *Pfaffia glomerata* (Spreng) Pedersen.** J.Ethnopharmacol., v. 96, pp. 87-91, 2005.

NEWMAN, L.A. **Phytoremediation of organic Contaminates: A Review of Phytoremediation Research at the University of Washington.** J. Soil Contamin, v. 17, p. 531-542, 1998.

NICOLOSO, F. T. et al. **Efeitos de concentrações e fontes de carboidratos no crescimento de plantas de ginseng brasileiro [*Pfaffia glomerata* (Spreng.) Pedersen] cultivadas *in vitro*.** Ciência e Agrotecnologia, Lavras, v. 27, n. 1, pp. 84-90, 2003.

NICOLOSO, F. T. et al. **Micropropagação do ginseng brasileiro [*Pfaffia glomerata* (Spreng.) Pedersen].** Revista Brasileira de Plantas Mediciniais, Botucatu, v. 3, n. 2, pp. 11-18, 2001.

NICOLOSO, F. T.; FORTUNATO, R. P.; FOGAÇA, M.A.F. **Influência da posição da estaca no ramo sobre o enraizamento de *Pfaffia glomerata* (Spreng.) Pedersen em dois substratos.** Ciência Rural, Santa Maria, v. 29, n. 2, pp. 277-283, 1999.

NISHIMOTO, N.; SHIOBARA, Y.; INOUE, S.; TAKEMOTOA, T.; AKISUE, G.; OLIVEIRA, F.; AKISUE, M. K.; HASHIMOTO, G. **Ecdisteroides de *Pfaffia glomerata*.** In: **SIMPÓSIO DE PLANTAS MEDICINAIS DO BRASIL, 11.**, Anais... João Pessoa, Pb.:Universidade Federal da Paraíba, 1990.

NISHIMOTO, N.; SHIOBARA, Y; FUJINO, M.; INQUE, S.S.; TAKEMOTO, T.; ODASHIMA, S.; KIZU, H; WADA, Y. **Pfaffosides and nortriterpenoid saponins from *Pfaffia paniculata*.** Phytochemistry, v. 23, n. 1, pp. 139-142, 1984.

OLIVEIRA, D.M.; CARA, D.V.C.; XAVIER, P.G.; SOBRAL, L.S.; LIMA, R.B.; ALMEIDA, A. L.; **Fitorremediação: o estado da arte.** Série Tecnologia Ambiental – STA – 39. UFRJ, 34 p., 2006.

OLIVEIRA, F. ***Pfaffia glomerata* (Martius) Kunze – Brazilian Ginseg.** Revista Brasileira de Farmacognosia, v. 1, pp. 86-92, 1986.

PASSOS, J. A. L. **Avaliação da transferência de metais pesados no sistema solo-planta e o seu desenvolvimento: Estudo de caso do lodo da CETREL.** Salvador, 2004. 113f. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento e Tecnologia Ambientais no Processo Produtivo).

PEREIRA, B. F. F. **Potencial Fitorremediador das culturas de feijão-de-porco, girassol e milho, cultivadas em latossolo vermelho contaminado com chumbo.** Campinas, 2205. 81f. Dissertação. (IAC).

PERKOVICH, B.S. et al. **Enhanced Mineralizations of [¹⁴C] Atrazine Ink. *Scoparia Rhizoferic Soil From a Pesticide. Contaminated.*** Pestic. Sci., v. 46, p. 391 – 396, 1996.

PILON-SMITS, E. **Phytoremediation.** Annual Review of Plant Biology. V. 56, p. 15 – 40, 2005.

PIRES, F.R. et al. **Seleção de Plantas com Potencial para Fitorremediação de Tebuthiuron**. Planta Daninha, Rio de Janeiro, v. 21, p. 451-458, 2003.

PROVIDENTI, M.A.; LEE, H.; TREVORS, O.T. **Selected Factors Limitng The Microbial Degration of Recalcitrant Componds**. Journal of Industrial Microbiology, v. 12, p. 379-395, 1993.

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

QUINTO, A. C. **Estudo identifica nova espécie de vírus em planta medicinal**. USP de Notícias, São Paulo, 11/07/2005, Boletim nº 1664. Disponível em: <<http://www.usp.br/agen/bols/2005/rede1664.html>> Acesso: 14 de Agosto de 2008.

RAIJ, B. van. **Manejo da fertilidade do Solo**. Piracicaba: Patafós, 1991.

