

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ  
CAMPUS DE MARECHAL CÂNDIDO RONDON**

**RICARDO FELIPE BRAGA DE SOUSA**

**PARÂMETROS NUTRICIONAIS, MORFOFISIOLÓGICOS E  
FITODISPONIBILIDADE DE METAIS NAS CULTURAS DE CRAMBE E  
TRIGO CULTIVADAS EM SOLOS CONTAMINADOS**

**MARECHAL CÂNDIDO RONDON - PARANÁ**

**2015**

RICARDO FELIPE BRAGA DE SOUSA

**PARÂMETROS NUTRICIONAIS, MORFOFISIOLÓGICOS E  
FITODISPONIBILIDADE DE METAIS NAS CULTURAS DE CRAMBE E  
TRIGO CULTIVADAS EM SOLOS CONTAMINADOS**

Dissertação apresentada a Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, para obtenção do título de Magister Scientiae.

Orientador: Dr. Affonso Celso Gonçalves Jr.  
Coorientador: Dr. Vandeir Francisco Guimarães  
Coorientador: Dr. Edmar soares de Vasconcelos

MARECHAL CÂNDIDO RONDON - PARANÁ

2015



**unioeste**

Universidade Estadual do Oeste do Paraná  
Campus de Marechal Cândido Rondon - CNPJ 78680337/0003-46  
Rua Pernambuco, 1777 - Centro - Cx. P. 91 - <http://www.unioeste.br>  
Fone: (45) 3284-7878 - Fax: (45) 3284-7879 - CEP 85960-000  
Marechal Cândido Rondon - PR.



**PARANÁ**  
GOVERNO DO ESTADO

Ata da reunião da Comissão Julgadora da Defesa de Dissertação do Engenheiro Agrônomo **RICARDO FELIPE BRAGA DE SOUSA**. Aos doze dias do mês de fevereiro de 2015, às 14h, sob a presidência do Prof. Dr. Affonso Celso Gonçalves Júnior, em sessão pública, reuniu-se a Comissão Julgadora da Defesa da Dissertação do Engenheiro Agrônomo Ricardo Felipe Braga de Sousa, discente do Programa de Pós-Graduação *stricto sensu* em Agronomia – Nível Mestrado e Doutorado com área de concentração em **"PRODUÇÃO VEGETAL"**, visando à obtenção do título de **"MESTRE EM AGRONOMIA"**, constituída pelos membros: Prof. Dr. Herbert Nacke (UDC), Prof. Dr. Vandeir Francisco Guimarães (Unioeste), Prof. Dr. Edmar Soares de Vasconcelos (Unioeste), Prof. Dr. Tiago Roque Benetoli da Silva (UEM) e Prof. Dr. Affonso Celso Gonçalves Júnior (Orientador).

Iniciados os trabalhos, o candidato apresentou seminário referente aos resultados obtidos e submeteu-se à defesa de sua Dissertação, intitulada: **"Parâmetros nutricionais, morfofisiológicos e fitodisponibilidade de metais nas culturas de crambe e trigo cultivadas em solos contaminados"**.

Terminada a defesa, procedeu-se ao julgamento dessa prova, cujo resultado foi o seguinte, observada a ordem de arguição:

Prof. Dr. Herbert Nacke.....Aprovado  
Prof. Dr. Vandeir Francisco Guimarães.....Aprovado  
Prof. Dr. Edmar Soares de Vasconcelos.....Aprovado  
Prof. Dr. Tiago Roque Benetoli da Silva .....Aprovado  
Prof. Dr. Affonso Celso Gonçalves Júnior (Orientador).....Aprovado

Apurados os resultados, verificou-se que o candidato foi habilitado, fazendo jus, portanto, ao título de **"MESTRE EM AGRONOMIA"**, área de concentração em **"PRODUÇÃO VEGETAL"**. Do que, para constar, lavrou-se a presente ata, que vai assinada pelos senhores membros da Comissão Julgadora.

Marechal Cândido Rondon, 12 de fevereiro de 2015.

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Herbert Nacke

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Vandeir Francisco Guimarães

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Edmar Soares de Vasconcelos

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Tiago Roque Benetoli da Silva

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Affonso Celso Gonçalves Júnior (Orientador)

**Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
(Biblioteca da UNIOESTE – Campus de Marechal Cândido Rondon – PR.,  
Brasil)**

S725p	Sousa, Ricardo Felipe Braga de Parâmetros nutricionais, morfofisiológicos e fitodisponibilidade de metais nas culturas de crambe e trigo cultivadas em solos contaminados / Ricardo Felipe Braga de Sousa. – Marechal Cândido Rondon, 2015. 111 p.
	Orientador: Dr. Affonso Celso Gonçalves Jr. Coorientador: Dr. Vandeir Francisco Guimarães Coorientador: Dr. Edmar soares de Vasconcelos
	Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Marechal Cândido Rondon, 2015.
	1. Trigo. 2. Solos - Poluição. 3. Chumbo. 4. Cádmio. I. Gonçalves Junior, Affonso Celso. II. Guimarães, Vandeir Francisco. III. Vasconcelos, Edmar Soares de. IV. Título.
	CDD 22.ed. 628.55 CIP-NBR 12899

Ficha catalográfica elaborada por Marcia Elisa Sbaraini-Leitzke CRB-9/539

*“Viver com fé e otimismo pode ser apenas utopia para aqueles que não acreditam em si mesmo.*

*Quando você se sentir solitário, sem amigo e sem parente, prossiga seu caminho, sem nunca esquecer que você é um ato divino.*

*Mesmo que a escuridão da tristeza ou solidão cubra sua estrada, procure acender a luz de sua fé e do otimismo.*

*Acredite e siga confiante, Deus estará com você guiando seus passos, a fé é a bússola espiritual da qual todos nós precisamos”*

***Ruth Silber***

## **AGRADECIMENTOS**

*A Deus acima de tudo, pelas bênçãos e proteção durante toda a minha vida.*

*Aos meus pais, Valdir e Délia pela formação em primeiro lugar como ser humano e por todo amor e dedicação a mim.*

*A minha namorada Laísa, por todo o carinho e apoio durante essa jornada.*

*Ao muito mais que orientador Professor Affonso Celso Gonçalves Jr., por acreditar em mim em todos os momentos da minha formação, ser um exemplo de pessoa e profissional e pela verdadeira amizade, estando presente em todos os momentos.*

*A minha irmã Daiane e a nossa família Rodrigo, Felipe e Henrique pelo apoio e força que sempre dedicaram a mim.*

*Aos meus amigos Gilmar Divino Gomes, Emerson Gasparotto, Herbert Nacke, Gustavo Ferreira Coelho, Daniel Schwantes, Valmir de Souza, Marcelo dos Santos, Adir Parizotto e ao meu “filho” Caio Domingues pela amizade e por todo apoio e suporte durante o desenvolver de minhas atividades.*

*Aos amigos Mitio, Luiz, Felipe, André, Lucas e Arlindo pela disponibilidade e ajuda além da amizade.*

*A todos os meus amigos e colegas da família GESOMA que sempre estiveram dispostos a colaborar.*

*Aos meus Coorientadores, Professor Dr. Vandeir Francisco Guimarães e Professor Dr. Edmar Soares de Vasconcelos pelo conhecimento repassado.*

*Aos meus amigos Gabriel, Juarez, Jhonatan, Cristiam, Luan, Allan, Jove, André, Ariane, Ana e Bruna pela amizade durante todo esse período.*

*E a todos aqueles que, de alguma maneira, contribuíram para minha formação,*

*Meus mais sinceros agradecimentos...*

## LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E SIMBOLOS

A	taxa de assimilação líquida de CO <sub>2</sub>
ABITRIGO	Associação Brasileira da Indústria de Trigo
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
AOAC	Associação Oficial de Química Analítica
ATSDR	Agência de Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças
CDCP	Centro de Controle e Prevenção de Doenças
CE	comprimento de espiga
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CG	concentração do metal no grão
cm	centímetro
CONAB	Companhia Nacional de Abastecimento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPA	concentração do metal na parte aérea
CRS	concentração do metal no sistema radicular
CTC	capacidade de troca catiônica
DAE	dias após a emergência
dm	decímetro
<i>E</i>	taxa de transpiração
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FAAS	absorção atômica modo chama
g	grama
gs	condutância estomática
ha	hectare
hs	horas
i.a.	ingrediente ativo
ICdA	Associação Internacional de cádmio
IT	índice de translocação
kg	kilograma
LVe	Latossolo Vermelho Eutroférico

m	metro
mg	miligrama
mm	milímetro
mol	mol
MP - SP	Ministério Público do Estado de São Paulo
MS	Ministério da Saúde
MSPA	massa seca da parte aérea
MSR	massa seca da raiz
NEE	número de espiguetas por espiga
NEP	número de espigas por planta
NGE	número de grãos por espiga
s	segundo
M1000	massa de mil grãos
PCCL	proteínas clorofiláticas captadoras de luz
PROD	produtividade
r	coeficiente de correlação
SFT	super fosfato triplo
USDA	Departamento de Agricultura dos Estados Unidos
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
UV	ultravioleta
VI	valor de investigação
VR	volume de raiz
V%	saturação por bases
TWG	Grupo Weinberg
WHO	Agência Mundial de Saúde
WUE	relação do uso eficiente da água
μmol	micromol
%Óleo	teor de óleo

## LISTA DE FIGURAS

### **CAPÍTULO II – DESENVOLVIMENTO E FITODISPONIBILIDADE DE METAIS EM CRAMBE CULTIVADO EM SOLOS CONTAMINADOS ..... 48**

Figura 1: Desenvolvimento de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd [(a) altura e (c) diâmetro de colmo] e Pb [(b) altura e (d) diâmetro de colmo]...54

Figura 2: Teores de clorofila de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de contaminação por metais .....56

Figura 3: Assimilação líquida de CO<sub>2</sub> (A) de plantas de crambe nos estádios vegetativo e reprodutivo, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (a e c) e Pb (b e d) respectivamente. ....57

Figura 4: Transpiração (E) de plantas de crambe nos estádios vegetativo e reprodutivo, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (a e c) e Pb (b e d) respectivamente.....58

Figura 5: Tores foliares de Ca (a) e Mg (b) plantas de crambe durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd.....60

Figura 6: Tores foliares de N (a), K (b), Ca (c) e Mg (d) plantas de crambe durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Pb. ....61

Figura 7: Tores foliares de Zn (a) e Cd (b) em plantas de crambe durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd.....63

Figura 8: Tores foliares de Fe (a) e Mn (b) em plantas de crambe durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Pb .....64

Figura 9: Massa seca das partes aéreas e massa de mil grãos de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (a e c) e Pb (b e d) respectivamente.....66

Figura 10: Produtividade e teor de óleo nos grãos de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (a e c) e Pb (b e d) respectivamente.....67

Figura 11: Teores de Cd no óleo (a), torta (b), folhas (c), caules (d) de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd.....69

Figura 12: Teores de Cd (a) e Pb (b) nas raízes de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis dos respectivos metais. ....70

Figura 13: Teores de Cd nos tecidos das distintas partes vegetais de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd..... 71

Figura 14: Teores de Pb nos tecidos das distintas partes vegetais de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de Pb. .... 72

### **CAPÍTULO III - DESENVOLVIMENTO E NUTRIÇÃO MINERAL DE PLANTAS DE TRIGO CULTIVADAS EM SOLOS CONTAMINADOS POR Cd E Pb ..... 78**

Figura 1: Desenvolvimento de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd [(a) altura e (c) número de perfilhos] e Pb [(b) altura e (d) número de perfilhos] ..... 86

Figura 2: Teores foliares de K em plantas de trigo durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (a) e Pb (b).....90

Figura 3: Teores foliares de Ca em plantas de trigo durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Pb. .... 91

Figura 4: Teores foliares de Cu e Fe em plantas de trigo durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (a e b) e Pb (c e d).....93

Figura 5: Teores foliares de Zn em plantas de trigo durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (a) e Pb (b) e de Mn em solos contaminados com níveis de Cd (c). .... 94

Figura 6: Teores foliares de Cd (a) e Pb (b) em plantas de trigo durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com os respectivos metais..... 95

Figura 7: Número de espigas em plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (a) e Pb (b) ..... 97

Figura 8: Volume (a) e massa seca de raízes (b) de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de metais ..... 98

Figura 9: Produtividade de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (a) e Pb (b) ..... 99

Figura 10: Teores de Cd nos grãos (a), folhas (b), colmos (c) e raízes (d) de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd.....101

Figura 11: Teores de Cd nos tecidos das distintas partes vegetais de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd. .... 102

Figura 12: Teores de Pb nos grãos (a), folhas (b), colmos (c) e raízes (d) de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Pb. .... 103

Figura 13: Teores de Pb nos tecidos das distintas partes vegetais de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Pb. .... 104

## LISTA DE TABELAS

<b>CAPÍTULO I – CONSIDERAÇÕES GERAIS .....</b>	<b>16</b>
Tabela 1: Limites máximos permitidos de metais nos solos de alguns países.....	34
Tabela 2: Valores orientadores de substâncias para solos brasileiros.....	35
Tabela 3: Limites máximos de tolerância para cádmio e chumbo em alimentos.....	35
<b>CAPÍTULO II – DESENVOLVIMENTO E FITODISPONIBILIDADE DE METAIS EM CRAMBE CULTIVADO EM SOLOS CONTAMINADOS .....</b>	<b>47</b>
Tabela 1: Resumo da análise de variância dos parâmetros referentes a trocas gasosas de plantas de crambe cultivadas em solos com níveis de contaminação por Cd e Pb .....	55
Tabela 2: Resumo da análise de variância dos teores foliares dos macronutrientes em plantas de crambe durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb.....	59
Tabela 3: Resumo da análise de variância dos teores foliares de micronutrientes e Cd em plantas de crambe durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb .....	62
Tabela 4: Resumo da análise de variância dos componentes de produção de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb.....	65
Tabela 5: Resumo da análise de variância para os teores dos metais Cd e Pb nas distintas partes vegetais de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb.....	68
<b>CAPÍTULO III – DESENVOLVIMENTO E NUTRIÇÃO MINERAL DE PLANTAS DE TRIGO CULTIVADAS EM SOLOS CONTAMINADOS POR Cd E Pb .....</b>	<b>78</b>
Tabela 1: Resumo da análise de variância dos parâmetros referentes a trocas gasosas de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb, com a médias dos tratamentos e seus respectivos valores de F .....	87
Tabela 2: Resumo da análise de variância dos teores foliares de macronutrientes em plantas de trigo durante florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb ..	88
Tabela 3: Análise de variância dos teores foliares de micronutrientes e metais tóxicos de plantas de trigo durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb .....	91

Tabela 4: Resumo da análise de variância dos componentes de produção de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb .....	95
Tabela 5: Resumo da análise de variância para os teores dos metais Cd e Pb nas distintas partes vegetais de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb.....	99

## SUMÁRIO

<b>RESUMO.....</b>	<b>14</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>15</b>
<b>CAPÍTULO I – CONSIDERAÇÕES GERAIS .....</b>	<b>16</b>
1 INTRODUÇÃO.....	16
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	19
2.1 A cultura do crambe .....	19
2.2 A cultura do trigo.....	19
2.3 Metais .....	20
2.3.1 Cádmio (Cd).....	20
2.3.2 Chumbo (Pb) .....	21
2.4 Contaminação dos solos por metais.....	22
2.5 Dinâmica dos metais nos solos.....	25
2.5.1 Cádmio (Cd).....	26
2.5.2 Chumbo (Pb) .....	27
2.6 Capacidade de adaptação das plantas à ambientes adversos .....	28
2.7 Efeitos dos metais nas plantas .....	29
2.8 Efeitos dos metais nos seres vivos.....	32
2.9 Legislações .....	33
3 REFERÊNCIAS .....	36
<b>CAPÍTULO II – DESENVOLVIMENTO E FITODISPONIBILIDADE DE METAIS EM CRAMBE CULTIVADO EM SOLOS CONTAMINADOS .....</b>	<b>47</b>
RESUMO .....	47
ABSTRACT .....	48
1 INTRODUÇÃO.....	49
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	51

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	54
4 CONCLUSÕES .....	73
5 REFERÊNCIAS .....	74
<b>CAPÍTULO III – DESENVOLVIMENTO E NUTRIÇÃO MINERAL DE PLANTAS DE TRIGO CULTIVADAS EM SOLOS CONTAMINADOS POR Cd E Pb .....</b>	<b>78</b>
RESUMO .....	78
ABSTRACT .....	79
1 INTRODUÇÃO.....	80
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	82
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	85
4 CONCLUSÕES .....	1060
5 REFERÊNCIAS .....	107
<b>CAPÍTULO IV – CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>111</b>

## RESUMO

O presente trabalho avaliou o desenvolvimento de plantas de crambe e trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb. Para tanto foram desenvolvidos quatro experimentos simultâneos, um para cada metal e dois para cada cultura. Os solos foram contaminados com os metais utilizando os sais de  $\text{CdCl}_2$  e  $\text{PbCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$  em cinco doses baseadas nos valores de investigação (VI) da resolução N° 420 do CONAMA (dose 1 - valor preexistente no solo; dose 2 - metade do VI; dose 3 - o VI; dose 4 - três vezes o VI e dose 5 - dez vezes o VI) resultando em 0; 1,5; 3; 9 e 30  $\text{mg kg}^{-1}$  para Cd e 33; 90; 180; 540 e 1800  $\text{mg kg}^{-1}$  para Pb previamente à sementeira. Foi avaliado o desenvolvimento das culturas, assim como a fotossíntese durante o período vegetativo e reprodutivo, determinando os parâmetros relacionados às trocas gasosas. Durante o florescimento foram avaliados a composição nutricional das plantas determinando os teores de N, P, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Fe, Mn além de Cd e Pb. Ao final do ciclo foram quantificados os componentes de produção para ambas as culturas. Posterior a isso, as plantas foram seccionadas em órgãos vegetais e determinadas a fitodisponibilidade dos metais nos respectivos tecidos. Nas plantas de crambe a contaminação dos solos com Cd e Pb reduziu a fotossíntese, aumentou a respiração além de interferir negativamente na nutrição mineral e produtividade em geral, o Cd apresentou maior fitodisponibilidade quando comparado com o Pb, sendo encontrados em todas as partes das plantas de crambe a partir de 1,5  $\text{mg kg}^{-1}$  de Cd no solo, o Pb ficou retido apenas nas raízes, não sendo translocado para a parte aérea. Nas plantas de trigo, de acordo com os resultados, a contaminação por Cd e Pb não interfere nas trocas gasosas, porém afeta negativamente o desenvolvimento, nutrição mineral, sistema radicular e produtividade destas. Nos tecidos vegetais, o Pb mostrou-se menos móvel que o Cd, sendo acumulado em menores concentrações relativas, porém a partir dos VI's, ambos os metais foram encontrados em toda a planta. Deste modo, apesar de alguns resultados dentro das legislações vigentes, conclui-se que é necessário maiores estudos para ser considerado o uso dessas plantas em solos contaminados como alternativas de produção.

**Palavras-chave:** *Crambe abssynica*, *Triticum aestivum*, contaminação de solos, cádmio, chumbo.

## ABSTRACT

This paper proposes to evaluate the development of crambe and wheat plants cultivated in soil contaminated with levels of Cd and Pb. The soils were contaminated with metals using the  $\text{CdCl}_2$  and  $\text{PbCl}_2\text{H}_2\text{O}$  salts in five doses based on investigation values (IV) of Resolution #420 of CONAMA (dose 1 - existing value in the soil; dose 2 - half of the IV, dose 3 - IV; dose 4 - three times the IV and dose 5 - ten times the IV) resulting in 0; 1.5; 3; 9 and 30  $\text{mg kg}^{-1}$  for Cd and 33; 90; 180; 540 and 1800  $\text{mg kg}^{-1}$  to Pb prior to sowing. The development of the crops were evaluated, as well as gas exchange during vegetative and reproductive period, determining the parameters related to gas exchange. During flowering were determining plant nutrient composition of the N, P, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Fe, Mn, besides of Cd and Pb. At the end of the cycle production components were quantified for both cultures. Subsequent to this, the plants were cut in plant parts and the bioavailability of metals in their tissues were determinate. In plants of crambe the soil contamination with Cd and Pb reduced photosynthesis, increased breathing also interferes negatively on mineral nutrition and productivity in general, the Cd's had a higher bioavailability when compared with Pb, being found in all plant parts of crambe from 1.5  $\text{mg kg}^{-1}$  of Cd in the soil, Pb was retained only in the roots, not being translocated to the shoot. In wheat, according to the results, the contamination by Cd and Pb does not interfere with gas exchange, but negatively affects the development, mineral nutrition, roots and productivity of wheat plants. In plant tissue, Pb was less mobile than Cd, and accumulated in lower concentrations on, but from the VI's, both metals were found in the whole plant. Thus, although acceptable results, it is concluded that it is necessary more studies to be considered the use these plants in contaminated soil as production alternatives.

**Keywords:** *Crambe abssynica*, *Triticum aestivum*, soils contaminated, cadmium, lead.

# CAPÍTULO I – CONSIDERAÇÕES GERAIS

## 1 INTRODUÇÃO

Os metais são constituintes dos solos por meio da ocorrência natural, seja na composição de rochas ou simples presença nos solos, porém o aumento das atividades antropológicas vem ocasionando incremento nos teores destes elementos (ARAUJO e PINTO FILHO, 2010). A contaminação por metais ocorre geralmente por consequência de atividades antrópicas, seja através de resíduos de mineradoras, siderúrgicas, indústria de cosméticos, sucata automobilística, atividades agrícolas entre outros, que geralmente expõe o solo a condições adversas de contaminação (TARLEY e ARRUDA, 2003).

Segundo Carvalho et al. (2008), os metais oriundos da contaminação ambiental são depositados no solo, principalmente na camada agricultável ou arável, muitas vezes presentes na solução do solos e disponíveis para as plantas, tornando-se fonte de risco e via de exposição contaminação para a população.

Dentre os metais potencialmente contaminantes, destacam-se principalmente o cádmio (Cd) e o chumbo (Pb) (GONÇALVES Jr. et al., 2000), os quais não apresentam quaisquer benefícios ao organismo humano. Além de que sua presença nos solos constitui grave problema ambiental devido à persistência e papéis prejudiciais ao desenvolvimento das plantas e tóxicos aos seres vivos, como a bioacumulação e biomagnificação (SILVA et al., 2007; BERTOLI et al., 2011).

Essa ameaça potencial à saúde pública e a natureza ocorre segundo Baird (2002) nas presenças na cadeia alimentar humana, podendo ser controladas limitando-se o uso em produtos agrícolas e proibindo a produção de alimentos em solos contaminados com estes elementos.

Sendo a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) N° 420 que dispõe de critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas orientadores para a prevenção da contaminação dos solos e gerenciamento de áreas contaminadas (BRASIL, 2009), com isso existem necessidades de maiores fiscalizações, e desenvolvimento de políticas nacionais que trabalhem com a qualidade do solo, a exemplo do que é feito na Europa desde a última metade do século passado (GONÇALVES Jr. et al., 2014).

Além da possibilidade de cultivo de culturas para fins comerciais, o emprego de plantas com potencial para a fitorremediação pode-se apresentar como excelente alternativa (GONÇALVES Jr. et al., 2014), uma vez que além de melhorar as condições ambientais destas áreas, podem ainda gerar seus produtos e coprodutos constituindo em fontes de renda para esses locais (EAPEN e D'SOUZA, 2005).

Com isso, este trabalho tem como objetivo avaliar o efeito que solos contaminados por metais tóxicos Cd e Pb em quantidades permitidas pela legislação e acima desses valores possuem em plantas de crambe e trigo.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 A cultura do crambe

O crambe (*Crambe abyssinica*) é considerado uma oleaginosa de inverno, com alto potencial de emprego na rotação de culturas em sistemas de produção de grãos quando se leva em conta planos de manejo de longo prazo, apresentando-se como opção de cultivo aos agricultores na safrinha (FERREIRA e SILVA, 2011).

Pertence à família *Brassicaceae*, tendo seus registros de origem na região do Mediterrâneo com relatos de ocorrência de algumas espécies na Etiópia, suas principais características são a adaptabilidade, rusticidade e precocidade, que refletem em alta resistência à seca, pragas e doenças e possuindo ciclo curto variando de 90 a 100 dias (WARWICK e GUGEL, 2003). Outra grande vantagem da cultura do crambe é a possibilidade de aproveitar de máquinas já existentes para outras culturas e o cultivo totalmente mecanizável (PITOL et al., 2010).

Sua semente apresenta 38% de óleo, o qual possui como principal composto o ácido erúico representando 57% do óleo, componente que permite utilizá-lo na produção de diferentes produtos (PITOL et al., 2010). O óleo de crambe pode servir como matéria prima para lubrificantes industriais, inibidores de corrosão, filmes plásticos, náilon, adesivos, isolantes elétricos e biocombustíveis, além do farelo que pode ser utilizado como suplemento concentrado na nutrição animal em porcentagem relativamente baixa, devido aos teores de glucosinatos que geram compostos tóxicos na digestão de monogástricos e em ruminantes a limitação ocorre devido aos teores máximos de proteína bruta nas dietas dos animais (SOUZA et al., 2009; PITOL et al., 2010).

A cultura do crambe vem ganhando importância no mercado nacional, principalmente depois do lançamento do Programa Brasileiro de Produção e Uso de Biodiesel (PNPB), em 2005, juntamente com o aumento da produção e utilização do biodiesel. Atualmente são cultivados cerca de 60 mil hectares no mundo e 8 mil hectares no Brasil, com produção nacional de cerca 10 Mg de grãos (CORSINO, 2015).

## 2.2 A cultura do trigo

O trigo possui grande espaço na alimentação mundial, sendo enquadrado como um componente básico da alimentação. De acordo com Dedecca e Purchio (1952), um dos primeiros registros existentes sobre a descrição da cultura do trigo (*Triticum aestivum* L.) ocorreu em 1753 por Lineu, na primeira edição de *Species Plantarum*. De acordo com a Embrapa (2009), a nova classificação botânica enquadra o trigo como pertencente à família *Gramineae*. A qualidade do grão é o fato que define qual será a finalidade deste na indústria (BOSCHINI, 2010; XUE ALLEN et al., 2012).

São conhecidas hoje cerca de 30 tipos geneticamente diferenciados de espécies de trigo no mundo, porém o trigo atual que a maioria da população consome resulta da combinação genética de três espécies antepassadas por meio de aperfeiçoamento genético, produzindo sementes cada vez mais produtivas e de melhor qualidade (ABITRIGO, 2014).

A legislação brasileira compreende por trigo os grãos originados das espécies *Triticum aestivum* L. e *Triticum durum* L., sendo o primeiro utilizado para panificação como pães, bolachas e biscoitos e o último na produção de macarrão e outras massas. Sua classificação ocorre em função de dois aspectos, identidade (espécie do produto) e qualidade (força do glúten, estabilidade, peso do hectolitro, número de queda e tolerância de defeitos do grão) (BRASIL, 2011).

Dados divulgados pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) (2014) estimaram a área mundial plantada com trigo em cerca de 215,9 milhões de hectares, com produção mundial de 655,48 milhões de Mg no último ano. De acordo com a Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB) (2015) o Brasil foi responsável por 2,730 milhões de hectares plantados produzindo cerca de 5,9 milhões de Mg.

O trigo pode ser cultivado durante o inverno e primavera, sendo uma das principais culturas presentes no campo durante esse período (EMBRAPA, 2009). Segundo Lobell et al. (2005), a sua produção em áreas agrícolas tecnificadas é uma fonte de renda e alimento essencial para milhões de pessoas nos países em desenvolvimento.

A cultura do trigo apresenta determinada rusticidade, como tolerância a alumínio e vários mecanismos contra a presença de substâncias tóxicas, como, imobilização na parede da célula, a permeabilidade seletiva da membrana plasmática e exsudação de quelantes ligantes a partir de ápices radiculares (DELHAIZE et al., 1993a);, podendo se apresentar como alternativa de cultivo para ambientes adversos (DELHAIZE et al., 1993b).

## 2.3 Metais

Segundo Malavolta (1994), a expressão “metais pesados” ou “metais traço” se aplica a elementos que possuem massa específica maior que  $5 \text{ g cm}^{-3}$  ou que tenham número atômico maior do que 20. Porém essa classificação atualmente torna-se complexa, uma vez que para a definição destes termos deve-se levar em consideração também características químicas importantes, como densidade, massa atômica, bem como definições relacionadas a toxicidade dos elementos (DUFFUS, 2002).

De acordo com Meurer (2012), a ocorrência natural destes metais é comum tanto no solo como em rochas desde seu processo de formação, onde geralmente possui em sua constituição a presença de vários elementos, tendo a disponibilidade para o ambiente ocorrendo ao longo do tempo por meio de fenômenos climatológicos e processos naturais que contribuem para a liberação em águas e no solo (FERNANDES et al., 2007; ARAUJO e PINTO FILHO, 2010).

Segundo Alloway (1995), os metais que podem ser classificados como essenciais cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), molibdênio (Mo) e zinco (Zn), sendo indispensáveis para o desenvolvimento das plantas; benéficos cobalto (Co), níquel (Ni) e vanádio (V), que colaboram com o desenvolvimento das plantas, mas sua falta não é considerada um fator limitante e os não essenciais ou tóxicos cádmio (Cd), cromo (Cr), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb), que são considerados prejudiciais, carcinogênicos ou mutagênicos, mesmo em baixas concentrações (PICARDO e FERREIRA DA COSTA, 2009).

Geralmente os metais são passíveis de acumulação no solo, possuindo elevado potencial de tornar-se fonte de disponibilização a outros sistemas ambientais, devido ao fato de estarem sempre presentes no ambiente, onde apesar de baixas concentrações, são denominados de “elementos potencialmente tóxicos” (BIONDI et al., 2011; OLIVEIRA e MARINSA, 2011), devidos às propriedades prejudiciais que estes apresentam, como estabilidade química relativamente estável, e baixa degradação, apresentando elevado caráter tóxico e bioacumulação (SOUZA et al., 2011).

### 2.3.1 Cádmio

O Cd geralmente encontra-se nos solos na forma de  $\text{Cd}^{2+}$ , que é o estado onde é o metal encontra-se mais propenso a ser adsorvido pelas superfícies dos componentes do solo (NEDELTCHEVA et al., 2005). Pertence ao grupo dos metais, com uma coloração

tipicamente cinza prateada metálica e está disponível em diversas formas incluindo folha, grânulo, pellet, pó, bastão, fio, dentre outras (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001).

É considerado um dos elementos mais nocivos a saúde humana em virtude de sua alta toxicidade, mesmo em doses consideradas baixas (USEPA, 2011).

O Cd pode ser considerado um metal relativamente raro na crosta terrestre, onde sua presença em rochas não excede cerca de  $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$  (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001; BRASIL, 2012). Na natureza suas principais fontes são rochas sedimentares e rochas fosfáticas de origem marítima, incêndio de florestas e principalmente a atividade vulcânica, considerada a maior fonte natural de lançamento de Cd para atmosfera (ATSDR, 2012).

Este metal é classificado como a sétima substância química de maior periculosidade em todo o planeta (ATSDR, 2012), sendo considerado um dos mais ecotóxicos, apresentando importantes efeitos adversos sobre a atividade biológica do solo, metabolismo de plantas, e a saúde dos seres humanos e dos animais (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001).

Sua utilização tornou-se expressiva somente a partir do século passado, devido ao seu emprego em grande variedade de processos industriais modernos (YAVUZ et al., 2007). Com base nessas informações, podem-se incluir os países industrializados como maiores consumidores deste metal (cerca de 80% da utilização mundial), como os Estados Unidos, o Japão, a Bélgica, a Alemanha, a Grã-Bretanha e a França (TENÓRIO e ESPINOSA, 2011).

O Cd é utilizado na galvanoplastia, produção de pigmentos, fabricação de estabilizadores de plásticos, como liga e revestimento de metais, em baterias cádmio-níquel dos telefones celulares e em pesticidas agrícolas (YAVUZ et al., 2007; BRASIL, 2012; PROVAZI et al., 2012).

Com isso, o Cd pode ser liberado como subproduto da mineração e produção de Zn, Cu e Pb, além de fertilizantes, queima de combustíveis fósseis e descargas de águas residuais urbanas e lamas (ICdA, 2001; BRASIL, 2012).

### 2.3.2 Chumbo

Segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001), o Pb é um elemento químico metálico geralmente encontrado na natureza na forma de  $\text{Pb}^{2+}$ . Para os mesmos autores, a contaminação do solo com Pb pode resultar numa série de problemas ambientais, sendo altamente tóxico para seres humanos, animais, e plantas. Atualmente é classificado como o segundo mais perigoso elemento na lista de prioridade da agência de proteção ambiental americana (ATSDR), atrás somente do As (ATSDR, 2005).

Sua presença nos alimentos ocorre principalmente em regiões industrializadas, onde devido a ausência de políticas ambientais e de saúde, ainda existem locais sem legislações que restringem ou limitem sua utilização (OLIVERO-VERBEL et al., 2007).

De acordo com Paoliello (2001), os teores naturais de Pb no solo encontram-se no intervalo de 10 a 70 mg kg<sup>-1</sup>. Suas fontes naturais são devidas a ocorrência de emissões vulcânicas e ao intemperismo, onde apesar de ocorrer naturalmente em pequenas quantidades, este metal é onipresente no ambiente (MOREIRA e MOREIRA, 2004).

Estudos realizados sobre a utilização do Pb estimam que a fabricação de baterias é responsável por 70% do chumbo processado mundialmente, devido ao crescimento exacerbado da indústria automobilística e a utilização de baterias nos veículos (PAOLIELLO, 2001). Esse uso em grande escala, tornou o Pb um dos contaminantes mais comuns no meio ambiente (SARYAN e ZENZ, 1994; KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2000; MOREIRA e MOREIRA, 2004).

Essa utilização antrópica do Pb deve-se a atividades industriais, onde pode ter suas propriedades alteradas pela utilização de outros metais para produzir componentes como liga metálica, além de ser fonte para diversos componentes da indústria, como munição, canos, tipos de impressão, produtos de latão, pigmentos de tintas, pigmentos de cerâmicas, soldas diversas, combustíveis e até mesmo encanamentos (KREUSH, 2005; DE CAPITANI, 2009; SILVA et al., 2013).

## **2.4 Contaminação dos solos e plantas por metais**

A contaminação dos solos por metais ocorre geralmente por consequência de atividades antrópicas (GLICK, 2003; ZHANG et al., 2005; SILVA et al., 2013), geralmente originada dos ramos industriais, podendo ser causada pela fumaça da incineração (SABBAS et al., 2003; ZHANG et al., 2008), como por meio de resíduos produzido por elas, como pela indústria de cosméticos (KLIGMAN, 2000; GLICK, 2003; ZHANG et al., 2005), indústria de manufatura de couro (CHANDRA et al. 2009; RELIGA et al., 2011), sucata automobilística (ZHANG et al., 2005), mineradoras, siderúrgicas e até mesmo nos descartes dos produtos originados por esses ramos (NOHYNEK et al., 2010).

No caso dos grandes centros urbanos, a liberação de metais tóxicos para o ambiente pode ocorrer por meio de incineração de plásticos ou materiais que possuem estes elementos como constituinte básico, como pigmentos ou estabilizantes, gerando fumos e poeiras com altas concentrações dos contaminantes, que são depositadas no solo (LAIDLAW et al., 2005;

KOMARNICKI, 2005). De acordo com os mesmos autores, a poeira gerada por estes solos pode se depositar dentro das casas ou se manter no ar, acarretando a inalação ou ingestão passiva, ou ainda a ingestão de alimentos e/ou tabaco oriundos destes solos contaminados (BRASIL, 2012) ou que simplesmente tenham contato com a fumaça e poeira (CABRERA et al., 1994; SNAKIN e PRISYAZHNAYA, 2000; DUONG e LEE, 2011). Em uma revisão sobre Pb Paoliello e Chasin (2001), constataram como fonte da presença em alimentos e ração principalmente da deposição aérea de partículas ricas em Pb no solo e na superfície das plantas, sendo que essa contaminação industrial pode resultar em concentrações de Pb em plantas iguais a  $30 \text{ mg kg}^{-1}$  (ROESE, 2008).

Em áreas agrícolas, os adubos utilizados para fertilização dos solos geralmente possuem em sua composição além dos elementos de interesse comercial, metais tóxicos, fazendo com que estes fiquem presentes no solo e sejam disponibilizados para as culturas comerciais cultivadas nesses solos (GABE e RODELLA, 1999; GONÇALVES Jr. e PESSOA, 2002; GONÇALVES Jr. et al., 2011; NACKE et al., 2013).

Nessa composição, os principais contaminantes metálicos encontrados em fertilizantes agrícolas são Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Mo, Ni, Zn, As, Hg, Se, V, Ra (USEPA, 1999; TWG, 2001).

De acordo com a USEPA (1999), dentre os principais fertilizantes utilizados nos campos agrícolas, o fosfato é o adubo que possui os maiores níveis de metais tóxicos (especialmente Cd), seguido de adubos nitrogenados e potássicos.

Quanto aos micronutrientes, de acordo com Nacke et al. (2013), devido a variabilidade das fontes utilizadas para a obtenção desses adubos, os mesmos apresentam desde baixos a elevados níveis de metais em suas composições, mas em geral, estas concentrações de contaminantes são maiores em comparação com as fontes de macronutrientes, que por sua vez, são aplicadas em maiores quantidades. Com isso, deve-se levar em conta que independente do nutriente a ser fornecido e da fonte utilizada, o risco de contaminação do solo é real (GONÇALVES Jr. et al., 2014).

A dinâmica de contaminação com metais oriundos de fertilizantes passou a ser importante, de acordo com Monteiro (2005), em um parecer técnico de 2004, elaborado pelo consultor ambiental do Ministério da Saúde Élio Lopes dos Santos, a partir do final da década de 70 as indústrias de fertilizantes passaram a utilizar resíduos industriais perigosos na busca de elementos considerados essenciais às plantas, com o intuito de reduzir os custos e produção.

Essa prática nos últimos anos vem sendo alvo de investigação do Ministério Público de São Paulo (MP-SP), que em ação conjunta com o Ministério da Saúde (MS), CONAMA e alguns pesquisadores, constataram que o problema ultrapassa as fronteiras nacionais, uma vez que as produtoras de fertilizantes passaram a importar lixo químico industrial, sob o pretexto de estes resíduos ser matéria prima (NACKE, 2011; GONÇALVES Jr. et al., 2014).

Quando presente no solo, no ar ou na água, seja por ocorrência natural ou por ação antrópica, os metais tóxicos podem adentrar na cadeia alimentar (CHANG et al., 1987; SOARES et al., 2011), uma vez que Rangel et al. (2006) afirmam que as plantas se comportam como mecanismo de transferência dos contaminantes presentes no solo.

Quanto a esse mecanismo de transferência, Chaney (1980) agrupou os elementos químicos em quatro categorias, de acordo com o comportamento e possibilidade de absorção pelas plantas:

Grupo 1 – Elementos insolúveis no solo (Ti, Cr, Zr, Y, Ag e Sn) ou nas raízes fibrosas das plantas, de forma que a parte aérea delas não constitui fonte de transferência desses elementos, mesmo quando o solo está altamente contaminado;

Grupo 2 – Elementos que podem ser absorvidos pelas raízes, (Hg e Pb), mas não são translocados para a parte aérea, em quantidades suficientes para causar risco de transferência na cadeia trófica;

Grupo 3 – Os elementos (Zn, Cu, Ni, B, Mn) e aqueles para os quais a planta não consegue restringir a translocação e entrada na cadeia alimentar;

Grupo 4 – Elementos como o Cd, conhecido por causar toxicidade alimentar.

Alguns metais principalmente como os deste estudo, (Cd e Pb), não são de elevada toxicidade como elementos livres, sendo, contudo, extremamente perigosos na forma de seus cátions ou quando ligados a cadeias curtas de átomos de carbono (OGA, 2003).

De acordo com a dinâmica dos elementos e a concentração no qual se encontram, pode ocorrer a absorção, translocação e armazenamento nos mais diversos órgãos das plantas, tornando-as novas fontes de contaminação (SILVA et al., 2007).

A contaminação de plantas por metais pode acarretar a redução da produtividade, como diminuição do rendimento da safra e acúmulo dos elementos potencialmente tóxicos nos tecidos, usados como ração ou diretamente na alimentação (ROESE, 2008), tendo o ser humano como destino final, gerando o risco de problemas de toxicidade, culminando com graves problemas de saúde (CHANG et al., 1987; MELO et al., 2006).

## 2.5 Dinâmica dos metais nos solos

A dinâmica dos metais nos solos depende fundamentalmente das reações químicas de adsorção e dessorção que ocorrem com os componentes sólidos do sistema mineral, sendo essas influenciadas pela presença de ligantes orgânicos e inorgânicos e a capacidade de troca de cátions (CTC) dos solos (CARVALHO et al., 2008).

De maneira geral, mudanças nas condições ambientais podem afetar a biodisponibilidade dos metais, favorecendo a contaminação de plantas que se desenvolvam no solo contaminado, seja pela acidificação, mudanças dos potenciais de oxiredução ou aumento da concentração dos ligantes orgânicos (COTTA et al., 2006).

O processo de adsorção do solo é influenciado por fatores bióticos e abióticos, quanto a interferência dos fatores naturais pode-se citar a textura, composição química, pH e natureza da fase sólida inorgânica (ALLEONI et al., 2005; APPEL et al., 2008), além da capacidade adsorptiva que este solo possui, podendo o metal então estar fortemente adsorvido no solo ou fracamente ligado, estando deste modo prontamente disponível para as plantas (JORDÃO et al., 2000).

Em geral, elevados níveis de metais afetam negativamente o crescimento e a atividade dos microrganismos e as propriedades biológicas e bioquímicas do solo, como atividades enzimáticas e respiração microbiana (DOMÍNGUEZ-CRESPO et al., 2012).

De acordo com Kabata-Pendias e Pendias (2001), considerando o solo um ambiente vivo e com diversos processos ocorrendo, deve-se compreender as interações que ocorrem entre os elementos presentes nele, sendo que estas interações podem ser classificadas como antagonicas e sinérgicas, e o desequilíbrio entre elas pode causar situações de deficiência e estresse nas plantas.

O antagonismo ocorre quando o efeito fisiológico combinado de dois ou mais elementos é menor do que a soma dos seus efeitos independentes, e o sinergismo por sua vez, ocorre quando os efeitos combinados destes elementos são maiores do que quando somado seus efeitos individuais (ALLOWAY, 1995; KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001).

### 2.5.1 Cádmio

Segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001), o Cd possui algumas interações típicas com outros elementos, como por exemplo a relação entre Cd e Zn pode ser resumidas ao

afirmar que, na maioria dos casos o Zn reduz a absorção de Cd pelo sistema radicular como por absorção foliar. Para Cd com Cu, Mn e com Ni podem ser consideradas relações complexas, em que o efeito inibitório destes metais na absorção de Cd é relatado e parece estar relacionado com a sua substituição do Cd durante os processos de absorção.

Elevadas doses de Fe também possuem capacidade de inibir a absorção de Cd pelas plantas, que por sua vez quando presente reduz a absorção de P, sendo esse um antagonismo de grande importância nos campos agrícolas, devido ao alto investimento em adubações fosfatadas (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001).

O Cd possui uma forte tendência em ser mais móvel no solo do que muitos outros metais, como o Cu, Pb e Zn (ALLOWAY, 1995; KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001), geralmente se encontra fortemente associado com o Zn, entretanto, possui uma forte afinidade com o S (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). De acordo com os mesmos autores, durante a ação do tempo, o Cd reage totalmente com a solução do solo, embora seja conhecido por sua ocorrência como  $Cd^{2+}$ , pode também formar vários íons complexos [ $CdCl^+$ ,  $CdOH^+$ ,  $Cd(OH)_3$ ] e quelatos orgânicos.

Para Macedo e Morril (2008), as maiores concentrações de Cd tendem a estarem presentes nas camadas superficiais do solo, o que é um reflexo dos tipos de contaminação que geralmente se baseiam na deposição atmosférica, aplicação de produtos agrícolas e incorporação de restos vegetais com a presença de metais em seus tecidos.

Os fatores mais importantes que controlam a mobilidade de íons Cd são pH e potencial de oxidação, em condições de pH ácido, ele possui sua mobilidade elevada, e quando fortemente oxidado tende a formar minerais ( $CdO$ ,  $CdCO_3$ ) e ser acumulado em fosfatos (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

Podendo ser adsorvido pelo solo por meio de ligações eletrostáticas simples, como intimamente associadas a óxidos, a carbonatos e à matéria orgânica, a adsorção de Cd nos solos ocorre inicialmente em rápida adsorção na superfície de troca, seguida por uma lenta reação, sendo caracterizada como substituição do íon na matriz no complexo de esfera interna (ALLEONI et al., 2005).

### 2.5.2 Chumbo

Quanto as interações que o Pb participa, a interferência deste metal com o Ca é muito relatada e ocorre uma vez que o Pb pode imitar o comportamento fisiológico de Ca, com isso

a prática da calagem pode reduzir a absorção de Pb principalmente em solos com menores teores de matéria orgânica, além disso, o P inibe a absorção de Pb devido a formação de fosfatos insolúveis no solo (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001).

Segundo Silva e Vitti (2008), os latossolos comumente apresentam cerca de 30 a 40% do Pb contido no solo ligado a óxidos de Fe e Al, ou até mesmo valores superiores, chegando a 54% nessas formas (BERTONI, 2003).

Sendo os principais ligantes do Pb nos solos, os óxidos de Fe e Al geralmente apresentam uma retenção por meio da quimiossorção (PROBST et al., 2003; LINHARES et al., 2009), que representa uma adsorção altamente específica e de forte energia, resultando na formação de complexos de esfera interna (ARAUJO e SOBRINHO, 2000; NOVAIS e MELO, 2007). Essas ligações tornam o elemento pouco móvel nos solos, uma vez que são menos reversíveis que as ligações de troca iônica (SILVA e VITTI, 2008).

Segundo Li et al. (2013), apesar da grande capacidade de adsorção de Pb dos solos, alguns fatores como tamanho de partículas e capacidade de troca de cátions dos solos, assim como a exsudação radicular exercem grande influência neste processo, porém, além destes, deve-se destacar principalmente o pH (SHARMA e DUBEY, 2005), em solos com baixos valores de pH a disponibilidade de Pb pode ser reduzida (DONG et al., 2007).

Assim como o Cd, existem evidências que a matéria orgânica do solo forma quelatos de baixa solubilidade com o Pb (AGBENIN e OLOJO, 2004; SIPOS et al., 2005), reduzindo assim o Pb na forma trocável ( $Pb^{2+}$ ), onde apesar de reduzido, ainda se encontrará em teores consideráveis, possuindo um alto potencial de contaminação (SILVA e VITTI, 2008).

## **2.6 Capacidade de adaptação das plantas à ambientes adversos**

Para o desenvolvimento das plantas em ambientes contaminados, diversos mecanismos foram desenvolvidos ao longo do tempo, que resultam em plantas adaptadas que toleram a presença de substâncias tóxicas no solo (KÜPPER et al., 2007).

As plantas são consideradas tolerantes a esse metais quando possuem em seus tecidos valores superiores a  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  para Cd e  $1000 \text{ mg kg}^{-1}$  para Pb sem efeitos no seu desenvolvimento (BAKER e BROOKS, 1989; BAKER et al., 2000).