RAIJ, BERNARDO VAN et. al. **Análise Química do Solo para Fins de Fertilidade**. 1ª impressão, Campinas - SP, p. 79, 1987, Brasil.

RASKIN, I.; SMITH, R.D.; SALT, D.E.; **Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment**. Current Opinion in Biotechnology. London, v. 8, n. 2, p. 221-226, 1997.

ROMEIRO, S., et al. **Lead uptake and tolerance of *Ricinus communis* L.** *Braz. J. Plant Physiol.*, Dec 2007, vol.18, no.4, p.483-489. ISSN 1677-0420

ROSA, M. C. Processo de ocupação e situação atual. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (eds) **A Planície de Inundação do Alto do Paraná**, EDUEM , Maringá, 1997, p. 371-394.

SANCHES, N. R; GALLETTTO, R.; DE OLIVEIRA, C. E.; BAZOTTE, R. B.; CORTEZ, D. A. G. **Avaliação do potencial anti-hiperglicemiante da *Pfaffia glomerata* (Spreng.) Pedersen (Amaranthaceae)** *Acta scientiarum*, Maringá, v. 23, n. 2, pp. 613-617, 2001.

SCHNNOR, J.L. **Phytoremediation Technology evaluation report TE – 98 – 01**. Iowa: Gwrtac Ground Water Remediation Technologies Analyses Center, 1997.

SCHROEDER, H. A.; TIPTON, I. H.; NASON A. P. **Trace metals in man: strontium and barium**. Journal of Chronic Diseases, v. 25, n.9, p. 491–517, 1972.

SILVA, C.S.; PEDROZO, M.F.M. **Ecotoxilogia do cromo e seus compostos**. Salvador: CRA, 2001.

SMITH, L. B.; DOWNS, R. J. **Amarantáceas**. In: **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues , 1972. pp. 35-50.

SMITH, L.A. et al. **Remedial options for metals – contaminated sites**. Boca Raton: CRC Press, 1995.

SOARES, C.R.F.S. **Toxidez de zinco, cobre, cádmio e chumbo para o eucalipto em solução nutritiva**. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 1999. 132p. (Tese de Mestrado)

SOARES, C.R.F.S.; **Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco**. R. Bras. Fisiol. Veg., 13(3): 302-315, 2002.

SOLÍS, C. et al. **The biogenesis of chloroplasts in tissue cultures of a C₃ and C₄ plant**. Plant and Cell Physiology, Kyoto, v. 30, pp. 609-616, 1989.

SOUZA, E.C.A.; FERREIRA, M.E. **Zinco no Solo**. In: SIMPÓSIO SOBRE MICRONUTRIENTES NA AGRICULTURA, 1998. Jaboticabal. Anais..... UNESP, 1988. P.279-319.

TANIGUCHI, S. F.; BERSANI-AMADO, C. A.; SUDO, L. S.; ASSEF, S. M. C.; OGA, S. **Effect of *Paffia iresinoides* on the experimental inflammatory process in rats**. Phytotherapy Research. v.11, pp. 568-571, 1997.

VALADARES, J.M.A.S.; GAL, M.; MINDEHGIM, V.; PAGE, A.L. **Some heavy metals in soils trated with swadge, their effects on yeld and their uptake by plants**. Journal of Environmental Quality, v. 12, n. 1, p. 49 -57, 1983.

VASCONCELOS J. M. de O. **Amaranthaceae do Rio Grande do Sul-Brasil**, V: gêneros, *Pfaffia* Mart. E Gomphrena Mart. Roesléria, v. 8, n. 2, pp. 75-127, 1986.

VOSE, J.M. et al. **Leaf water realtions and sapflow in eastern cottonwood trees planted for phytoremediation of a groundwater pollutant**. Interm – J. Phytoremediation, v. 2, p. 53 – 73, 2000.

ZEITOUNI, C.F.; **Eficiência de espécies vegetais como fitoextratoras de Cd, Pb, Cu, Ni e Zn de um latossolo vermelho amarelo distrófico**. Campinas, São Paulo, 2007.

ZIMMER A. R.; BRUXEL, F.; BASSAI, V. L.; GOSMANN, G. **HPLC, method for the determination of ecdysterone in extractive solution from *Pfaffia glomerata***. J. of Pharmaceutical and Biomedical Analysis, v. 40, pp. 450- 453, 2006.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION – **Trace elements in human nutrition and health**. Geneva, WHO, 1996.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)