No solo, esses mecanismos acontecem principalmente por meio das raízes, onde apesar de suas paredes celulares estarem em contato direto com os metais na solução, suas

células apresentam uma limitação na absorção destes elementos, reduzindo assim seus efeitos na superfície da membrana plasmática destas células (MA et al., 1997). De acordo com os mesmos autores, outro mecanismo das raízes é a exsudação de prótons, atuando de diversas formas inclusive na quelação dos metais ou até mesmo no repelimento destes cátions pela emissão e povoamento das áreas próximas das raízes por grupos orgânicos de cargas positivas (MA et al., 1997).

Para Hall (2002), os ácidos carboxílicos e aminoácidos apresentam elevada eficiência na quelação para metais pesados e podem por isso, atuar diretamente na tolerância e desintoxicação dessas plantas. Quando absorvidos, sua deposição nas raízes evita que os metais sejam translocados para os tecidos da parte aérea, o intenso acúmulo na raiz está relacionado com a carga positiva que acompanha esses íons, sendo então fortemente atraído pelas cargas negativas resultantes da dissociação dos grupos carboxílicos dos ácidos galacturônico e glucurônico da parede celular das células dos tecidos radiculares (CTC radicular), além disso, impedimentos físicos como as estrias de caspary e plasmalema das células da endoderme, restringem o acesso ao xilema reduzindo assim sua translocação para a parte aérea (SEREGIN et al., 2004).

A complexação dos metais por proteínas evita que os mesmos estejam disponíveis para afetar os processos das plantas. Dentre essas proteínas pode-se destacar as metalotioninas (MT), que são proteínas ricas em cisteínas apresentando alta afinidade por metais. Além disso, a complexação também pode ocorrer com outras proteínas, em resíduos de histidina, por exemplo, formando um complexo Cd-histidina anulando o efeito deste metal na célula (KÜPPER et al., 2004).

A deposição destes metais nos tecidos vegetais implica em um importante mecanismo de tolerância, onde após sua entrada na planta, o metal complexado é armazenado em estruturas secundárias, principalmente o vacúolo, onde segundo HALL (2002), esse fluxo dos íons para a membrana plasmática ou transporte para o vacúolo são dois meios de reduzir os níveis de metais tóxicos no citoplasma, de modo que essa redução no citossol e organelas, evita o contato com enzimas do metabolismo primário, evitando a desnaturação das mesmas e a redução de sua atividade enzimática (SEREGIN et al., 2004; MA et al., 2005; KÜPPER et al., 2007).

## 2.7 Efeitos dos metais nas plantas

Quanto à influência dos metais no metabolismo dos vegetais, estes podem ser classificadas como essenciais para o desenvolvimento, enquanto outros são nocivos quando encontrados tanto em baixas quanto em altas concentrações, essa interferência deve-se principalmente a possibilidade destes metais estarem disponíveis para as plantas em níveis fitotóxicos (GILL et al., 2012).

Além de se tornarem presentes ao longo da cadeia alimentar devido a presença nos tecidos vegetais (reservatório desses elementos prejudiciais). Os metais causam além de seus efeitos fitotóxicos, efeitos deletérios à saúde humana e animal (SOARES et al., 2005, SILVA et al., 2007).

Considerando uma permissibilidade da legislação quanto ao uso agrícola em solos contaminados, sabe-se que quando disponíveis para as plantas e presentes na solução do solo ocasiona a absorção das plantas (SANTOS, 2005), onde estes podem ficar apenas retidos nas raízes ou serem translocados para parte aérea e grãos (SILVA et al., 2007).

De acordo com Alloway (1995), a disponibilidade dos metais para as plantas é variável de acordo com as concentrações e especiação dos metais no solo, mobilidade dos metais (contato solo-raízes), transporte dentro da raiz (superfície-interior), translocação dos metais na planta (raízes-tecidos acumuladores).

Segundo Alloway (2013) e Kabata-Pendias e Pendias (2001) a toxidez por metais pesados nas plantas pode se manifestar em três níveis, por absorção (transporte e acumulação), por mecanismos primários (ao nível molecular e celular), como por meio de mecanismos secundários, (interferências nos processos funcionais das plantas).

A absorção de metais pelas plantas basicamente ocorre por duas linhas de processos, os passivos e os ativos, a absorção passiva é considerada como não metabólica e se baseia na difusão dos íons presentes na solução do solo para o interior das raízes, enquanto a absorção ativa é considerada como um processo que utiliza energia metabólica e leva em conta o gradiente de concentração do metal (KABATA PENDIAS e PENDIAS, 2001).

Dentre os metais, a diferenciação destes processos ocorre de acordo com o elemento, por exemplo, a absorção de Pb é geralmente considerada como passiva, enquanto que a de Cd pode ser considerada uma absorção ativa metabólica, ou uma combinação de ambas (ALLOWAY, 1995).

Souza et al. (2011) concluíram que a presença dos metais nos tecidos na maioria dos casos pode ser resultado da tolerância adquirida por meio de mecanismos que auxiliam no

desenvolvimento em condições de estresse, caracterizando em algumas situações a ocorrência de fitorremediação. De acordo com Dordas et al. (2001) e Gill et al. (2012), essa absorção muitas vezes é considerada como fitorremediação, não dando a ênfase necessária para o comportamento do metal dentro da planta, mas apenas para a retirada do solo e sua presença na mesma.

Metais que não são considerados como micronutrientes possuem comportamento de baixa mobilidade no floema, formando complexos orgânicos de alto peso molecular (MALAVOLTA, 1994). Essa possibilidade de movimento dentro da planta pode se caracterizar basicamente pelo uso de plantas com capacidade hiperacumuladoras, mediante a absorção pelas raízes, transporte e acúmulo da maioria dos contaminantes nas raízes ou em suas respectivas partes aéreas (MARQUES et al., 2009; LAMHAMDI et al., 2013) e Cd, pode ser influenciada pela presença de outros elementos, como o Ca, onde seus íons são capazes de substituir o Cd nos mecanismos de transporte. Interações de Cd com vários outros elementos essenciais (por exemplo Mg) são observadas, e podem estar relacionadas ao efeito prejudicial que o Cd possui na membrana celular, o que dificulta a absorção e transporte dentro dos órgãos da planta.

Essa absorção ocorre por mediação de proteínas, que auxiliam na passagem pela membrana plasmática, nessa função destacam-se proteínas das famílias ZIP (IRT1 e ZNT1), Nramp, CDF e LCT1, bem como através de canais de Ca e K (PERFUS-BARBEOCH et al., 2002), após isso, no citossol o Cd é ligado a quelantes, tais como fitoquelatinas e ácido cítrico e, posteriormente, sequestrado no vacúolo (CLEMENS, 1999; GUSMAN et al., 2013).

A relação do Pb com outros elementos no interior da planta pode ser representada pelo efeito estimulante do Pb na absorção de Cd pelas raízes das plantas, devido ao efeito secundário de alterações na permeabilidade das membranas radiculares. O antagonismo entre Pb-Zn afeta negativamente a redistribuição de ambos os elementos da raiz para a parte aérea. A absorção de P pela planta, assim como ocorre no solo, pode reduzir a toxicidade do Pb, devido a formação de fosfatos insolúveis nos tecidos da planta, já o S é conhecido por inibir o transporte de Pb das raízes para a parte aérea, onde a sua deficiência aumenta acentuadamente a concentração de Pb nos tecidos apicais (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001).

Na possibilidade de ocorrência, o movimento do metal dentro da planta é denominado de remobilização, e varia de acordo com o elemento, da espécie, do estágio fenológico da planta e das condições ambientais dominantes, sendo que esse movimento interno geralmente ocorre por meio de formação de complexos com amidas e fitoquelatinas, transportando as substâncias das raízes até a parte aérea (DORDAS et al., 2001).

Com a absorção em excesso ou simplesmente a exposição aos metais, e consequentemente a alteração nos processos fisiológicos primários das plantas, de acordo com Kabata-Pendias e Pendias (2001) os mecanismos de interferência dos processos funcionais são consequências de alterações das funções básicas das plantas, como menor atividade respiratória da raiz e consequentemente morte destas, mau funcionamento das membranas e perda de eficiência dos canais de  $K^+$ , desorganização do floema e entupimento do xilema, desequilíbrio no balanço de cátions e ânions e desequilíbrio na repartição de fotoassimilados.

Além disso, diversos outros processos são afetados ocorrendo redução da germinação, redução no crescimento (SHARMA e DUBEY 2005; BHARDWAJ et al., 2009), clorose e escurecimento do sistema radicular (SHARMA e DUBEY 2005), redução da área foliar, massa seca (AFEF et al., 2011).

Quanto aos processos fisiológicos, vários autores relataram que a presença de metais nos tecidos alteram fatores como mitose, absorção de água, distúrbios nutricionais, permeabilidade das membranas celulares além da inibição da respiração (PAIVA, 2000; SOARES et al., 2001), modificação no estado hormonal (SHARMA e DUBEY 2005), alterações nas atividades de enzimas como a catalase, peroxidase e esterase (BHARDWAJ et al., 2009), e principalmente interferem na pigmentação fotossintética e enzimas envolvidas neste processo, como rubisco, ribulose-bifosfato, fosfo-enolpiruvato e NADP-isocitrato (AFEF et al., 2011), assim como no processo fotossintético em geral (PAIVA, 2000; SOARES et al., 2001; SHARMA e DUBEY 2005; BHARDWAJ et al., 2009).

O produto final de plantas cultivadas em ambientes contaminados, pode ser tecidos com acúmulo excessivo de metais potencialmente biodisponíveis, inclusive nos tecidos destinados a consumo humano e animal (NOGUEIRA et al., 2007; LIM et al., 2008), sem o alarmante de sintomas visuais, toxidez ou de alterações na produtividade, tornando-se um grande risco e motivo de apreensão, em que a população não está ciente do que está consumindo (HONG et al., 2008).

## **2.8 Efeitos dos metais nos seres vivos**

De acordo com Plumlee e Ziegler (2005), a exposição humana a metais potencialmente tóxicos tem seus efeitos dependentes de fatores como o nível de exposição (intensidade e duração), via de exposição (ingestão, inalação ou cutânea), solubilidade (estado

no qual o contaminante se encontra) e toxicocinética (processos que os contaminantes sofrem dentro do corpo, incluindo absorção, distribuição, metabolismo e eliminação).

Essa biodisponibilidade dos metais para os humanos é definida como a fração da substância que é absorvida por meio de uma via de exposição e atinge a corrente sanguínea, posterior a penetração na corrente sanguínea, entra em questão a bioacessibilidade, que se trata como a fração da substância que estará dissolvida no corpo humano e disponível para a absorção, além de quanto tempo esta substância estará no corpo, conceito este denominado de biopersistência (FENNEMA et al., 2008).

Sabe-se que os metais possuem absorção variável, sendo que eles se acumulam em menores concentrações no estômago e em maiores no duodeno, geralmente encontrados nas formas livres ou complexados por aminoácidos, ácidos ou sais orgânicos, podendo ser absorvidos e entrar na circulação sanguínea (OOMEN et al., 2003).

Segundo Calabuig (2004), quando absorvido no corpo humano, o Cd é transportado por meio de eritrócitos até o fígado, onde ocorre sua deposição. Lá, ele se liga a uma proteína de baixo peso molecular, formando um complexo Cd-Proteína que será transportado do fígado para os rins, onde apesar de ser filtrado ocorrerá posterior deposição nas células próximas.

Sua toxicidade deve-se principalmente a sua relação com radicais presentes no corpo humano (hidroxila, carbolixa, fostato) e a competição com outros elementos essenciais como Zn, Cu, Fe e Ca (CALABUIG, 2004).

Essa exposição humana a níveis elevados de Cd pode ocasionar vários efeitos deletérios, além de afetar vários sistemas, como o cardiovascular (coração e vasos sanguíneos), gastrointestinal (digestivo), neurológico (sistema nervoso), renal (sistema urinário e rins), reprodutivo e respiratório (desde o nariz até os pulmões), com efeitos no desenvolvimento dos órgãos, de maneira geral, durante períodos em que órgãos estão em desenvolvimento, sendo considerado ainda como um poderoso agente cancerígeno (MCGRATH et al., 2006; ATSDR, 2012).

Por sua vez, a contaminação dos humanos por Pb ocorre geralmente pelas vias respiratórias e gastrointestinal, onde após encontrarem-se dentro do corpo humano, seu transporte ocorre principalmente na forma complexada com a hemoglobina (compostos intracelulares de baixo peso molecular). Esse complexo distribui-se então para o restante do corpo, principalmente ossos, dentes, fígado, pulmões, rins, cérebro e baço (PLUMLEE e ZIEGLER, 2005).

De acordo com os mesmos autores, sua toxicidade deve-se principalmente a competição exercida com o Ca, substituindo este em vários processos metabólicos, podendo

ser remobilizado a partir dos ossos principalmente durante a gravidez, constituindo uma fonte de contaminação de recém-nascidos, além de ser capaz de atravessar a barreira hematoencefálica podendo se alojar na massa cinzenta.

Após sua absorção e distribuição ao longo da corrente sanguínea, seus maiores efeitos ocorrem no sistema nervoso, tanto em adultos quanto em crianças, podendo ocasionar encefalopatia aguda, insuficiência renal e desconforto gastrointestinal grave; afetando a função neurocomportamental, diminuição do desenvolvimento motor em crianças, hipertensão, anemia e outros feitos hematológicos podendo levar até a morte (PLUMLEE e ZIEGLER, 2005; ATSDR, 2007; CDCP, 2012).

## **2.8 Legislações**

De acordo com Soares et al. (2011) e Gonçalves Jr. et al. (2014), o aumento populacional e as atividades realizadas na sociedade moderna são as principais razões para o crescente aumento dos teores de metais pesados nos solos, representando um risco para a capacidade produtiva e ao equilíbrio dos ecossistemas, além de provocar distúrbios muitas vezes de difícil recuperação para o ambiente

Essas ações ocorrem devido ao instinto humano de geralmente procurar a maneira mais fácil de suprir suas necessidades sem levar em conta o imenso volume de resíduos gerados. Colocando-nos na condição de poluente e de degradante do meio, com todo esse potencial poluente e essa filosofia de vida, há uma necessidade de legislações que visam controlar as ações humanas e limitar a presença destes contaminantes no solo, a fim de criar um monitoramento, para melhorar a qualidade dos produtos oriundos dessas regiões, a segurança dos seres dependentes desse meio, assim como a qualidade de vida da população (GONÇALVES Jr. et al., 2014).

De acordo com Gonçalves Jr. et al. (2014), ao relatar sobre metais nos solos, destacaram que alguns países já despertaram a atenção sobre esses aspectos, elaborando limites máximos permitidos de metais no solo, conforme mostra a Tabela 1.

Tabela 1: Limites máximos permitidos de metais nos solos de alguns países.

País	Metal (mg kg <sup>-1</sup> )				
	As	Cd	Pb	Cr	Hg
União Europeia	-	1-3	50-300	-	1-1,5
Estados Unidos	14	1,6	50-300	1500	0,5
Polônia (1977 – 1993)	30	1-3	70-150	50-80	5
Alemanha (1984 – 1992)	20	3 – 1,5	100	100	2
Reino Unido	10	3-15	500-2000	-	-
Áustria	50	5	100	100	5

Fonte: Gonçalves Jr. et al. (2014)

No Brasil, o Estado de São Paulo foi pioneiro nesse assunto, onde por meio da Companhia Ambiental do Estado São Paulo (CETESB), elaborou um documento que regularizou os valores orientadores de qualidade de solo e água (CETESB, 2005).

A atual legislação brasileira a respeito do assunto, ainda é algo recente, sendo formulada em 28 de dezembro de 2009, trata-se da Resolução CONAMA N° 420 que faz uso de atribuições e competências considerando a necessidade de estabelecer critérios para definição de valores orientadores para a prevenção da contaminação dos solos e de definir diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas (BRASIL, 2009).

Nessa resolução, o CONAMA compila e complementa os valores elaborados pela CETESB, estabelecendo ainda que novos valores orientadores de qualidade de solos devem ser elaborados por cada estado da federação individualmente, com o intuito de levar em consideração as características específicas e o conjunto de solos representativos, baseado no clima, relevo e litologia, estipulando um prazo de cinco anos a partir da data de publicação da resolução, como limite para que os órgãos ambientais de cada estado estabeleçam esses valores orientadores individuais (BRASIL, 2009). Algo que de um ponto de vista nacional não foi atendido dentro do prazo estipulado, ou até mesmo deu indícios de que será realizado fora dele.

Uma preocupação levantada em relação à resolução N° 420 (Tabela 2) é o fato de que a mesma permite a contaminação do solo até que as concentrações de elementos ou substâncias de interesse ambiental estejam acima de um limite denominado valor de intervenção.

Entende-se desse modo que um solo cuja concentração de um elemento ou substância de interesse ambiental é menor ou igual ao valor de ocorrência natural, poderá ser contaminado até os valores de intervenção.

Tabela 2: Valores orientadores de substâncias para solos brasileiros.

Substância	Solo (mg kg <sup>-1</sup> )			
	Prevenção	Investigação		
		Agrícola APMax	Residencial	Industrial
Arsênio	15	35	55	150
Cádmio	1,3	3	8	20
Chumbo	72	180	300	900
Cobalto	25	35	65	90
Cobre	60	200	400	600
Mercurio	0,5	12	36	70

Fonte: Brasil (2009).

Devido principalmente aos mecanismos de absorção e translocação que as plantas exercem (SILVA et al., 2007), e com a ocorrência destes elementos no solo, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) por meio do decreto Nº 55.871, de 26 de março de 1965 e por meio da Portaria Nº 685, de 27 de agosto de 1998 (BRASIL, 1965; 1998), aprovou o regulamento técnico: "Princípios Gerais para o Estabelecimento de Níveis Máximos de Contaminantes Químicos em Alimentos", onde foram caracterizados como contaminantes inorgânicos.

Foi considerado aceitável também a presença de metais em alimentos, e devendo estar abaixo dos valores estabelecidos, a fim de não oferecerem riscos para a saúde humana, conforme ilustra a Tabela 3 (SOUZA et al., 2014).

Tabela 3: Limites máximos de tolerância para Cd e Pb em alimentos.

Produto	Chumbo		Cádmio
	<i>in natura</i>	industrializado	
Cereais	0,50*	0,50	1,0
Carnes	0,50	1,00	1,0
Aves	0,20	1,00	1,0
Pescado	2,00	2,00	1,0
Leite	0,05	0,05	1,0
Cacau	-	2,00	1,0
Suco de frutas	-	0,40	0,50
Açúcar	-	2,00	1,0

Fonte: Brasil (1965; 1998) \*valores em mg kg<sup>-1</sup>.

Os riscos ocorrem quando esses metais encontram-se em excesso no ambiente e consequentemente nos produtos finais, gerando distúrbios funcionais nos consumidores (SILVA et al., 2013; VIRGA et al., 2007). É com a finalidade de evitar que esses metais presentes no solo cheguem ao consumidor que a legislação atua, a fim de coibir produtos com os teores de metais acima dos limites permitidos.

### 3 REFERÊNCIAS

ABITRIGO, Associação Brasileira da Indústria do Trigo. Disponível em <http://www.abitrigo.com.br/>. Acesso em: 19 de setembro 2014.

AFEF, N. H. et al. Relationship between physiological and biochemical effects of cadmium toxicity in *Nicotiana rustica*. **Amazon Journal of Plant Physiology**, v. 6, n. 6, p. 294-303, 2011.

AGBENIN, J. O.; OLOJO, L. A. Competitive adsorption of copper and zinc by a Bt horizon of a savanna Alfisol as affected by pH and selective removal of hydrous oxides and organic matter. **Geoderma**, v. 119, p. 85-95, 2004.

ALLEONI, L. R. F. et al. Atributos do solo relacionados à adsorção de cádmio e cobre em solos tropicais. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 27, n. 4, p. 729-737, 2005.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. 2 ed. New York: Blackie Academic e Professional, 1995. 368 p.

APPEL, C. et al. Sequential sorption of lead and cadmium in three tropical soils. **Environmental Pollution**, v. 155, p. 132-140, 2008.

ARAÚJO, J. B. S.; PINTO FILHO, J. L. O. Identificação de fontes poluidoras de metais pesados nos solos da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró/RN, na área urbana de Mossoró-RN. **Revista Verde**, v. 5, n. 2, p. 80-94, 2010.

ARAÚJO, W. S.; SOBRINHO, N. M. B. A. Influência das propriedades físicas e químicas de solos intemperizados na adsorção de chumbo, cobre e zinco. **Floresta e Ambiente**, v. 7, n. 1, p. 167-180, 2000.

ATSDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Toxicological profile for lead**. Atlanta, GA: U.S Department of Public Health and Human Services, Public Health Service, 2007. 20 p.

ATSDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Toxicological profile for cadmium**. Atlanta, GA: U.S Departmente of Public Health and Human Services, Public Health Service, 2012. 487 p.

ATSDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Case Studies in Environmental Medicine - Lead Toxicity**. Public Health Service - US Department of Health and Human Services: Atlanta, 1992. 582 p.

ATSDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **CERCLA priority list of hazardous substances**. Atlanta, GA: U.S Department of Public Health and Human Services, Public Health Service, 2005.

BAIRD, C. **Química Ambiental**, 2ª ed., Porto Alegre: Ed. Bookman, 2002. 607 p.

BAKER, A. J. M.; BROOKS, R. R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements: A review of their distribution, ecology and phytochemistry. **Biorecovery**, v.1, p.81-126, 1989.

BAKER, A. J. M. et al. Metal hyperaccumulator plants: A review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soil. In: TERRY, N.; BAÑUELOS, G., eds. **Phytoremediation of contaminated soil and water**. Boca Raton, Lewis Publishers, 2000. p.85-107.

BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C. H. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. **Suelo y Planta**, v. 2, p. 345-361, 1992.

BERTOLI, A. C. et al. Toxidez do chumbo no teor e translocação de nutrientes em tomateiro. **Biotemas**, v. 24, n. 4, p. 7-15, 2011.

BERTONI, J. C. **Fracionamento de Cd, Cu, Pb, e Zn em solos oxídicos: proposta de metodologia e sua aplicabilidade para área contaminada**. Lavras, 2003. 117p. Tese de doutorado em agronomia, Universidade Federal de Lavras. 2003.

BHARDWAJ, P.; CHATURVEDI, A. K.; PRASAD, P. Effect of Enhanced Lead and Cadmium in soil on Physiological and Biochemical attributes of *Phaseolus vulgaris* L. **Nature and Science**, v. 7, n. 8, p. 63-75, 2009.

BIONDI, C. M. et al. Teores de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni e Co em solos de referência de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 35, p. 1057-1066, 2011.

BOSCHINI, A. P. M. **Produtividade e qualidade de grãos de trigo influenciados por nitrogênio e lâminas de água no Distrito Federal**. Brasília, 2010. 43 p. Dissertação de Mestrado em Agronomia, Universidade de Brasília. 2010.

BRASIL - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução N° 420, de 28 de dezembro de 2009**. Publicado no DOU n° 249, de 30/12/2009.

BRASIL - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Instrução Normativa N° 38**, de 30 de novembro de 2010. Disponível em <[http://www.abitrigo.com.br/legislacao/IN\\_38\\_MAPA.pdf](http://www.abitrigo.com.br/legislacao/IN_38_MAPA.pdf)>. Acesso em: 13 de fevereiro 2013.

BRASIL - MINISTÉRIO DA SAÚDE - Instituto Nacional de Câncer José Alencar Gomes da Silva. **Diretrizes para a vigilância do câncer relacionado ao trabalho**. Rio de Janeiro: Inca, 2012. 187 p.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Decreto N° 55871, de 26 de março de 1965**. Publicado no DOU de 09/04/1965.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Portaria N° 685, de 27 de agosto de 1998**. Publicado no DOU de 28/08/1998.

CABRERA, C. et al. Cadmium concentration in farmlands in southern Spain: possible sources of contamination. **The Science of the Total Environment**, v. 153, n. 3, p. 261-265, 1994.

CALABUIG, G. **Medicina Legal y Toxicología**, 6ª ed.; Barcelona; Espanha: Ed. Villanueva Cañadas, Masson, 2004. 967 p.

CARVALHO, A. V. S. et al. Produção de matéria seca e de grãos por plantas de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivadas em solos tratados com metais pesados. **Química Nova**, v. 31, n. 5, p. 949-955, 2008.

CDCP - Centers for Disease Control and Prevention. **LEAD**. 2012. Disponível em <http://www.cdc.gov/niosh/topics/lead/> Acesso em: 22 fev. 2014.

CETESB – Companhia de tecnologia de saneamento ambiental. **Valores orientadores para solos e águas subterrâneas do estado de São Paulo**. Decisão da Diretoria nº 195/2005. 2005. 4 p.

CHANDRA, R. et al. Accumulation and distribution of toxic metals in wheat (*Triticum aestivum* L.) and Indian mustard (*Brassica campestris* L.) irrigated with distillery and tannery effluents. **Journal of Hazardous Materials**, v. 162, n. 2, p. 1514-1521, 2009.

CHANEY, R. L. Health risks associated with toxic metals in municipal sludge. In: BITTON, G. et al (Ed.). **Sludge health risks of land application**. Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1980, p. 59-83.

CHANG, A. C. et al. Sequential extraction on soil heavy metals following a sludge application. **Journal of Environmental Quality**, v. 13, n. 2, p. 33-38, 1987.

CLEMENS, S. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. **Planta**, v. 212, p. 475-486, 1999.

CONAB. **Quarto Levantamento de Safra 2014/2015**. 2015.

CORSINO, M. C. **Óleo de crambe pode ser opção para biocombustível**. On-line. Acesso em 20/01/2015. Disponível em: <<http://www.cpt.com.br/noticias/oleo-de-crambe-pode-ser-opcao-para-biocombustivel>> 2015.

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

DE CAPITANI, E. M.; PAOLIELLO, M. M. B.; ALMEIDA, G. R. C. Fontes de exposição humana ao chumbo no Brasil. **Revista Medicina**, v. 42, n. 3, p. 311-318, 2009.

DEDECCA, D. M.; PURCHIO, M. J. Variedades agrícolas de trigo (*Triticum aestivum* L.) caracterização botânica de algumas variedades em experimentação em São Paulo. **Bragantia**, v. 12, n. 3, p. 19-53, 1952.

DELHAIZE, E. et al. Aluminum tolerance in wheat (*Triticum aestivum* L.). I. Uptake and distribution of aluminum in root apices. **Plant Physiology**, v. 103, p. 685-669, 1993a.

DELHAIZE, E.; RAYAN, P. R.; RANDALL, P. J. Aluminum tolerance in wheat (*Triticum aestivum* L.). II. Aluminum-Stimulated Excretion of Malic Acid from Root Apices. **Plant Physiology**, v. 103, p. 695-702, 1993b.

DOMÍNGUEZ-CRESPO, M. A. et al. Effect of the heavy metals Cu, Ni, Cd and Zn on the growth and reproduction of epigeic earthworms (*E. fetida*) during the vermistabilization of municipal sewage sludge. **Water Air Soil Pollution**, v. 223, p. 915–931, 2012.

DONG, P. et al. Comparison of lead, cadmium, copper and cobalt adsorption onto metal oxides and organic materials in natural surface coatings. **Microchemical Journal**, v. 85, p. 270–275, 2007.

DORTAS et al. Remobilização de micronutrientes e elementos tóxicos em plantas superiores. In: FERREIRA, M. E. et al. (Ed.) **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: Ed. Potafos, 2001, p. 43-51.

DUFFUS, J.H. “Heavy metals” – a meaningless term? **Pure and Applied Chemistry (IUPAC Technical Report)**, v. 74, n. 5, p. 793-807, 2002.

DUONG, T. T. T.; LEE, B. Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 3, p. 554-562, 2011.

EAPEN, S.; D’SOUZA, S. F. Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals. **Biotechnology Advances**, v. 23, n. 1, p. 97-114, 2005.

EMBRAPA – Embrapa Trigo – **Sistemas de Produção 4**, Versão Eletrônica, Set/2009, disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Trigo/CultivodeTrigo/>. Acesso em 01 de abril de 2014.

FENNEMA, O. R.; PARKIN, K; DAMODARAN, S. **Food Chemistry**. 4ª ed. Boca Raton: CRC Press, 2008. 1144 p.

FERNANDES, R. B. A. et al. Avaliação da concentração de metais pesados em áreas olerícolas no Estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 81-93, 2007.

FERREIRA, F. M.; SILVA A. R. B. Produtividade de grãos e teor de óleo da cultura do crambe sob diferentes sistemas de manejo de solo em Rondonópolis – MT. **Enciclopédia Biosfera**, v. 7, n.12, p. 1-11, 2011.

GABE, U.; RODELLA, A.A. Trace elements in brazilian agricultural limestones and mineral fertilizers. **Comm. Soil Science Plant Analysis**, v. 30, p. 605-620, 1999.

GILL, S. S.; KHAN, N. A.; TUTEJA, N. Cadmium at high dose perturbs growth, photosynthesis and nitrogen metabolism while at low dose it up regulates sulfur assimilation

and antioxidant machinery in garden cress (*Lepidium sativum* L.). **Plant Science**, v. 182, p. 112–120, 2012.

GLICK B. R. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. **Biotechnology Advances**, v. 25, n. 5, p. 383-393, 2003.

GONÇALVES Jr, A. C.; PESSOA, A. C. S. Fitodisponibilidade de Cádmio, Chumbo e Crômio, em soja cultivada em argilossolo vermelho eutrófico a partir de adubos comerciais. **Scientia Agrária**, v. 3, n. 1-2, p. 19-23, 2002.

GONÇALVES Jr., A. C.; LUCHESE, E. B.; LENZI, E. Avaliação da fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e crômio em soja cultivada em Latossolo Vermelho Escuro tratado com fertilizantes comerciais. **Química Nova**, v. 23, n. 2, p. 173-177, 2000.

GONÇALVES Jr., A. C. et al. Heavy Metal Contamination in Brazilian Agricultural Soils due to Application of Fertilizers. In: HERNANDEZ-SORIANO, M. C. (Ed.). **Environmental Risk Assessment of Soil Contamination**. Ed. Intech Open, 2014. p. 105-135.

GONÇALVES Jr., A. C. et al. Phytoavailability of toxic heavy metals and productivity in wheat cultivated under residual effect of fertilization in soybean culture. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 220, p. 205-211, 2011

GUSMAN, G. S. et al. Mineral nutrition and enzymatic adaptation induced by arsenate and arsenite exposure in lettuce plants. **Plant Physiology Biotechnology**, v. 71, p. 307–314, 2013.

HALL, J. L. Cellular mechanism for heavy metal detoxification and tolerance. **Journal of Experimental Botany**, v.53, p.1-11, 2002.

HONG, C. L. et al. Assessing lead thresholds for phytotoxicity and potential dietary toxicity in selected vegetable crops. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 80, p. 356-361, 2008.

ICdA - INTERNACIONAL Cadmium ASSOCIATION. **Revision of the Battery Directive: Public Consultation**, 2001.

JORDÃO, C. P. et al. Adsorção de íons  $\text{Cu}^{2+}$  em Latossolo Vermelho-Amarelo húmico. **Química Nova**, v. 23, p. 5-11, 2000.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils**. 3 ed. Boca Raton, London, New York, CRC Press, 2001. 413 p.

KLIGMAN, A. M. Cosmetics: A Dermatologist Looks to the Future: Promises and Problems. **Dermatologic Clinics**, v .18, n. 4, p. 699-709, 2000.

KOMARNICKI, G. J. K. Lead and cadmium in indoor air and the urban environment. **Environmental Pollution**, v. 136, p. 47–61, 2005.

KREUSH, M. A. **Avaliação com propostas de melhoria do processo industrial de reciclagem do chumbo e indicação de aplicabilidade para a escória gerada**. Curitiba,

2005. 129 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Paraná. 2005.

KUPPER, H. et al. Tissue- and age-dependent differences in the complexation of cadmium and zinc in the cadmium/zinc hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* (Ganges ecotype) revealed by x-ray absorption spectroscopy. **Plant Physiology**, v.134, n.2, p.748-757, 2004.

KUPPER, H. et al. Cadmium-induced inhibition of photosynthesis and long-term acclimation to cadmium stress in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. **New Phytology**, v.175, n.4, p.655-674, 2007.

LIDLAW, M. A. S. et al. Seasonality and children's blood lead levels: developing a predictive model using climatic variables and blood lead data from Indianapolis, Indiana, Syracuse, New York, and New Orleans, Louisiana (USA). **Environmental Health Perspectiv**y, v. 113, n. 6, p. 793-800, 2005.

LAMHAMDI, M. et al. Effect of lead stress on mineral content and growth of wheat (*Triticum aestivum*) and spinach (*Spinacia oleracea*) seedlings. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 20, p. 29-36, 2013.

LI, L. et al. Lead retention in a calcareous soil influenced by calcium and phosphate amendments. **Journal of Hazardous Materials**, v. 262, p. 250–255, 2013.

LIM, H. S. et al. Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of the abandoned Songcheon Au–Ag mine in Korea. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 96, p. 223-230, 2008.

LINHARES, L. A. et al. Adsorção de cádmio e chumbo em solos tropicais altamente intemperizados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 3, p. 291-299, 2009.

LOBELL, D. et al. Analysis of wheat yield and climatic trends in Mexico. **Field Crops Research**, v. 94, n. 2-3, p. 250-256, 2005.

MA, J. P., ZHENG, S. J., MATSUMOTO, H. Detoxifying aluminium with buckwheat. **Nature**, v.390, p.569-570, 1997.

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

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental**. São Paulo: Produquímica, 1994, 153 p.

MARQUES, A. P. G. C.; RANGEL, A. O. S. S.; CASTRO, P. M. L. Remediation of heavy metal contaminated soils: phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. **Critical Review Environmental Science Technology** v. 39, p. 622-654, 2009.

MCGRATH, S. P. et al. Field evaluation of Cd and Zn phytoextraction potential by the hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri*. **Environmental Pollution**, v. 141, p. 115–125, 2006.

MELO, G. M. P.; MELO, V. P.; MELO, W. J. **Metais pesados no ambiente decorrente da aplicação de lodo de esgoto em solo agrícola**, Ministério do Meio Ambiente, 2006. 98 p.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. 5 ed., Ed. Evangraf. 2012, 280 p.

MONTEIRO, M. F. Lixo tóxico vira matéria prima. **Repórter Brasil**, São Paulo, 17 outubro 2005. Disponível em <<http://www.reporterbrasil.com.br/exibe.php?id=171>> Acesso em 05 fevereiro 2014.

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. A importância da análise de especiação do chumbo em plasma para a avaliação dos riscos à saúde. **Química Nova**, v. 27, n. 2, p. 251-260, 2004.

NACKE, H. et al. Availability of heavy metals (Cd, Pb and Cr) in agriculture from commercial fertilizers. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 64, p. 537-544, 2013.

NACKE, H. **Produtividade e componentes de produção do milho fertilizado com diferentes fontes e doses de Zn e disponibilidade dos metais pesados tóxicos Cd, Pb E Cr**. Marechal Cândido Rondon, PR, 2011. 80 p. Dissertação de Mestrado em agronomia - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2011.

NEDELTCHEVA, T. et al. Determination of mobile form contents of Zn, Cd, Pb and Cu in soil extracts by combined stripping voltammetry. **Analytica Chimica Acta**, v. 528, p. 143-146, 2005.

NOGUEIRA, T. A. R. et al. Metais pesados e patógenos em milho e feijão caupi consorciados, adubados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 331-338, 2007.

NOHYNEK, G. J. et al. Safety assessment of personal care products/cosmetics and their ingredients. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 243, n. 2, p. 239-259, 2010.

NOVAIS, R. F.; MELLO, J. W. V. Relação Solo-Planta. In: NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do Solo**. Viçosa: Editora SBCS, 2007. p. 133-205.

OGA, S. **Fundamentos de Toxicologia**. 2 ed., Ed. Atheneu São Paulo, São Paulo, 2003. p. 405-426.

OLGUN, A.; ATAR, N. Equilibrium, thermodynamic and kinetic studies for the adsorption of lead (II) and nickel (II) onto clay mixture containing boron impurity. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**. v. 18, p. 1751-1757, 2012.

OLIVEIRA, R. C. B.; MARINSA, R. V. Dinâmica de metais-traço em solo e ambiente sedimentar estuarino como um fator determinante no aporte desses contaminantes para o ambiente aquático: Revisão. **Revista Virtual Química**, v. 3, p. 88-102, 2011.

OLIVERO-VERBEL et al. Blood lead levels in children aged 5-9 years living in Cartagena, Colombia. **The Science of the Total Environment**, v. 372, p. 707-716, 2007.

OOMEN et al. Comparison in five *in vitro* digestion models to study the bioaccessibility of soil contaminants. **Environmental Science and Technology**, v. 36, p. 3324-3334, 2003.

PAIVA, H.N. **Toxidez de Cd, Ni, Pb e Zn em mudas de Cedro (*Cedrela fissilis Vell.*) e Ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa (Mart.) Standl.*)**. Lavras, 2000. 283 p. Tese de Doutorado em fitotecnia. Universidade Federal de Lavras, 2000.

PAOLIELLO, M. M. B. **Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos**. Cadernos de referência ambiental; v. 3. Salvador: CRA, 2001. 144 p.

PERFUS-BARBEOCH, L.; LEONHARDT, N.; VAVASSEUR, A.; FORESTIER, C. Heavy metal toxicity: cadmium permeates through calcium channels and disturbs the plant water status. **The Plant Journal**, v.32, p.539–548, 2002.

PICARDO, M.; FERREIRA DA COSTA, A. Continuous thorium biosorption - Dynamic study for critical bed depth determination in a fixed-bed reactor. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 208-210, 2009.

PITOL, C.; BROCH, D. L.; ROSCOE, R. **Tecnologia e produção: Crambe**. Maracaju: Fundação MS, 2010. 60 p.

PLUMLEE, G. S.; ZIEGLER, T. L. **The medical geochemistry of dusts, soils and other earth materials**. In: Lollar, B.S. (ed.), *Environmental Geochemistry, Treatise on Geochemistry*, v. 9, Elsevier-Pergamon, Oxford, 2005, p. 263-310.

PROBST, A.; HERNANDEZ, L.; PROBST, J. L. Heavy metals partitioning in three French forest soils by sequential extraction procedure. **Journal of Physiology**, v. 107, n. 4, p. 1103-1106, 2003.

PROVAZI, K.; ESPINOSA, D. C. R.; TENÓRIO, J. A. S. Estudo eletroquímico da recuperação de metais de pilhas e de baterias descartadas após o uso. **Rem: Revista Escola de Minas**, v. 65, n. 3, p. 335-342, 2012.

QUITÉRIO, S. L. et al. Uso da poeira e do ar como indicadores de contaminação ambiental em áreas circunvizinhas a uma fonte de emissão estacionária de chumbo. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 3, n. 1, p. 501- 508, 2001.

RANGEL, O. J. P. et al. Efeitos de aplicações de lodos de esgoto sobre os teores de metais pesados em folhas e grãos de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 583-594, 2006.

RELIGA, P.; KOWALIK, A.; GIERYCZ, P. Application of nanofiltration for chromium concentration in the tannery wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, n. 1, p. 288-292, 2011.

ROESE, F. M. **Metais em água, solo e hortaliças produzidas na região urbana do município de Campo Grande, MS**. Campo Grande, 2008. 86 p. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS. 2008.

SABBAS, T. et al. Management of municipal solid waste incineration residues. **Waste Management**, v. 23, p. 61-88, 2003.

SANTOS, G. C. G. **Comportamento de B, Zn, Cu, Mn e Pb em solo contaminado sob cultivo de plantas e adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico.** Piracicaba, 2005. Tese de Doutorado em Agronomia – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 2005.

SARTI, F. M.; CLARO, R. M.; BANDONI, D. H. Contribuições de estudos sobre demanda de alimentos à formulação de políticas públicas de nutrição. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 27, n. 4, p. 639-647, 2011.

SARYAN, L. A.; ZENZ, C. Lead and its compounds. In: ZENZ, C.; DICKERSON, O. B.; HORVATH, E. P. (Org.). **Occupational medicine.** Langley: Mosby-Year Book, 1994. p. 506-541.

SEREGIN, I. V.; SHPIGUN, L. K.; IVANOV, V. B. Distribution and toxic effects of cadmium and lead on maize roots. **Russian Journal Plant Physiology**, v.51, p. 525-533, 2004.

SHARMA, P.; DUBEY, R. S. Lead toxicity in plants. **Brazilian Journal Plant Physiology**, v. 17, n. 1, p. 35-52, 2005.

SILVA et al., Determinação de metais pesados em amostras de água usada para irrigação de hortaliças cultivadas em beira de estrada. **Scientia Plena**, v. 9, n. 8, p. 1-7, 2013.

SILVA, M. C. A. et al. Manifestações gastrintestinais e diagnóstico de intoxicação por chumbo: relato de dois casos. **Revista Associação Médica do Rio Grande do Sul**, v. 57, n. 1, p. 61-63, 2013.

SILVA, M. L. S.; VITTI, G. C. Fracionamento de metais pesados em solo contaminado antes e após cultivo de arroz. **Química Nova**, v. 31, n. 6, p. 1385-1391, 2008.

SILVA, M. L. S.; VITTI, G. C.; TREVIZAM, A. R. Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 4, p. 527-535, 2007.

SIPOS, P. et al. Effect of soil composition on adsorption of lead as reflected by a study on a natural forest soil profile. **Geoderma**, v. 124, p. 363-374, 2005.

SNAKIN, V. V.; PRISYAZHNAYA, A. A. Lead contamination of the environment in Russia. **The Science of the Total Environment**, v. 256, n. 2-3, p. 95-101, 2000.

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

SOARES, C. R. F. S.; SIQUEIRA, J. O.; CARVALHO, J. G. Fitotoxicidade de cádmio para *Eucalyptus maculata* e *E. urophylla* em solução nutritiva. **Revista Árvore**, v. 29, n. 2, p. 175-183, 2005.

SOARES, I. A. et al. Fungos na biorremediação de áreas degradadas. **Arquivos Instituto Biológico**, v. 78, n. 2, p. 341-350, 2011.

SOUZA, A. D. V. et al. Caracterização química de sementes e tortas de pinhão-mansão, nabo-forrageiro e crambe. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 10, p. 1328-1335, 2009.

SOUZA, E. P. et al. Mecanismos de tolerância a estresses por metais pesados em plantas. **Revista Brasileira Agrociência**, v. 17, n. 2-4, p. 167-173, 2011.

SOUZA, L. C. F.; CANTERAS, F. B.; MOREIRA, S. Analyses of heavy metals in sewage and sludge from treatment plants in the cities of Campinas and Jaguariúna, using synchrotron radiation total reflection X-rayfluorescence. **Radiation Physics and Chemistry**, v. 95, p. 342–345, 2014.

TARLEY, C. R. T.; ARRUDA, M. A. Z. Adsorventes naturais: potencialidades e aplicações da esponja natural (*Luffa cylindrica*) na remoção de chumbo em efluentes de laboratório. **Revista Analytica**, n. 4, p. 25-32, 2003.

TENÓRIO, J. A. S.; ESPINOSA, D. C. R. **ABINEE**, 2011. Disponível em: <[www.ambientes.ambientebrasil.com.br/residuos/pilhas\\_e\\_baterias/efeitos\\_do\\_cadmio.html](http://www.ambientes.ambientebrasil.com.br/residuos/pilhas_e_baterias/efeitos_do_cadmio.html)>; Acesso em 29 jan. 2014.

TWG - THE WEINBERG GROUP. **Scientific Basis for Risk-Based Acceptable Concentrations of Metals in Fertilizers and Their Applicability as Standards**. Washington: The Weinberg Group; 2001.

USDA – **USDA Foreign Agricultural Service**, Circular Series - Grain: World Markets and Trade 08-01, January 2014.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Background Report on Fertilizer Use, Contaminants and Regulations**. Columbus: USEPA; 1999.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **The Great Waters Program - Third Report to Congress**. Columbus: USEPA; 2011.

VIRGA, R. H. P.; GERALDO, L. P.; SANTOS, F. H. Avaliação de contaminação por metais pesados em amostras de siris azuis. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 27, n. 4, p. 779-785, 2007.

WARWICK S. I.; GUGEL R. K. Genetic variation in the *Crambe abyssinica* – *C.hispanica* – *C.glabrata* complex. **Genetic Resources and Crop Evolution**, v. 50, p. 291-305, 2003.

XUE ALLEN, G. et al. Wheat Production and Wheat Rust Management in Canada. **Journal of Northeast Agricultural University**, v. 19, n. 1, p.1-14, 2012.

YAVUZ, O., et al. Removal of cadmium and lead from aqueous solution by calcite, **Polish Journal Environmental Studies**, v. 16, n. 3, p. 467–471, 2007.

ZHANG, G. et al. Historical change of heavy metals in urban soils of Nanjing, China during the past 20 centuries. **Environment International**, v. 31, p. 913-919, 2005.

ZHANG, Y. et al. Experimental and thermodynamic investigation on transfer of cadmium influenced by sulfur and chlorine during municipal solid waste (MSW) incineration. **Journal of Hazardous Materials**, v. 153, n. 1-2, p. 309-319, 2008.

## **CAPÍTULO II –FITODISPONIBILIDADE DE METAIS E DESENVOLVIMENTO DE CRAMBE CULTIVADO EM SOLOS CONTAMINADOS**

### **RESUMO**

O presente trabalho avaliou o desenvolvimento de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com Cd e Pb. Para isso foram desenvolvidos dois experimentos simultâneos, um para cada metal. Os solos foram contaminados com os metais utilizando os sais de  $\text{CdCl}_2$  e  $\text{PbCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$  em cinco doses baseadas nos valores de investigação (VI) da resolução N° 420 do CONAMA (dose 1 - valor preexistente no solo; dose 2 - metade do VI; dose 3 - o VI; dose 4 - três vezes o VI e dose 5 – dez vezes o VI) resultando em 0; 1,5; 3; 9 e 30  $\text{mg kg}^{-1}$  para Cd e 33; 90; 180; 540 e 1800  $\text{mg kg}^{-1}$  para Pb previamente à sementeira. Durante o cultivo foram avaliadas as trocas gasosas, desenvolvimento, composição nutricional, componentes de produção das plantas, além da fitodisponibilidade dos metais. A contaminação dos solos com Cd e Pb reduziu a fotossíntese, aumentou a respiração além de interferir negativamente na nutrição mineral e produtividade em geral, o Cd apresentou maior fitodisponibilidade quando comparado com o Pb, sendo encontrados em todas as partes das plantas de crambe a partir de 1,5  $\text{mg kg}^{-1}$  de Cd no solo, o Pb ficou retido apenas nas raízes, não sendo translocado para a parte aérea.

**Palavras-chave:** *Crambe abyssinica*, contaminação de solos, cádmio, chumbo

## ABSTRACT

This paper proposes to evaluate the development of crambe plants grown in soil contaminated with levels of Cd and Pb. For this was developed two simultaneous experiments, one for each metal. The soils were contaminated with metals using the  $\text{CdCl}_2$  and  $\text{PbCl}_2\text{H}_2\text{O}$  salts in five doses based on investigation values (IV) of Resolution #420 of CONAMA (dose 1 - existing value in the soil; dose 2 - half of the IV, dose 3 - IV; dose 4 - three times the IV and dose 5 - ten times the IV) resulting in 0; 1.5; 3; 9 and 30  $\text{mg kg}^{-1}$  for Cd and 33; 90; 180; 540 and 1800  $\text{mg kg}^{-1}$  to Pb prior to sowing. During the growing were evaluated gas exchange, development, nutritional composition, production components of the plants, and the phytoavailability of metals. Soil contamination with Cd and Pb reduced photosynthesis, increased respiration also interferes negatively on mineral nutrition and productivity in general, the Cd showed a higher bioavailability when compared with Pb, being found in all parts of crambe plants from 1.5  $\text{mg kg}^{-1}$  of Cd in soil. The Pb was retained only in the roots, not being translocated to the shoot.

**Keywords:** *Crambe abyssinica*, soils contamination, cadmium, lead

## 1 INTRODUÇÃO

Os metais tóxicos são elementos poluidores que apresentam efeitos prejudiciais para os ecossistemas, causando alterações físico-químicas para a água, solo e ar, além de promoverem a diminuição da qualidade do solo e mortalidade da fauna e flora, prejudicando consequentemente a saúde humana (GONÇALVES Jr. et al., 2014).

Dentre estes metais o Cd e o Pb apresentam elevada toxicidade, devido as propriedades de elevada toxicidade, altos valores acumulativos e baixa biodegradabilidade (ATSDR, 2005).

De acordo com Guimarães et al. (2008) quando presentes no solo, estes elementos podem levar à desnaturação de proteínas e ao estresse oxidativo nas plantas, resultando em danos às membranas, redução na atividade enzimática e fotossíntese, clorose, dentre várias outras mudanças metabólicas, além de alterar a nutrição mineral e o balanço hídrico, modificando o estado hormonal das mesmas.

Além disso, os alimentos contaminados podem constituir como uma das principais fontes de exposição ao Cd e Pb para humanos, uma vez que existe o risco de serem depositados nos diversos tecidos vegetais, incluindo os grãos (SILVA et al., 2007). Nos humanos o principal alvo da toxicidade desses metais é o sistema nervoso, tanto em adultos como em crianças, sendo que a exposição, mesmo quando pequena, provoca aumento na pressão arterial, especialmente em pessoas de meia-idade e idosos e podendo causar anemia, quando em níveis elevados, estes metais podem danificar gravemente o cérebro e os rins, podendo até levar a morte (CDCP, 2014).

De acordo com Duong e Lee (2011), o uso de combustíveis fósseis também contribui para a contaminação por Pb, pois além de se tratar de uma fonte de energia fóssil não renovável, sua combustão libera elevados níveis de Pb para a atmosfera.

Nesse aspecto, a busca por fontes de energia renováveis e limpas destaca-se o etanol como promissora matriz energética, sendo que dentre os vegetais a cana-de-açúcar e o milho são alternativas para sistemas de produções sustentáveis. Nesse aspecto, o cultivo de crambe (*Crambe abyssinica*) vem se apresentando como alternativa para produção de biodiesel, uma vez que sua semente apresenta 38% de óleo, o qual possui como principal composto o ácido erúico representando 57% do óleo, componente que permite utilizá-lo além da produção do biodiesel, em diferentes produtos industrializados, como cosméticos, lubrificantes entre outros (ROSA et al., 2014).

O emprego dessas culturas pode melhorar as condições ambientais destas áreas, além da possibilidade de gerar seus produtos, constituindo em fontes de renda para esses locais (EAPEN e D'SOUZA, 2005), ou até mesmo resíduos que possam ser utilizados na remediação de outros ambientes (GONÇALVES Jr. et al., 2013).

Nesse aspecto, o cultivo de crambe com um duplo propósito pode consistir em uma opção para remediação destes ambientes, onde além de realizar a fitorremediação destes metais do solo (SOUZA et al., 2014), a extração de seu óleo gera um novo resíduo, que poderia ser considerado um problema para o meio ambiente, porém a torta de crambe apresenta um excelente potencial para a remediação de corpos hídricos (RUBIO et al., 2013), atuando como adsorvente natural de águas contaminadas com Cd e Pb (GONÇALVES Jr. et al., 2013).

Com isso, este trabalho teve como objetivo avaliar o desenvolvimento de crambe em solos contaminados com Cd e Pb.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

Foram conduzidos dois experimentos simultaneamente em casa de vegetação pertencente à Universidade Estadual do Oeste do Paraná, localizada em longitude 54° 22' W, latitude 24° 46' S e altitude média de 420 metros, sendo um experimento para cada metal (Cd e Pb).

O solo utilizado nos experimentos de acordo com a classificação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) (SANTOS et al., 2013) foi um Latossolo Vermelho Eutrófico (LVe) de textura argilosa contendo teores de argila = 578,00, silte = 348,58 e areia = 73,42 g kg<sup>-1</sup>, além dos teores dos metais em questão de Cd <0,005 e Pb 33,0 mg kg<sup>-1</sup>.

Os níveis de contaminação dos solos foram determinados com base nos valores de investigação (VI) específicos para áreas agrícolas da resolução N° 420 do CONAMA, sendo determinadas cinco doses para a contaminação (dose 1 - valor preexistente no solo; dose 2 - metade do VI; dose 3 - VI; dose 4 - três vezes o VI e dose 5 – dez vezes o VI), resultando em quantidade inicial; 1,5; 3,0; 9,0 e 30,0 mg kg<sup>-1</sup> de solo seco para Cd e quantidade inicial; 90,0; 180,0; 540,0 e 1800,0 mg kg<sup>-1</sup> de solo seco para o Pb, sendo cinco tratamentos para cada metal, com isso, os experimentos foram delineados em blocos ao acaso (DBC), com quatro repetições, sendo cada vaso de 8 dm<sup>3</sup> considerado como uma unidade experimental.

Foi realizada a calagem e a adubação trinta dias antes da contaminação de acordo com a necessidade da cultura tendo como base a análise de solo, aplicando-se a quantidade correspondente a 0,92 Mg ha<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub> buscando-se atingir uma saturação por bases (V%) de 60%, e 80 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O na forma de cloreto de potássio e 90 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> na forma de super fosfato triplo (SFT), sendo que para o nitrogênio (N), foram realizadas duas aplicações, sendo uma na semeadura e outra 15 dias após a emergência, perfazendo 20 e 15 kg ha<sup>-1</sup> de N respectivamente na forma de uréia (PIRES, 2014).

As contaminações dos solos foram realizadas com a aplicação 250 mL de soluções metálicas preparadas com os sais de Cd [cloreto de cádmio monohidratado P.A. (CdCl<sub>2</sub>H<sub>2</sub>O)] e Pb [cloreto de chumbo II anidro P.A. (PbCl<sub>2</sub>)] nos níveis indicados e colocados para perder umidade. Após secos, os solos foram homogeneizados e irrigados com água destilada até 60% da capacidade de retenção de água e incubados por 30 dias (TREVIZAM et al., 2010). Ao final do período de incubação, foram semeadas seis sementes da cultivar FMS Brilhante<sup>®</sup>, sendo realizado o desbaste logo após a emergência, mantendo-se três plantas por vaso.

No período vegetativo, com aproximadamente sete folhas formadas (48 DAE), foi realizado o controle de insetos por meio da aplicação de lufenuron (5 g i.a. ha<sup>-1</sup>), assim como o

controle de doenças fúngicas no final do florescimento (69 DAE), com a aplicação de trifloxistrobina + tebuconazol (75 + 150 g i.a. ha<sup>-1</sup>).

Durante todo o ciclo das plantas foram analisadas a altura do dossel e o diâmetro do caule em intervalos de 14 dias. As trocas gasosas foram realizadas durante os períodos vegetativo e reprodutivo das plantas, sendo avaliada respectivamente a quinta (36 DAE) e a décima (63 DAE) folha totalmente expandida para cada período, com uso do equipamento IRGA LI-6400XT sempre no período da manhã entre 8 e 10 hs, durante as leituras o fluxo de fótons fotossinteticamente ativos médio foram de 1200  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  e a concentração média de CO<sub>2</sub> ambiente foi de 400  $\mu\text{mol mol}^{-1}$  sempre no período da manhã, sendo determinadas as variáveis: *A* – Taxa de assimilação líquida de CO<sub>2</sub> ( $\mu\text{moles CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ); *E* – Taxa de transpiração ( $\text{mmoles H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ); *gs* – Condutância estomática ( $\text{moles m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ); além da relação de uso eficiente da água ( $WUE = A/E$ ), assim como o teor de clorofila, que foi determinado juntamente com a primeira análise fotossintética durante o período vegetativo, por meio do uso do medidor portátil de SPAD-502.

Em pleno florescimento (58 DAE) foram coletadas a terceira folha totalmente expandida a partir do ápice da haste principal (ROSOLEN e STEINER, 2014) para a determinação da composição nutricional dos tecidos foliares, sendo determinados os valores de N, fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), cobre (Cu), ferro (Fe), zinco (Zn), manganês (Mn), Cd e Pb.

Para a realização destas análises nutricionais, as amostras foram submetidas à digestão sulfúrica para a determinação de N e nítroperclórica para os demais elementos, conforme metodologia descrita pela Associação Oficial de Química Analítica (AOAC, 2012), sendo os teores de P determinados por espectroscopia UV/Visível e os demais por espectrometria de absorção atômica modo chama (FAAS). Os teores de nitrogênio nos tecidos foram determinados pelo método Kjeldahl (AOAC, 2012).

No final do ciclo (105 DAE) foi realizada a colheita manual e as plantas foram então retiradas dos vasos e separadas em parte aérea, raízes e grãos para mensuração do volume das raízes (VR), massa seca da parte aérea (MSPA), massa seca das raízes (MSR), além da massa de mil grãos (M1000), teor de óleo (%Óleo) e produtividade (PROD). O volume das raízes foi determinado pelo método de deslocamento da proveta, utilizando na proveta uma solução de água e álcool (9:1) a fim de quebrar a tensão superficial da solução, as fitomassas secas foram quantificadas em balança analítica após secagem em estufa com circulação de ar forçada por sete dias a 65 °C, e a produtividade foi corrigida para umidade de 13%.

A avaliação do teor de óleo das sementes foi realizada em laboratório, por uso do aparelho de Soxhlet (AOAC, 2012), utilizando éter de petróleo como solvente extrator durante 6 horas em 2 g do material vegetal moído, sendo os resultados percentuais obtidos por diferença de massa.

Posterior a isso, os tecidos vegetais foram novamente separados, desta vez em folhas, caules, raízes, além do óleo e da torta da semente para realização da determinação de Cd e Pb nas respectivas partes vegetais conforme metodologia descrita anteriormente. Com base nesses valores foram determinados os índices de translocação para parte aérea e grãos, conforme Equações 1 e 2 respectivamente (ZHANG et al. 2014)

$$IT = \frac{CPA}{CSR} \quad (1) \quad IT = \frac{CG}{CSR} \quad (2)$$

Em que: IT = índice de translocação; CPA = concentração do metal na parte aérea ( $\text{mg kg}^{-1}$ ); CSR = concentração do metal no sistema radicular ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) e CG = concentração do metal nos grãos ( $\text{mg kg}^{-1}$ )

As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do programa SISVAR, (FERREIRA, 2011), em que para os parâmetros de desenvolvimento avaliados ao longo dos dias foi realizado superfície de resposta em função das doses e do tempo, enquanto que ocorrendo diferenciação entre as doses dos metais, realizou-se a interpretação por regressão.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As plantas de crambe apresentaram desenvolvimento tanto em altura do dossel como em diâmetro do caule possuindo diferenças significativas ao longo do tempo. Entretanto, com relação ao desenvolvimento das plantas de crambe em função dos níveis de contaminação, pode-se visualizar diferenças, onde tanto no caso de altura (Figuras 1a e 1b), como para diâmetro do caule (Figura 1c e 1d) os valores obtidos foram inversamente proporcional aos níveis de contaminação do solo com os metais testados neste trabalho, atribuindo assim os maiores valores para as plantas cultivadas em solos ausentes de contaminação e as menos médias para as plantas nos solos com 30 e 1800 mg kg<sup>-1</sup> de Cd e Pb respectivamente.

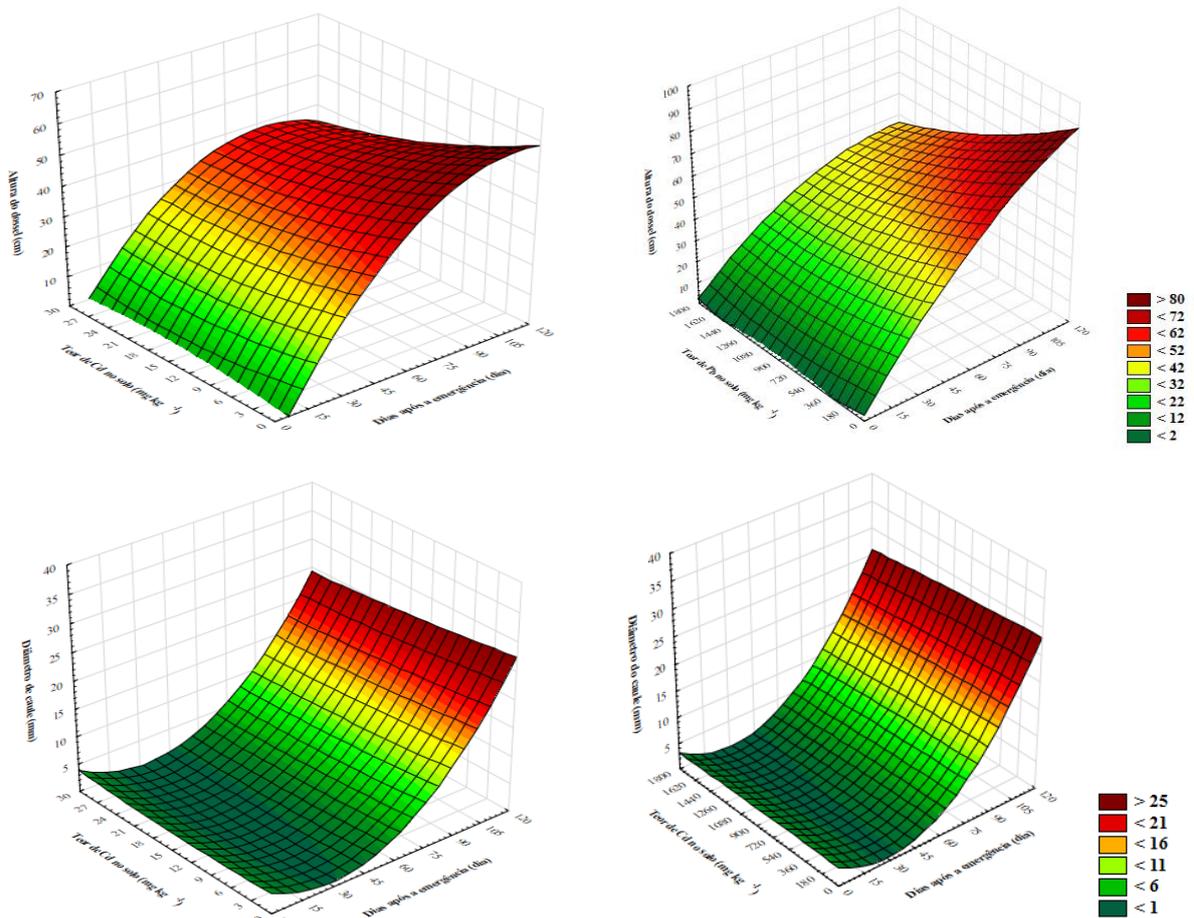


Figura 1: Desenvolvimento de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd [(a) altura e (c) diâmetro de caule] e Pb [(b) altura e (d) diâmetro de caule]

Essa redução em altura e número de perfilhos pode ser justificada pelos efeitos que estes metais exercem em processos vitais das plantas, reduzindo assim seu desenvolvimento e consequentemente menores valores de altura de diâmetro, justificando as diferenças

encontradas de 56,0 e 21,0 cm de altura, assim como 2,8 e 2,5 mm de diâmetro para Cd e Pb respectivamente (BHARDWAJ et al., 2009).

Em relação a análise de variância dos parâmetros referentes a trocas gasosas de plantas de crambe (Tabela 1), pode-se evidenciar diferenças significativas para os teores de clorofila ( $p < 0,01$ ) além de diferenças para assimilação de  $\text{CO}_2$  e transpiração foliar nos estádios vegetativos e reprodutivos para os dois metais testados (Cd e Pb), demonstrando que nas condições do presente estudo, independente do estágio fenológico da planta, apenas a quantidade de metal presente no solo influencia diretamente os parâmetros de trocas gasosas.

Tabela 1: Resumo da análise de variância dos parâmetros referentes a trocas gasosas de plantas de crambe cultivadas em solos com níveis de contaminação por Cd e Pb

F.V.	Quadrados médios								
	Clorofila (SPAD)	Vegetativo				Reprodutivo			
		A	<i>gs</i>	<i>E</i>	<i>WUE</i>	A	<i>gs</i>	<i>E</i>	<i>WUE</i>
Cd									
Dose	144,25**	16,14**	0,01 <sup>ns</sup>	4,62**	0,12 <sup>ns</sup>	122,38**	0,001 <sup>ns</sup>	6,69**	0,74 <sup>ns</sup>
Resíduo	29,35	2,33	0,02	1,53	1,12	5,79	0,002	0,67	0,51
C.V. (%)	13,43	7,92	26,77	22,87	19,89	10,42	17,81	16,00	17,37
Pb									
Dose	140,74**	10,97 <sup>ns</sup>	0,02 <sup>ns</sup>	4,09*	0,59 <sup>ns</sup>	130,1**	0,002 <sup>ns</sup>	4,43*	0,73 <sup>ns</sup>
Resíduo	12,30	5,66	0,03	1,13	0,99	6,48	0,0009	1,03	0,60 <sup>ns</sup>
C.V. (%)	8,63	11,56	28,04	20,14	20,87	11,20	10,83	20,04	17,70

F.V. (fonte de variação), Clorofila (teor de clorofila fornecido pelo índice SPAD), A (assimilação de  $\text{CO}_2$ ), *gs* (condutância estomática), *E* (transpiração foliar), *WUE* (eficiência no uso da água A/E) \*\*significativo a 1% de probabilidade pelo teste de Fisher, \*significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Fisher, ns - não significativo a 5% pelo teste de Fisher, C.V. (coeficiente de variação)

Esses resultados obtidos (Tabela 1) corroboram com diversos autores, que indicam que a presença de metais reduz os teores de pigmentos e as trocas gasosas devido ao estresse causado pelos metais (MORSCH et al., 2002; FENG et al., 2010; SESSITSCH et al., 2013; DENG et al., 2014).

De acordo com Gill et al. (2012), esses efeitos nos parâmetros relacionados a trocas gasosas, deve-se a ação dos metais no aparato fotossintético das plantas, onde além de degradarem e reduzirem a clorofila, eles ainda causam um desbalanceamento na relação entre

clorofila a/b, alterando a composição dos pigmentos e consequentemente reduzindo a eficiência das proteínas clorofiláticas captadoras de luz (PCCL). Para Assada et al. (1998) a redução nos teores das PCCL constitui em um mecanismo de defesa adaptativo dos cloroplastos, que permitem as plantas se desenvolver e suportar ambientes adversos, porém com o comprometimento do processo de fotossíntese em geral.

A Figura 2 ilustra os valores de clorofila obtidos indiretamente por meio do uso do índice SPAD, em que, para ambos os metais foram evidenciados comportamentos de redução de acordo com o crescimento nos níveis de contaminação dos solos. Resultados semelhantes foram encontrados por Deng et al. (2014) que trabalhando com a exposição de *Ceratopteris pteridoides* a metais, verificaram o decréscimo nos teores de pigmentos fotossintéticos.

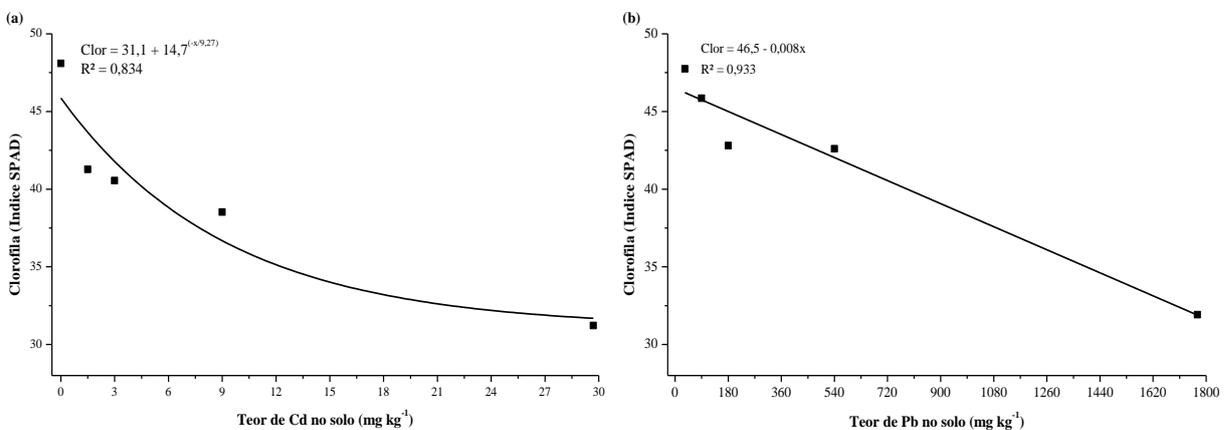


Figura 2: Teores de clorofila de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de contaminação por metais

A redução nos teores de clorofila pode ser atribuída à presença destes metais no solo, que impedem a biossíntese da clorofila e de pigmentos acessórios para a fotossíntese (GILL et al., 2012). Para Morsch et al. (2002), essa redução deve-se à degradação que o metal exerce na enzima desidratase do ácido  $\delta$ -aminolevulínico.

De acordo com Ekmekçia et al. (2008) a redução nos teores de clorofila está fortemente ligada com redução na altura, diâmetro e alterações no crescimento em geral, devido principalmente a menor síntese e consequentemente acúmulo de fotoassimilados como foi visto anteriormente na Figura 1. Assim como constitui em uma das principais causas na redução da atividade fotossintética.

Ao analisarmos as taxas de assimilação líquida de CO<sub>2</sub> (A) das plantas de crambe, pode-se perceber um comportamento exponencial com uma acentuada queda nas primeiras doses e posterior decréscimo de menor intensidade ou até mesmo estabilização dos valores para as doses subsequentes, enquanto que para as plantas de crambe expostas ao Pb, um

comportamento linear foi evidenciar, demonstrando que em ambos os casos a contaminação dos solos pelos metais afeta negativamente na  $A$ , porém o Cd apresenta uma toxicidade relativa maior do que o Pb nas primeiras doses, conforme mostra a Figura 3.

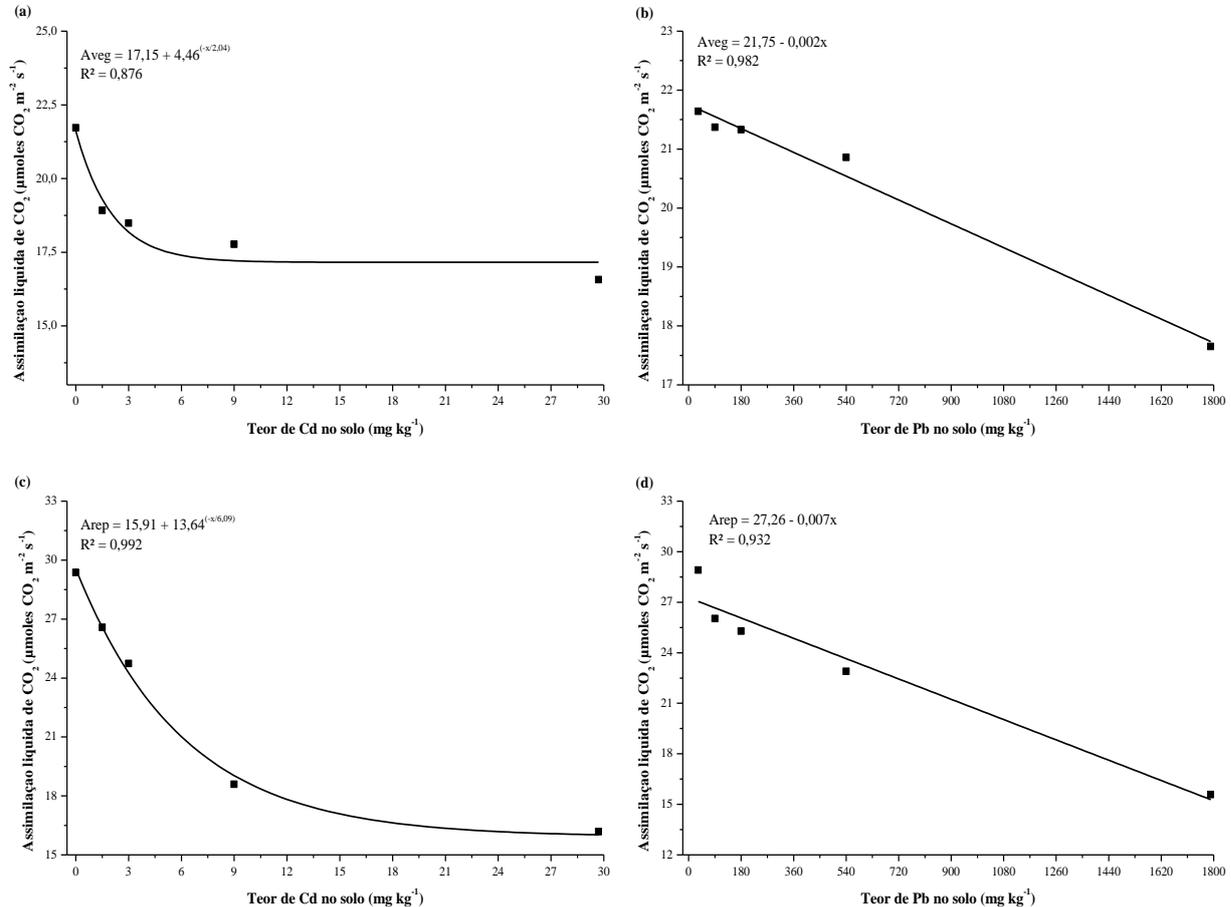


Figura 3: Assimilação líquida de CO<sub>2</sub> (A) de plantas de crambe nos estádios vegetativo e reprodutivo, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (a e c) e Pb (b e d) respectivamente

Resultados similares foram obtidos por Feng et al. (2010), que encontraram em planta de pepino decréscimos nos valores de  $A$  e manutenção nos valores de  $g_s$  e  $C_i$ , não atribuindo estas reduções a limitação estomática ou presença de CO<sub>2</sub>, assim como o presente trabalho.

Pode-se afirmar que a inibição dos processos fotossintéticos ocorreu devido à inibição da cadeia de transporte de elétrons e a atividade fotossintética da enzima RUBISCO, bem como a graves danos as células guarda e as estruturas do cloroplasto, ou até mesmo pelo desequilíbrio relacionado ao estresse oxidativo, interferindo no sistema de defesa antioxidante (FENG et al., 2010; FAROOQ et al., 2013).

Apesar de reduzir as taxas de  $A$ , nas específicas condições de contaminação deste trabalho, o cultivo de crambe em solos contaminados por Cd e Pb aumentou os valores de

transpiração ( $E$ ) das folhas das plantas tanto nos estados vegetativos quanto reprodutivo (Figura 4), discordando dos resultados encontrados por Farooq et al. (2013), que encontraram reduções tanto na  $A$ , como na  $E$  de plantas de algodão, ou de Deng et al. (2014) que não evidenciaram diferenças significativas para este parâmetro.

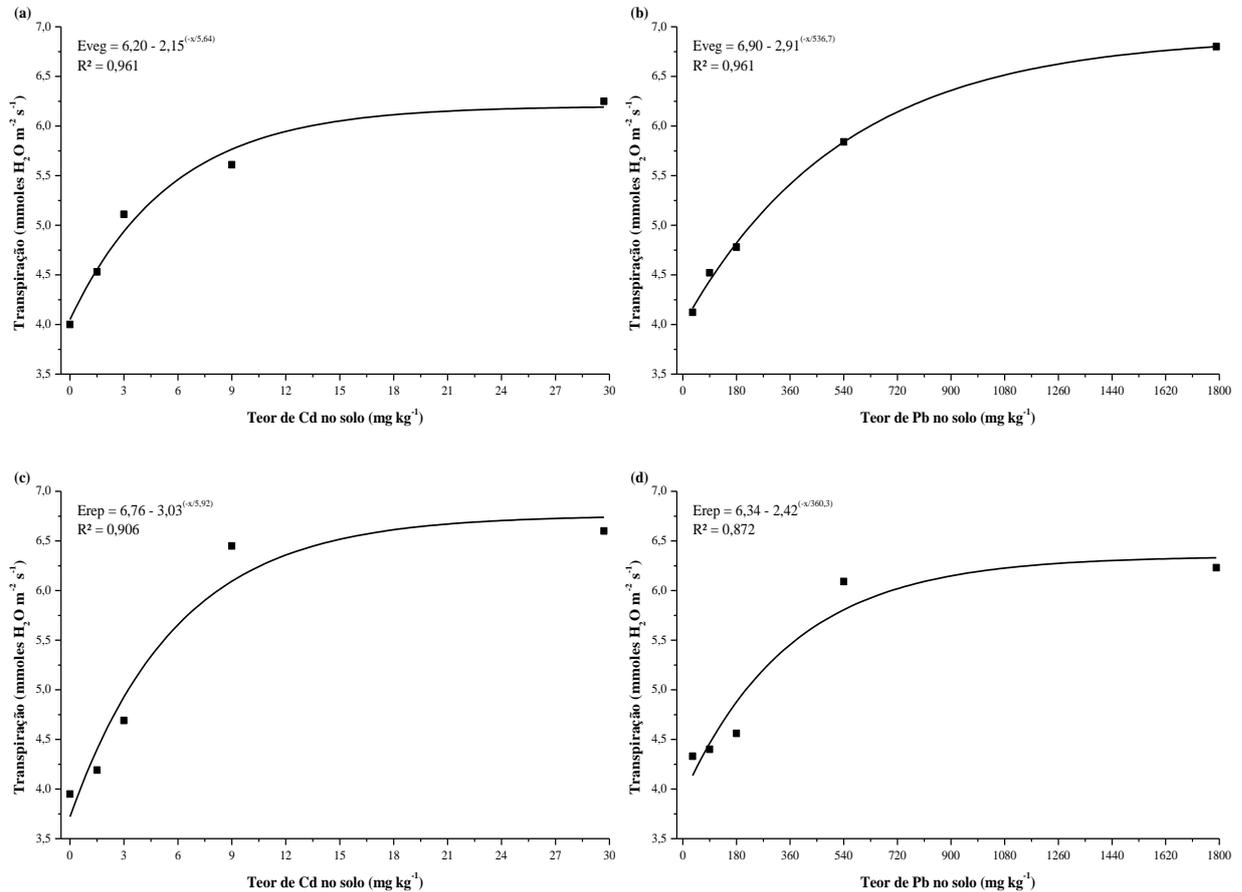


Figura 4. Transpiração ( $E$ ) de plantas de crambe nos estádios vegetativo e reprodutivo, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (a e c) e Pb (b e d) respectivamente

De acordo com Tian et al. (2011) a  $E$  esta fortemente ligada com a  $g_s$ , onde no caso do presente trabalho, a ausência de significância para este parâmetro não interferiu no fechamento estomático das plantas de crambe, fazendo com que a  $E$  ocorresse com a ausência de algum tipo de impedimento físico.

Além de influenciar em alguns parâmetros relacionados a trocas gasosas, a contaminação dos solos com níveis de Cd e Pb influenciou diretamente na absorção dos macronutrientes pelas plantas de crambe avaliadas durante o florescimento (Tabela 2).

Tabela 2: Resumo da análise de variância dos teores foliares dos macronutrientes em plantas de crambe durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb

F.V.	Quadrados médios				
	N	P	K	Ca	Mg
	Cd				
Dose	59,74 <sup>ns</sup>	0,69 <sup>ns</sup>	54,80 <sup>ns</sup>	94,79 <sup>*</sup>	12,68 <sup>**</sup>
Resíduo	57,00	0,38	25,80	28,84	1,18
C.V. (%)	23,12	17,66	11,27	13,26	19,48
	Pb				
Dose	145,34 <sup>*</sup>	0,49 <sup>ns</sup>	289,16 <sup>**</sup>	68,03 <sup>*</sup>	1,92 <sup>**</sup>
Resíduo	35,20	0,24	10,16	21,56	0,39
C.V. (%)	18,48	13,41	7,10	11,59	10,34

F.V. (fonte de variação), \*\*significativo a 1% de probabilidade pelo teste de Fisher, \*significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Fisher, ns - não significativo a 5% pelo teste de Fischer, C.V. (coeficiente de variação)

Para as plantas cultivadas em solos com Cd, ocorreram diferenças significativas para Ca e Mg, enquanto que o Pb presente no solo alterou os teores foliares de N, K, Ca e Mg. Esses resultados demonstram como os metais testados neste trabalho influenciam na nutrição mineral dos macronutrientes, corroborando com os resultados obtidos por Barceló et al. (1988).

Esse efeito causado na composição nutricional das folhas de crambe durante o florescimento pode ser compreendido pelo fato de que estes macronutrientes podem competir com os metais de diversas formas, seja por meio da formação de barreiras físicas ou por competição com sítios de deposição ou mecanismos transportadores (ZHANG et al., 2014b).

Essas são as principais justificativas para a relação de antagonismo exercida entre o Cd e o Ca e conseqüentemente o decréscimo nos teores foliares de Ca para as plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (Figura 5 a), uma vez que pode-se perceber um comportamento de redução nos teores de acordo com o acréscimo das doses de Cd no solo. Para os teores foliares de Mg (Figura 5 b) um comportamento linear de crescimento foi visualizado, demonstrando que a contaminação de solos com Cd nas doses deste trabalho colaboraram para o aumento da concentração foliar deste elemento.

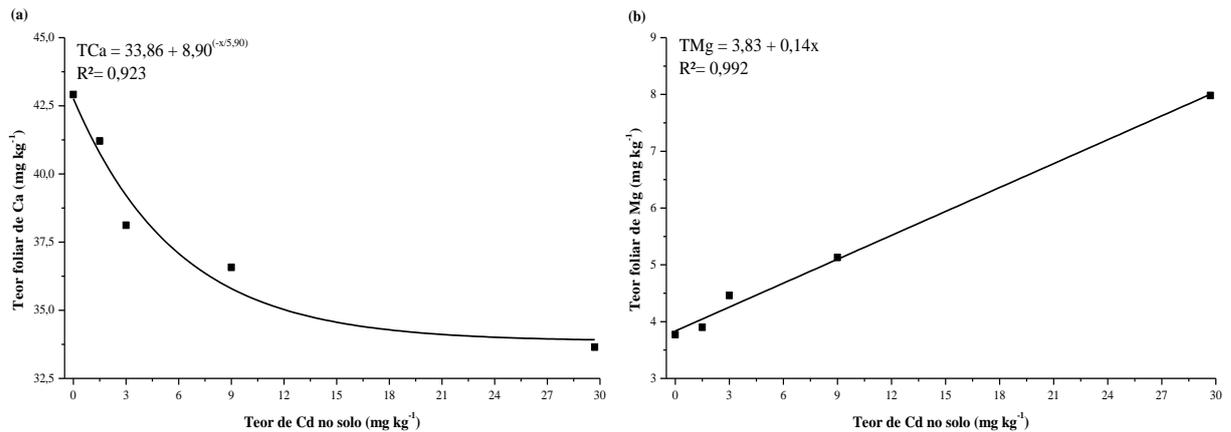


Figura 5: Teores foliares de Ca (a) e Mg (b) plantas de crambe durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd

Tanto o Cd quanto o Ca apresentam propriedades semelhantes, onde muitas vezes a presença de Cd na planta é capaz de inibir e até mesmo substituir o Ca nos mecanismos transportadores, ligações com proteínas e interações com outros elementos (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001)

Para os teores de Mg, de acordo com Zhang et al. (2014b) a presença deste nutriente nos cloroplastos foliares atua de forma protetora para os organismos vegetais contra a ligação do Cd com a clorofila, reduzindo assim a toxicidade do metal, além de aumentar a absorção de Ca para realizar a competição com o Cd, contribuindo assim para a redução da inibição induzida por Cd a fotossíntese. De acordo com Kabata-Pendias e Pendias (2001), a relação existente entre o Cd e o Mg pode ser observada como sinergismo, estando relacionada ao efeito prejudicial que o Cd possui na membrana celular, o que facilita a absorção e transporte deste elemento nos tecidos foliares.

Com relação aos teores foliares de N, K, Ca e Mg de plantas de crambe durante o florescimento cultivadas em solos contaminados com Pb, pode-se visualizar um comportamento linear de redução para os teores de N e K, demonstrando a relação antagônica existente entre o Cd com esses dois elementos.

Para a relação existente com o Ca, o Pb mostrou-se altamente tóxico nas primeiras doses, levando a um comportamento de queda abrupta nas três primeiras doses e posterior que em menor intensidade para as doses seguintes. O Mg apresentou comportamento sinérgico com o Pb, tendo então um comportamento linear de crescimento de acordo com o aumento das doses do metal no solo, conforme mostra a Figura 6.

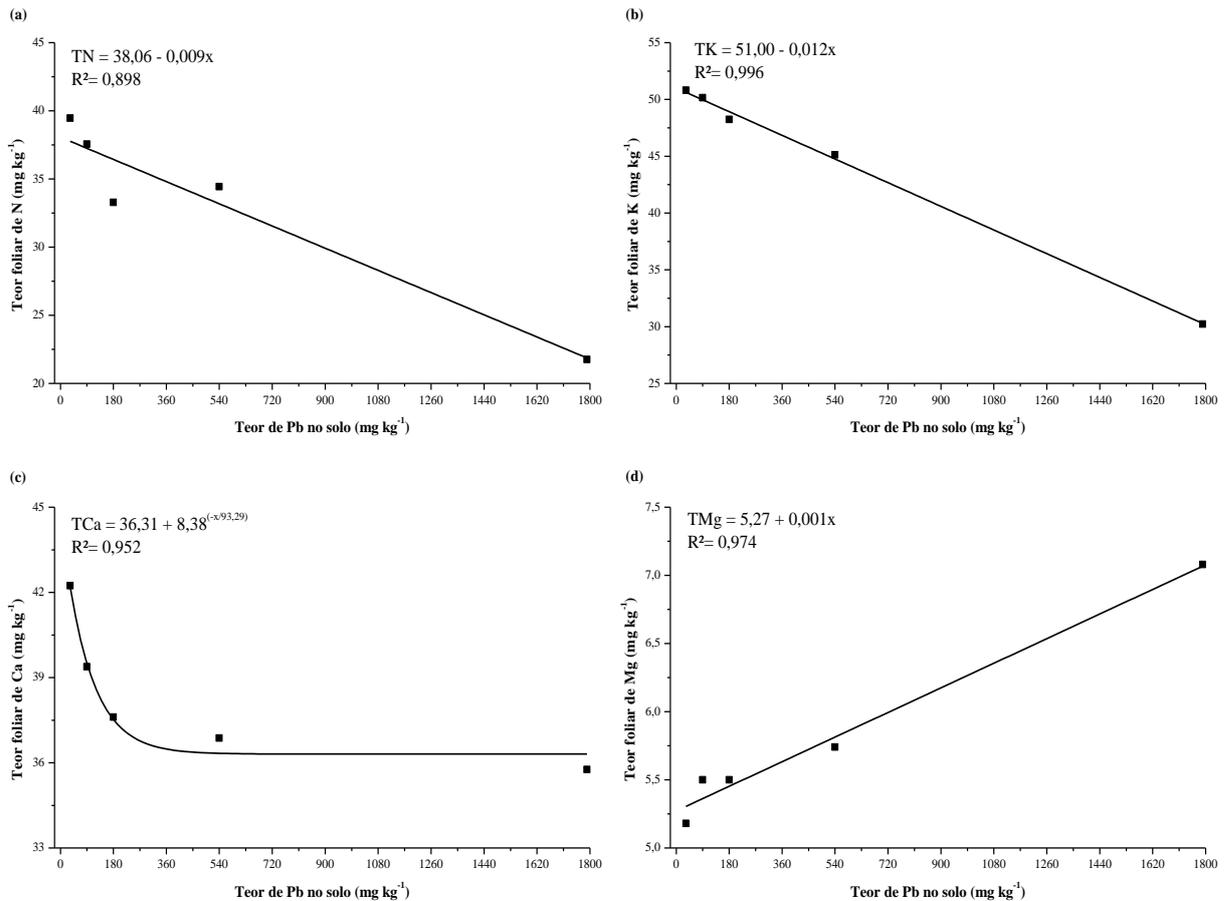


Figura 6: Teores foliares de N (a), K (b), Ca (c) e Mg (d) plantas de crambe durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Pb

Essa relação entre o Pb e teores foliares de macronutrientes já foram apresentadas por Kabata-Pendias e Pendias (2001) e Wang et al. (2011), demonstrando a importância da presença de efeitos entre estes elementos.

Segundo Alloway (2013), essa redução dos teores foliares de N deve-se ao efeito que o Pb possui no metabolismo e fisiologia da planta, uma vez que presente nas raízes, ele dificulta e muitas vezes até bloqueia a entrada de água e nutrientes, reduzindo assim a absorção e translocação destes elementos, tendo seu efeito acentuado principalmente para os elementos mais móveis, como o caso do N.

Quanto a redução nos teores foliares de K e Ca, este comportamento pode ser justificado devido ao papel que estes elementos exercem de complexação com o Pb nas raízes, inativando seus radicais e reduzindo a toxicidade deste elemento, por outro lado sua complexação os tornam menos móveis e em formas não assimiláveis pela planta (WANG et al., 2011; GUSMAN et al., 2013). O aumento nos teores foliares de Mg nas plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de Pb pode ser considerado como um

mecanismo de defesa buscando manter as atividades fotossintéticas e reações enzimáticas da planta (POURRUT et al., 2011).

Com relação à nutrição mineral dos micronutrientes e elementos tóxicos testados neste trabalho, cabe salientar que não foi detectada a presença de Pb nas folhas das plantas de crambe durante o florescimento, estando os valores de Pb nos tecidos inferiores ao limite de quantificação ( $0,005 \text{ mg kg}^{-1}$ ) do método utilizado (FAAS).

Estes resultados de acordo com Souza et al. (2014), ocorreram devido a propriedade de baixa mobilidade que este elementos possui dentro da planta, ficando facilmente retido no meio radicular. Entretanto, visualiza-se a presença de diferenças significativas para os teores foliares de Zn e Cd das plantas cultivadas em solos contaminados com Cd, enquanto que para as plantas cultivadas em solos com a presença de Pb, apenas Fe e Mn se diferenciaram entre os níveis de contaminação (Tabela 3).

Tabela 3: Resumo da análise de variância dos teores foliares de micronutrientes e Cd em plantas de crambe durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb

F.V.	Quadrados médios				
	Cu	Fe	Zn	Mn	Cd
	Cd				
Dose	20,37 <sup>ns</sup>	31935,90 <sup>ns</sup>	23810,15 <sup>**</sup>	41077,37 <sup>ns</sup>	116241,54 <sup>**</sup>
Resíduo	33,32	77169,87	1372,68	16451,95	601,30
C.V. (%)	23,16	16,64	22,11	33,56	15,37
	Pb				
Dose	7,52 <sup>ns</sup>	766220,22 <sup>*</sup>	4248,11 <sup>ns</sup>	54844,51 <sup>**</sup>	-
Resíduo	70,13	234670,13	2223,72	5981,80	-
C.V. (%)	31,26	27,50	25,84	26,90	-

F.V. (fonte de variação), \*\*significativo a 1% de probabilidade pelo teste de Fisher, \*significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Fisher, ns - não significativo a 5% pelo teste de Fischer, C.V. (coeficiente de variação)

De acordo com Pourrut et al. (2011) as alterações na nutrição mineral das plantas com relação a micronutrientes podem ocorrer a partir de bloqueios na raiz, diminuição nos processos de translocação, ou até mesmo pela competição entre íons, prejudicando processos fisiológicos críticos.

A Figura 7 mostra os teores foliares de Zn e Cd em plantas de crambe cultivadas nos solos contaminados com níveis de Cd, onde ambas apresentaram um comportamento exponencial, sendo que o Zn respondeu de forma negativa ao acréscimo de Cd no solo, e o Cd como esperado de forma positiva ao acréscimo do próprio metal. Essa redução nos teores foliares de Zn também foi encontrada por Zhang et al. (2014a), que trabalhando com doses crescentes de Cd em gramíneas verificou a existência de relação entre esses elementos.

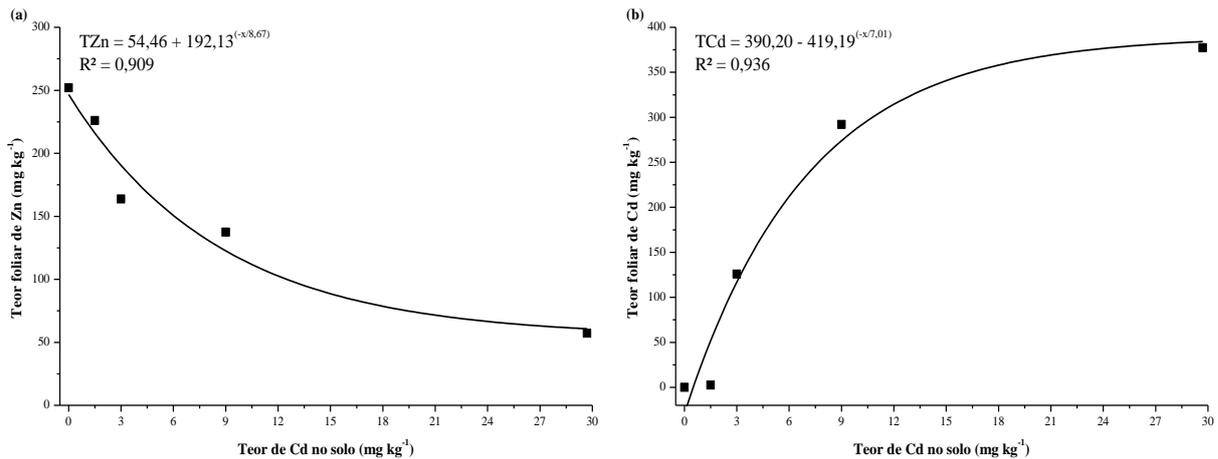


Figura 7: Teores foliares de Zn (a) e Cd (b) em plantas de crambe durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd

A redução nos teores foliares de Zn pode ser justificada pela competição existente entre esses dois elementos (Cd e Zn) pelos mecanismos transportadores, uma vez que o Cd movimenta-se internamente na planta preferencialmente por canais catiônicos ou por meio de elementos transportadores, nesse caso o Zn (SARWAR et al., 2010).

Essa facilidade de translocação dentro da planta justifica os valores foliares de Cd em plantas de crambe durante o florescimento, visto que, além disso, este metal ainda possui a entrada nas plantas facilitadas através dos canais de cátions de Ca e Mg, sendo posteriormente depositados em órgãos de reserva, muitas vezes modificados em uma tentativa de reduzir a toxicidade deste metal (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001; SARWAR et al., 2010).

Com relação aos micronutrientes das plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com Pb (Figura 8), em que apesar de não estar presente na parte aérea, ficou evidenciado um comportamento linear crescente tanto para Fe quanto Mn, sendo justificado principalmente por reações ocorridas no meio radicular.

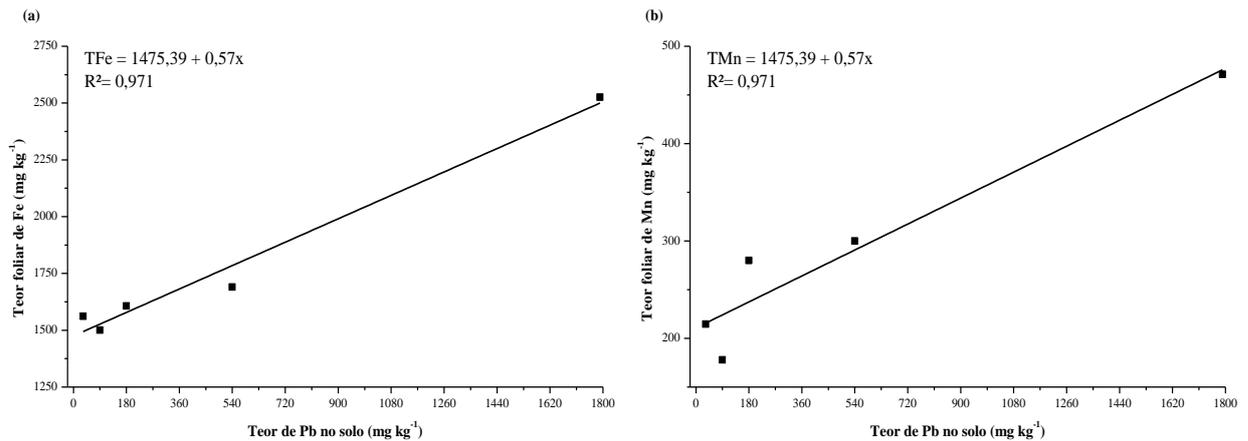


Figura 8: Teores foliares de Fe (a) e Mn (b) em plantas de crambe durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Pb

Tais resultados divergem dos obtidos por Wang et al. (2011) que encontraram decréscimos nos valores de micronutrientes de macrófitas cultivadas em ambientes contaminados por Pb. Porém, no caso do presente trabalho, os acréscimos destes teores podem ser justificados pelo efeito de concentração do elemento ao longo da planta, uma vez que como foi citado anteriormente, as plantas apresentaram menor desenvolvimento nos solos com maiores níveis de contaminação, sendo o elemento translocado para uma menor quantidade de tecidos em consequentemente em maiores concentrações.

Resultados similares foram obtidos por Wang et al. (2011), que apesar de verificar maiores teores destes elementos concluiu que a absorção dos mesmos não é facilitada pela presença do Pb no solo.

Com relação as análises finais e aos componentes de produção das plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb (Tabela 4), pode-se verificar que nas condições do presente trabalho, a presença dos metais no solo não afetou os parâmetros relacionado as raízes, não ocorrendo diferenças significativas para volume ou massa seca destas. Por outro lado tanto massa seca da parte aérea, massa de mil grãos, produtividade e teor de óleo do grão se diferenciaram para os dois metais em função das doses presentes no solo.

Tabela 4: Resumo da análise de variância dos componentes de produção de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb

F.V.	Quadrados médios					
	VR	MSR	MSPA	M1000	PROD	%ÓLEO
Cd						
Dose	0,42 <sup>ns</sup>	0,012 <sup>ns</sup>	39,10 <sup>**</sup>	9,94 <sup>**</sup>	63,89 <sup>**</sup>	103,77 <sup>**</sup>
Resíduo	0,45	1,24	7,88	0,28	4,51	1,33
CV (%)	12,20	33,91	12,74	5,37	12,96	4,67
Pb						
Dose	0,57 <sup>ns</sup>	0,011 <sup>ns</sup>	37,98 <sup>**</sup>	3,10 <sup>**</sup>	65,69 <sup>**</sup>	95,19 <sup>**</sup>
Resíduo	1,97	0,80	3,85	0,59	0,67	2,08
C.V. (%)	25,10	27,67	8,74	7,35	4,72	6,88

F.V. (fonte de variação), VR (volume de raízes), MSPA (massa seca da parte aérea), MSR (massa seca das raízes), M1000 (Massa de 1000 grãos), PROD (produtividade), %ÓLEO (teor de óleo presente no grão)  
 \*\*significativo a 1% de probabilidade pelo teste de Fisher, \*significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Fisher, ns - não significativo a 5% pelo teste de Fischer, C.V. (coeficiente de variação)

As diferenças significativas tanto para a massa seca da parte aérea quanto para a massa de mil grãos das plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb são apresentados na Figura 9, onde pode-se visualizar um comportamento de decréscimo para os dois parâmetros em relação a ambos os metais, entretanto, enquanto a massa seca da parte aérea das plantas apresentou uma acentuada queda nas três primeiras doses e depois estabilizou-se, o massa de mil grãos apresentou um decréscimo exponencial, sem ocorrer qualquer tipo de estabilização nas doses aqui trabalhadas.

De acordo com Li et al. (2011) essa ausência de diferenças nos parâmetros radiculares demonstram a capacidade de tolerância que as plantas de crambe possuem com relação a condições de estresse provenientes do solo.

Tais resultados foram obtidos também por Ghnaya et al. (2005) que verificaram que o Cd influência negativamente no crescimento e conseqüentemente na massa da parte aérea de plantas halófitas, tendo esse efeito de redução severa do crescimento devido a distúrbios nutricionais e provavelmente em função da toxicidade direta do Cd.

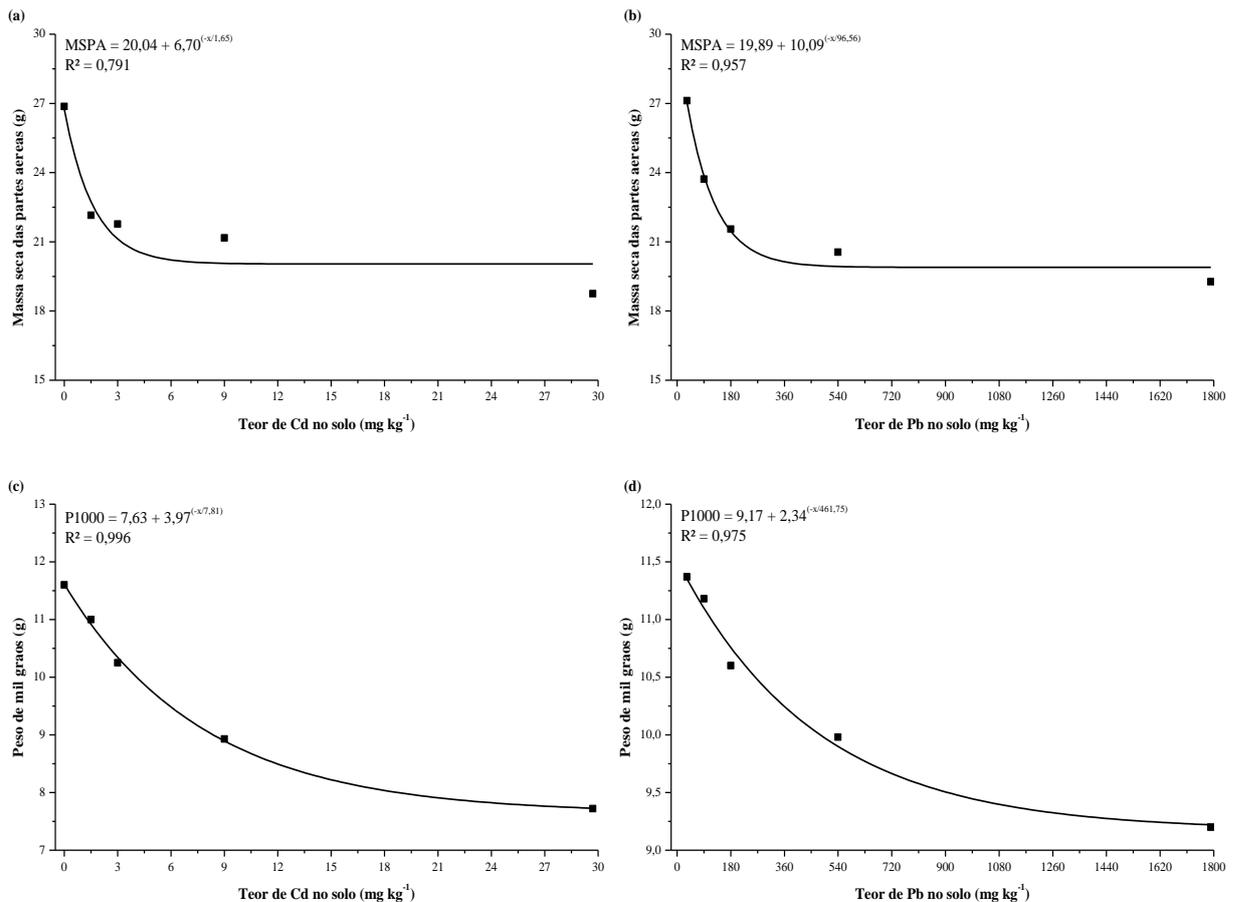


Figura 9: Massa seca das partes aéreas e massa de mil grãos de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (a e c) e Pb (b e d) respectivamente

Além de possuir esse efeito tóxico direto, o Pb também pode prejudicar o crescimento da parte aérea das plantas de crambe devido ao dano nas membranas das raízes, dificultando assim a entrada de água e nutrientes que são considerados essenciais para o crescimento do vegetal (WANG et al., 2011).

Conseqüentemente, uma planta com uma nutrição mineral deficiente, sem capacidade de suporte para seu potencial total de produção, com redução na área foliar, fotossíntese reduzida, tende a produzir de acordo com a sua realidade, produzindo muitas vezes grãos menores, com menor acúmulo de fotoassimilado ou óleo, justificando assim os menores valores de massa de mil grãos (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001; ALLOWAY, 2013).

A redução na massa da parte aérea e na massa de mil grãos das plantas de crambe, também refletiu nos valores de produtividade e percentagem de óleo no grão, conforme mostra a Figura 10, onde as plantas expostas a solos contaminados com Cd apresentaram comportamento exponencial tanto para produtividade quanto para rendimento de óleo (Figuras 10a e 10c respectivamente). Por sua vez, as plantas cultivadas com Pb apresentaram

um decréscimo linear para produtividade (Figura 10b) e exponencial para o rendimento de óleo (Figura 10d).

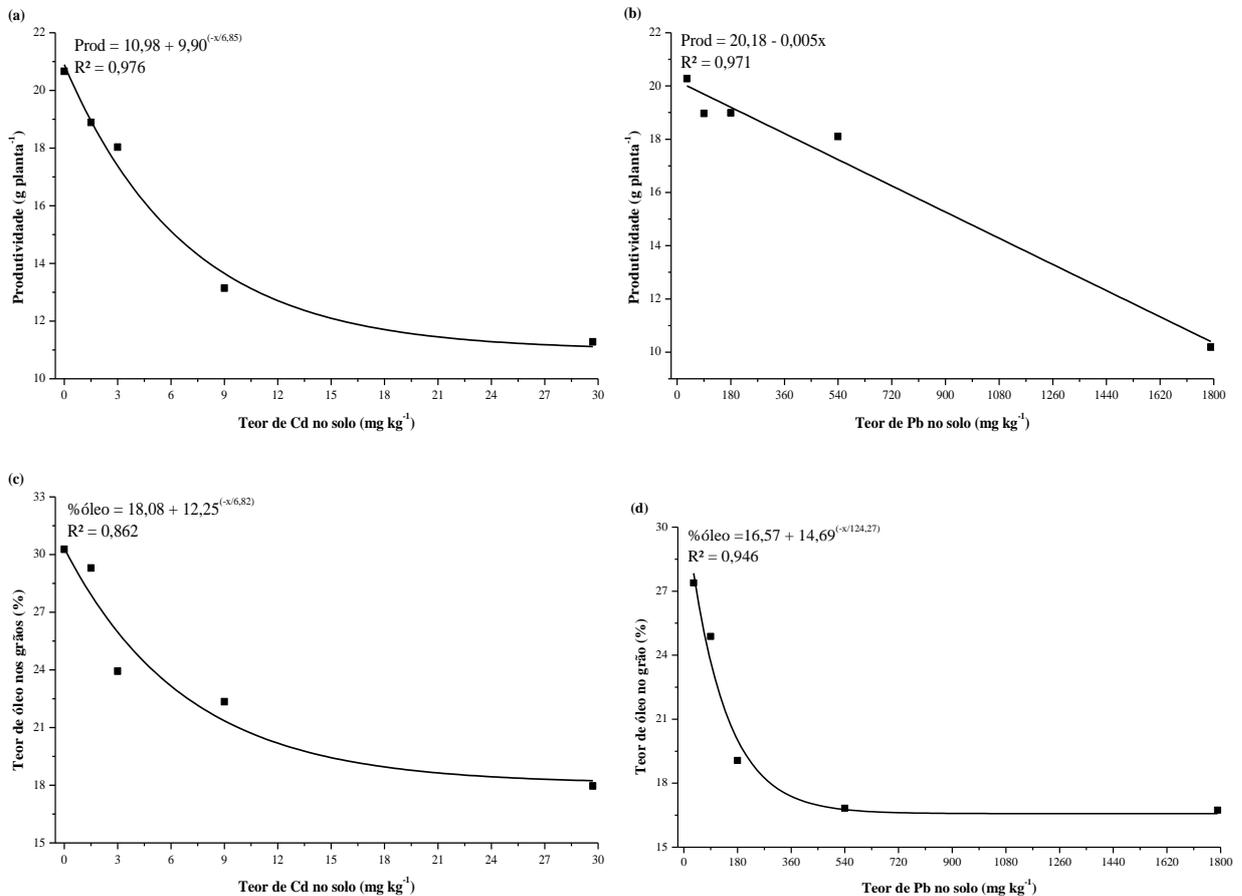


Figura 10: Produtividade e teor de óleo nos grãos de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (a e c) e Pb (b e d) respectivamente

Para Kabata-Pendias e Pendias (2001) a redução na produtividade é resposta a interferência dos metais tóxicos Cd e Pb nos processos funcionais, tendo como consequências algumas alterações nas funções básicas das plantas, como menor atividade respiratória da raiz e consequentemente morte destas, funcionamento das membranas e perda de eficiência dos canais de  $K^+$ , desorganização do floema e entupimento do xilema, desequilíbrio no balanço de cátions e ânions e desequilíbrio na repartição de fotoassimilados, refletindo assim nos menores valores de produtividade.

De acordo com Silva et al. (2012) a percentagem de óleo nos grãos da cultura do crambe é muito suscetível a variações do ambiente para parâmetros relacionados ao solo, principalmente a adubação, com isso era esperado esse efeito de redução devido a presença de substâncias tóxicas no solo. Segundo Garrido et al. (1994) a presença de metais pode causar a redução no teor de óleo dos grãos por meio de reações de oxidação com compostos

produzidos na própria planta devido ao estresse ao metal, como aldeídos, cetonas, ácidos e epóxidos, entre outros.

Além de influenciar nos componentes da produção, os metais Cd e Pb presentes no solo também se acumularam nos componentes vegetais (Tabela 5). Onde observa-se a existência de diferenças significativas para a presença de Cd ao longo dos tecidos analisados (raiz, caule, folha, torta e óleo), indicando a dinâmica de deposição deste metal em todos estes tecidos nos níveis de contaminação. O Pb por sua vez, assim como no florescimento teve seus teores na parte aérea abaixo do limite de quantificação do método utilizado, tendo sua presença constatada apenas nas raízes, existindo então diferenças significativas para os teores do metal nestes tecidos em função das doses.

Tabela 5: Resumo da análise de variância para os teores dos metais Cd e Pb nas distintas partes vegetais de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb

F.V.	Quadrados médios					
	Cd					Pb
	Raiz	Caule	Folha	Torta	Óleo	Raiz
Dose	10700,1**	5713,3**	9851066,6**	293,30**	310,3**	255927,4**
Resíduo	126,77	16,3	100,84	7,78	1,76	376,3
C.V. (%)	26,71	11,39	3,98	7,78	17,84	11,26

F.V. (fonte de variação), \*\*significativo a 1% de probabilidade pelo teste de Fisher, C.V. (coeficiente de variação)

Tais resultados demonstram a diferença de mobilidade que estes metais possuem dentro da planta, sendo o Pb considerado menos móvel do que o Cd, os valores obtidos corroboram ainda com Silva et al. (2007); Bhardwaj et al. (2009) e Zhang et al. (2014a) que também encontraram uma maior mobilidade para o Cd dentro dos organismos vegetais.

A Figura 11 demonstra a deposição do Cd no óleo, torta, folhas e caules, onde as folhas foram as únicas que apresentaram comportamento distinto das demais, demonstrando que a presença do metal nestes tecidos começa a ser maior a partir de altos níveis de contaminação. Para as demais partes vegetais a presença de Cd apresentou um comportamento exponencial característico de um elemento móvel na planta.

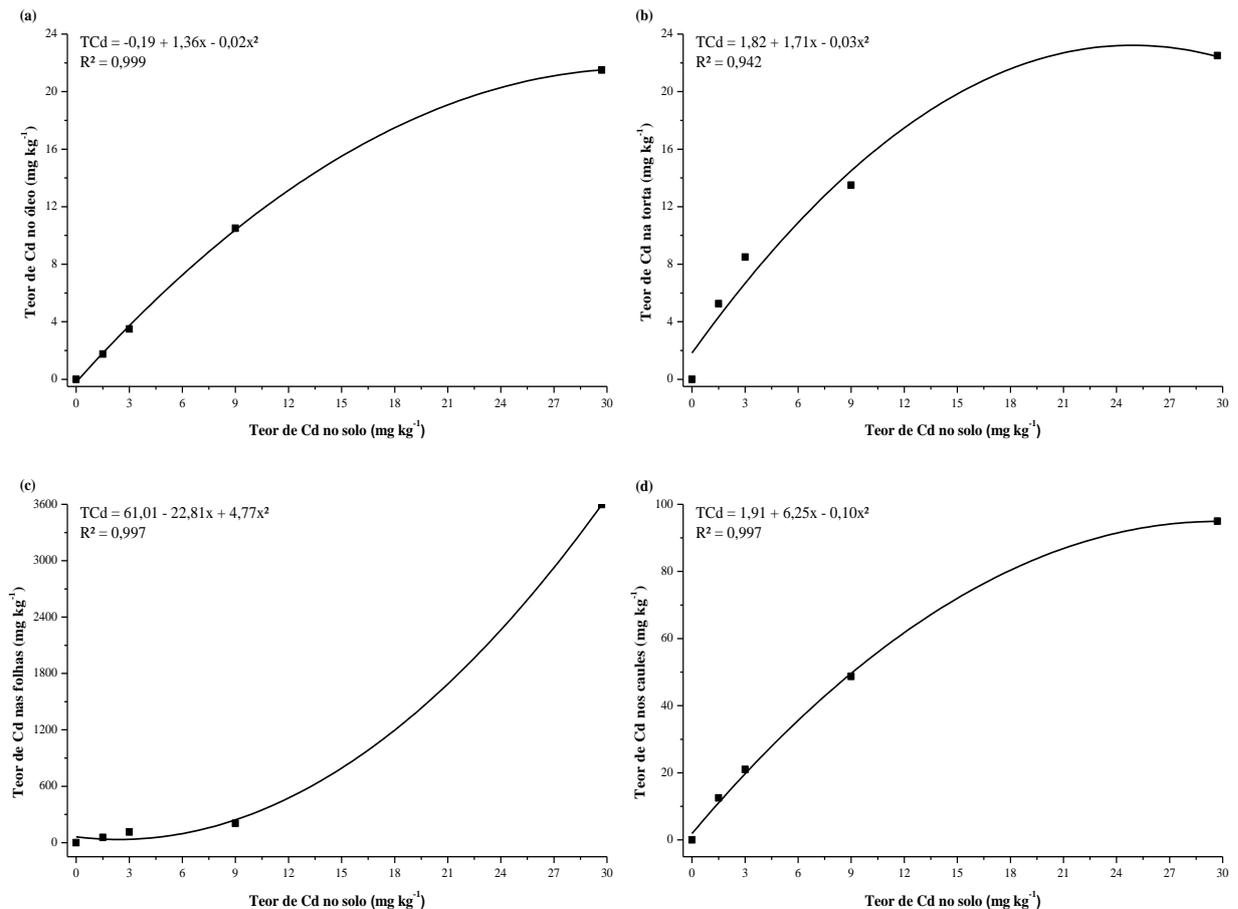


Figura 11: Teores de Cd no óleo (a), torta (b), folhas (c), caules (d) de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd

Resultados semelhantes foram obtidos por Zhang et al. (2014a; 2014b), que obtiveram altos índices de translocação para Cd em organismos vegetais, demonstrando a elevada dinâmica de deposição que este metal possui para órgãos e tecidos da parte aérea.

De acordo com Lu et al. (2008) a entrada de Cd nas plantas ocorre geralmente por via simplástica, devido principalmente a toxicidade que o metal exerce nas membranas, facilitando assim sua passagem nas células. Além disso, o Cd também possui sua mobilidade facilitada principalmente pela utilização de mecanismos transportadores como os canais de Ca e interações competitivas entre íons de Cd e Zn para a entrada nos sítios ativos transportadores de Zn (LU et al., 2008).

Quanto às raízes, foi detectada a presença de ambos os metais, onde para o Pb cabe salientar novamente que o metal foi detectado apenas nessa região da planta, tendo apresentado um comportamento linear, demonstrando a capacidade que esses tecidos possuem em acumular tal metal, enquanto que o acúmulo Cd nas raízes apresentou um comportamento cúbico, conforme ilustra a Figura 12.

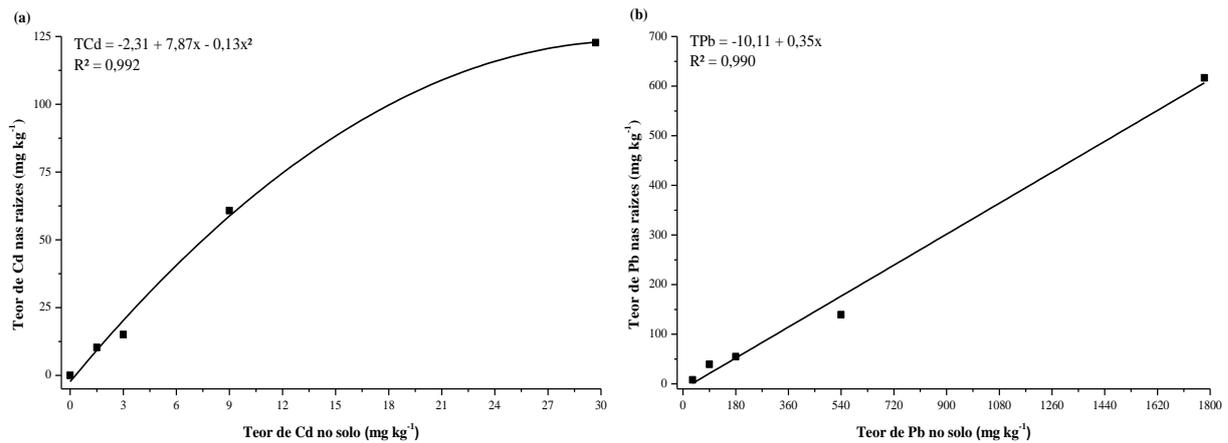


Figura 12: Teores de Cd (a) e Pb (b) nas raízes de plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com níveis dos respectivos metais

Existem diversos mecanismos vegetais desenvolvidos a fim de tolerar condições de estresses relacionadas ao solo, como metais tóxicos por exemplo. Esses mecanismos são principalmente desenvolvidos no meio radicular, uma vez que estes tecidos estão diretamente em contato com os contaminantes, sendo a principal via de entrada na planta (GHNAYA et al., 2005). Essas adaptações têm como finalidade aumentar a capacidade das raízes em acumular grandes quantidades de metais, sem efeito prejudicial sobre o crescimento ou gasto de energia, tais como de fixação em paredes pectocelulósicas, complexação com os ácidos orgânicos e sequestro nos vacúolos, justificando os valores encontrados neste trabalho (ALLOWAY, 2013).

A Figura 13 demonstra os valores de Cd acumulados pelos diversos tecidos das plantas de crambe cultivadas em solos contaminados com o respectivo metal, em que pode-se observar uma tendência de maiores acúmulos de Cd de acordo com o incremento do mesmo no solo. Resultados semelhantes foram obtidos por Farooq et al. (2013) e Zhang et al. (2014a) que também obtiveram elevados índices de translocação, demonstrando a mobilidade do metal em organismos vegetais.

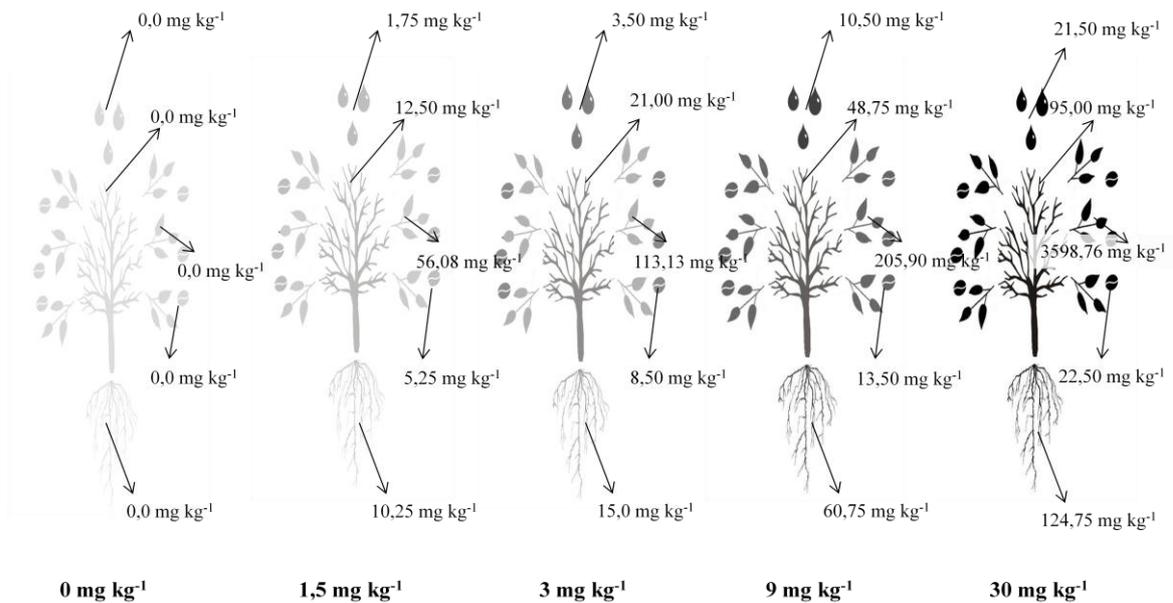


Figura 13: Teores de Cd nos tecidos das distintas partes vegetais de plantas de cramebe cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd

Essa mobilidade do metal pode ser demonstrada por meio dos índices de translocação obtidos, sendo 20,05 para parte aérea (folhas e caules) e 0,41 para os grãos (torta e óleo), esses valores ficam ainda mais claros ao considerarmos os teores foliares, em que as plantas cultivadas em solos com 30 mg de Cd por kg de solo acumularam mais de 3500 mg de Cd por kg de tecido vegetal. Essa dinâmica de deposição constitui no risco que o cultivo de plantas nesses solos representa, principalmente devido a elevada mobilidade do metal. Nacke et al. (2013) já destacaram a capacidade acumulativa de metais que as folhas possuem, em função principalmente da presença de vacúolos, sendo estes grandes organelas acumuladoras.

De acordo com Alloway (2013), a mobilidade do Cd nos tecidos ocorre principalmente em função da existência de complexos com amidas e fitoquelatinas que auxiliam na movimentação através dos vasos condutores, formando complexos de baixo peso molecular que distribuem o mesmo ao longo da planta.

A presença de Pb apenas nas raízes corrobora com os resultados obtidos por Pourrut et al. (2011), que apesar de constatarem a presença de Pb no solo, não evidenciaram sua translocação para a parte aérea de plantas de milho.

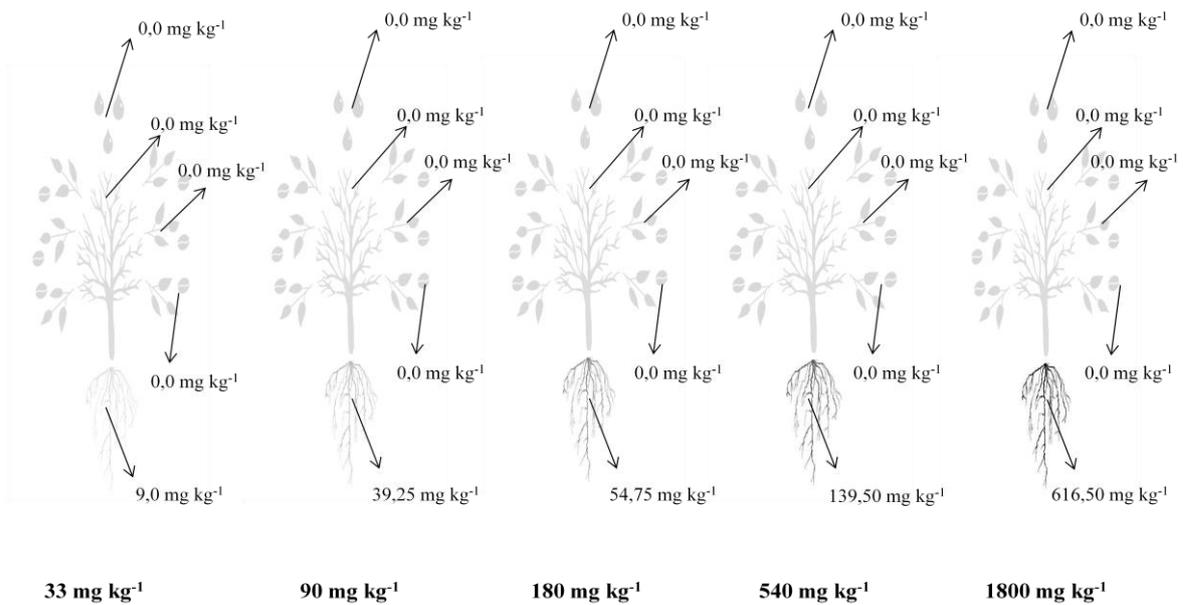


Figura 14: Teores de Pb nos tecidos das distintas partes vegetais de plantas de crame cultivadas em solos contaminados com níveis de Pb

A ausência de translocação para a parte aérea já foi relatada por Chaney (1980), que classificou o Pb como elemento que pode ser absorvidos pelas raízes, mas não translocados para a parte aérea em quantidades suficientes para causar risco de transferência na cadeia trófica, conforme resultado obtido neste trabalho.

Esse acúmulo nas raízes pode ser acentuado devido à existência de barreiras físicas e bloqueios, como as estrias de caspary e seletividade das membranas plasmáticas das células da endoderme existentes no meio radicular, que impedem a translocação do metal pra o restante da planta (LAMHAMDI et al. 2013).

Essa dinâmica do Pb em plantas de crame sinaliza a possibilidade de uso dessa cultura em áreas contaminadas para a extração do metal pelas raízes e possível uso secundário da torta do grão para a remediação de corpos hídricos contaminados com metais e agrotóxicos, uma vez que sua torta possui excelente capacidade remediadora para a adsorção destes contaminantes, atuando como adsorvente natural na remediação de águas contaminadas (GONÇALVES Jr. et al., 2013).

#### 4 CONCLUSÕES

A contaminação dos solos com Cd e Pb reduziu a fotossíntese, aumentou a respiração e interferiu negativamente na nutrição mineral e produtividade das plantas de crambe.

O Cd apresentou maior fitodisponibilidade quando comparado com o Pb, sendo encontrados em todas as partes das plantas de crambe a partir de  $1,5 \text{ mg kg}^{-1}$  de Cd no solo.

O Pb ficou retido apenas nas raízes, não sendo translocado para a parte aérea, podendo o produto desta ser comercializado ou utilizado sem a presença do contaminante.

## 5 REFERÊNCIAS

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soil and their bioavailability**. Springer, New York, 2013.

ALVES, J. C. et al. Absorção e distribuição de chumbo em plantas de vetiver, jureminha e algaroba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 32, p. 1329-1336, 2008.

AOAC - Association Of Official Analytical Chemists. **Official methods of analysis**. 19 ed. Gaithersburg, Maryland: AOAC, 2012.

ASADA, K. et al. Molecular mechanism for relaxation of and protection from light stress. IN: Saton, K.; Murata, N. (Eds.), **Stress responses of photosynthetic organisms**, Elsevier, Amsterdam, 1998, p. 37–52.

ATSDR - Agency for Toxic Substances And Disease Registry. **CERCLA priority list of hazardous substances**. Department of Public Health and Human Services, Atlanta, 2005.

BARCELÓ, J.; VÁZQUEZ, M. D.; POSCHENRIEDER, C. Cadmium-induced structural and ultrastructural changes in the vascular system of bush bean stems. **Bot Acta**, v. 101p. 254–261, 1988.

BHARDWAJ, P.; CHATURVEDI, A. K.; PRASAD, P. Effect of Enhanced Lead and Cadmium in soil on Physiological and Biochemical attributes of *Phaseolus vulgaris* L. **Nature and Science**, v. 7, n. 8, p. 63-75, 2009.

CDC - Centers for Disease Control and Prevention. **LEAD**. 2014. Disponível em <http://www.cdc.gov/niosh/topics/lead/>

CHANEY, R. L. Health risks associated with toxic metals in municipal sludge. In: BITTON, G. et al (Ed.). **Sludge health risks of land application**. Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1980, p. 59-83.

DENG, G. et al. Exposure to cadmium causes declines in growth and photosynthesis in the endangered aquatic fern (*Ceratopteris pteridoides*). **Aquatic Botany**, v. 112, p. 23–32, 2014.

DUONG, T. T. T.; LEE, B. Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. **Journal of Environmental Management**, vol.92, n.3, 2011.

EAPEN, S.; D'SOUZA, S. F. Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals. **Biotechnology Advances**, v. 23, n. 1, p. 97-114, 2005.

EKMEKÇIA, Y.; TANYOLAÇB, D.; AYHANA, B. Effects of cadmium on antioxidant enzyme and photosynthetic activities in leaves of two maize cultivars. **J. Plant Physiol.**, v. 165, p. 600–611, 2008.

FAROOQ, M. A. et al. Alleviation of cadmium toxicity by silicon is related to elevated photosynthesis, antioxidant enzymes; suppressed cadmium uptake and oxidative stress in cotton. **Ecotoxicol Environ Saf**, v. 96, p. 242-249, 2013.

FENG, J. et al. Silicon supplementation ameliorated the inhibition of photosynthesis and nitrate metabolism by cadmium (Cd) toxicity in *Cucumis sativus* L. **Scientia Horticulturae**, v.123, n. 4,p. 521–530, 2010.

GARRIDO, M. D.; FRIAS,I.; DIAZ, C.; HARDISSON, A. Concentrations of metals in vegetable edible oils. **Food Chemistry**, v. 511, p. 237-243,1994.

GHNAYA, T. et al. Cadmium effects on growth and mineral nutrition of two halophytes: *Sesuvium portulacastrum* and *Mesembryanthemum crystallinum*. **Journal of Plant Physiology**, v. 162, p. 1133-1140, 2005.

GILL, S. S.; KHAN, N. A.; TUTEJA, N. Cadmium at high dose perturbs growth, photosynthesis and nitrogen metabolism while at low dose it up regulates sulfur assimilation and antioxidant machinery in garden cress (*Lepidium sativum* L.). **Plant Science**, v. 182, p. 112–120, 2012.

GONÇALVES Jr, A. C. et al. The use of *Crambe abyssinica* seeds as adsorbent in the removal of metals from waters. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.3, p.306–311, 2013.

GONÇALVES Jr., A. C. et al. Heavy Metal Contamination in Brazilian Agricultural Soils due to Application of Fertilizers. In: HERNANDEZ-SORIANO, M. C. (Ed.). **Environmental Risk Assessment of Soil Contamination**. Ed. Intech Open, 2014. p. 105-135

GUILHERME, L. R. G., et al. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. In: TORRADO-VIDAL, P. et al. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.4. p.345-390, 2005.

GUIMARÃES M. A. et al. Toxicidade e tolerância ao cádmio em plantas. **Revista Trópica – Ciências Agrárias e Biológicas**, v. 1, n. 3, p. 58-68, 2008.

GUSMAN, G. S. et al. Mineral nutrition and enzymatic adaptation induced by arsenate and arsenite exposure in lettuce plants. **Plant Physiology and Biotechnology**, v. 71, p. 307–314, 2013.

JASPER, P. A. et al. Energy analysis of crambe crop (*Crambe abyssinica* Hochst) produced in no tillage. **Engenharia Agrícola**, v. 30, p. 395-403, 2010.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils**. 3 ed. Boca Raton, London, New York, CRC Press, 2001. 413 p.

LAMHAMDI, M. et al. Effect of lead stress on mineral content and growth of wheat (*Triticum aestivum*) and spinach (*Spinacia oleracea*) seedlings. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 20, p. 29-36, 2013.

- LI, T. et al. Rhizosphere characteristics of zinc hyperaccumulator *Sedum alfredii* involved in zinc accumulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, p. 818–823, 2011.
- LU, L. L. et al. Enhance root-to-shoot translocation of cadmium in the hyperaccumulating ecotype of *Sedum alfredii*. **Journal Experience Botanic**, v. 59, p. 3203–3213, 2008.
- MORSCH, V. M. et al. Effects of cadmium, lead, mercury and zinc on  $\delta$ -aminolevulinic acid dehydratase activity from radish leaves. **Biology Plantarum**, v. 45, p. 85–89, 2002.
- NACKE, H. et al. Availability os heavy metals (Cd, Pb and Cr) in agriculture from commercial fertilizers. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 64, p. 537-544, 2013.
- PIRES, J. L. F. **Cultivo de trigo**. Sistemas de Produção Embrapa, 2014.
- PITOL, C.; BROCH, D. L.; ROSCOE, R. **Tecnologia e produção: Crambe**. Maracaju: Fundação MS, 2010. 60 p.
- POURRUT, B. et al. Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. **Revision Environmental Contamination Toxicology**, v. 213, p. 113–136, 2011.
- ROSA, H. A. et al. Biodiesel produced from crambe oil in Brazil—A study of performance and emissions in a diesel cycle engine generator. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.38, p. 651–655, 2014.
- ROSOLEN, C. A.; STEINER, F. Adubação potássica para o crambe. **Bioscience Journal**, v. 30, n. 1, p. 140-146, 2014.
- RUBIO, F. et al. Removal of cadmium from water using by-product *Crambe abyssinica* Hochst seeds as biosorbent material. **Water Science and Technology**, v. 68, p. 227-33, 2013.
- SANTOS, H. G. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3 Ed., Brasília, DF : Embrapa, 2013. 353 p.
- SARWAR, N. et al. Role of mineral nutrition in minimizing cadmium accumulation by plants. **Journal Science Food Agriculture**, v. 90, p. 925–937, 2010.
- SESSITSCH, A. et al. The role of plant-associated bacteria in the mobilization and phytoextraction of trace elements in contaminated soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 60, p. 182-194, 2013.
- SILVA, M. L. S.; VITTI, G. C.; TREVIZAM, A. R. Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 4, p. 527-535, 2007.
- SILVA, T. R .B.; REIS, A. C. S.; MACIEL, C. D. G. Relationship between chlorophyll meter readings and total N in crambe leaves as affected by nitrogen topdressing. **Industrial Crops and Products**, v. 39, p. 135–138, 2012.

- SOUZA, V. et al. Alternatives for remediation and decontamination of soils from Brazil. **African Journal of Agriculture Research**, v.9, n. 43, p. 3197-3204, 2014.
- TAIZ, L.; ZIEGER, E. **Plant physiology**. Sinauer, Sunderland, 2013, 792 p.
- TIAN, S. et al. Calcium protects roots of *Sedum alfredii* H. against cadmium-induced oxidative stress. **Chemosphere**, v. 84, p. 63–69, 2011.
- TREVIZAM, A. R. et al. Aplicação de fósforo para imobilização química do cádmio em solo contaminado. **Química Nova**, v. 33, p. 1235-1241, 2010.
- WANG, C. et al. Effects of Pb stress on nutrient uptake and secondary metabolism in submerged macrophyte *Vallisneria natans*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, n. 5, p. 1297–1303, 2011.
- ZHANG, X. F.; GAO, B.; XIA, H. Effect of cadmium on growth, photosynthesis, mineral nutrition and metal accumulation of bana grass and vetiver grass. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 106, p. 102–108, 2014a.
- ZHANG, X. F. et al. Identification of a new potential Cd-hyperaccumulator *Solanum photeinocarpum* by soil seed bank-metal concentration gradient method. **J. Hazard. Mater.**, v. 189, p. 414–419, 2011.
- ZHANG, X. F. et al. Effect of cadmium on growth, photosynthesis, mineral nutrition and metal accumulation of an energy crop, king grass (*P. americanum* × *P. purpureum*). **Biomass and Bioenergy**, v. 67, p. 179-187, 2014b.

## **CAPÍTULO III – DESENVOLVIMENTO E NUTRIÇÃO MINERAL DE PLANTAS DE TRIGO CULTIVADAS EM SOLOS CONTAMINADOS POR Cd E Pb**

### **RESUMO**

O objetivo deste trabalho foi avaliar a viabilidade de cultivo e o desenvolvimento de plantas de trigo em solos contaminados com Cd e Pb em níveis. Para isso, foram realizados dois experimentos simultaneamente, sendo um para cada metal, onde os solos foram contaminados em cinco doses baseadas nos valores de investigação (VI) da resolução N° 420 do CONAMA (dose 1 - valor preexistente no solo; dose 2 - metade do VI; dose 3 - o VI; dose 4 - três vezes o VI e dose 5 – dez vezes o VI) resultando em 0; 1,5; 3; 9 e 30 mg kg<sup>-1</sup> para Cd e 33; 90; 180; 540 e 1800 mg kg<sup>-1</sup> para Pb previamente à sementeira. Foram avaliados o desenvolvimento das plantas, trocas gasosas, composição nutricional, componentes da produção e fitodisponibilidade dos metais. De acordo com os resultados, a contaminação por Cd e Pb não interfere nas trocas gasosas, porém afeta negativamente o desenvolvimento, nutrição mineral, sistema radicular e produtividade das plantas de trigo. Nos tecidos vegetais, o Pb mostrou-se menos móvel que o Cd, sendo acumulado em menores concentrações relativas, porém a partir dos VI's, ambos os metais foram encontrados em toda a planta. O cultivo de trigo em solos com Cd não se mostrou uma prática recomendada, porém em solos contaminados com até 180 mg kg<sup>-1</sup> de Pb, apesar de resultados aceitáveis, necessita-se de maiores estudos para ser considerado como alternativa de produção.

**Palavras-chave:** contaminação de solos, fitodisponibilidade, *Triticum aestivum*, cádmio, chumbo.

## ABSTRACT

The aim of this paper was to evaluate the viability of cultivation and development of wheat plants in contaminated soils with levels of Cd and Pb. For this, it was conducted two experiments simultaneously, one for each metal. The soil was contaminated in five doses based in the investigation values from Resolution no. 420 of the Brazilian National Council of the Environment, being 0; 1.5; 3; 9 and 30 mg dm<sup>-3</sup> of dry soil to Cd and 33; 90; 180; 540 and 1800 mg dm<sup>-3</sup> of dry soil to Pb. It was evaluated the development of the plants, gas exchanges, nutritional composition, compounds of the production and phytoavailability of the metals. According with the results, the contamination by Cd and Pb do not interfere in the gas exchanges, but affects negatively the development, mineral nutrition, and productivity of the wheat plants. In the plant tissues, Pb presented less mobility than Cd, being accumulated in lower relative concentrations. From the investigation value on, both metals were present all across the plant. The cultivation of wheat in soils with Cd showed to be a non-recommended practice. Soils with maximum 180 mg kg<sup>-1</sup> of Pb, despite the acceptable results, need more studies to be considered a production alternative.

**Key-words:** soils contamination, phytoavailability, *Triticum aestivum*, cadmiun, lead

## 1 INTRODUÇÃO

Os elementos químicos anteriormente conhecidos como metais pesados são caracterizados pela presença em pequenas concentrações no ambiente e nos seres vivos, justificando assim sua atual terminologia “elemento traço”. Porém, para definir um elemento como “metal pesado” ou “elemento traço”, deve-se levar em conta características como densidade, massa e número atômico, bem como definições relacionadas à toxicidade dos elementos, justificando assim o conflito quanto a sua terminologia (DUFFUS, 2002).

Alguns metais são considerados essenciais do ponto de vista biológico, enquanto outros não possuem caráter de necessidade, podendo até serem considerados como prejudiciais (ALLOWAY, 1990). Dentre estes metais prejudiciais ou tóxicos, o cádmio (Cd) e chumbo (Pb) enquadram-se entre os elementos de maiores riscos ao ambiente e a saúde humana, em virtude da alta toxicidade para seres humanos, animais e plantas, mesmo em doses consideradas baixas, sendo altamente reativos, não degradáveis e bioacumulativos (SOUZA et al.; 2014). De acordo com Wang et al. (2011) os principais responsáveis pela emissão de Cd e Pb para o ambientes urbanos são a queima de combustíveis fósseis (como carvão e petróleo) e incinerações de lixo doméstico e plásticos.

Em áreas agrícolas por sua vez, a contaminação dos solos ocorre principalmente de forma direta por meio do uso de fertilizantes que possuem esses metais em suas composições (NACKE et al., 2013). Dentre os macronutrientes, o fosfato apresenta os maiores índices de metais tóxicos, e entre os micronutrientes, a presença destes se deve ao alto custo das fontes naturais de minérios, incentivando o uso de resíduos industriais contendo Cd e Pb como matéria-prima para esses insumos (NACKE et al., 2013; GONÇALVES Jr. et al., 2014).

De acordo com Souza et al. (2014), alguns países já despertaram a atenção sobre esses aspectos, elaborando limites máximos permitidos de metais no solo, como a União Européia, Estados Unidos, Alemanha entre outros. No Brasil a atual legislação relacionada à contaminação de solos é a resolução N° 420 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2009), que visa estabelecer critérios e valores que orientem a qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas. Contudo, as atuais práticas controladoras e a legislação vigente ainda não apresentam eficiência no controle de contaminantes e acidentes ambientais, sendo comum a ocorrência destes. Isso torna-se preocupante pelo fato de que a inexistência de mudanças drásticas nestes segmentos, fato já relatado por Rodella e Gabe no ano de 1999 por meio de um estudo de caso testando

fertilizantes e corretivos de solos, tendendo a elevar os níveis de contaminação de áreas contaminadas nos próximos anos (RODELLA e GABE, 1999; GONÇALVES Jr. et al., 2014).

Estando estes metais presentes na solução do solo, eles podem ser absorvidos, se tornando problema para o cultivo de plantas, podendo ficar retidos nas raízes ou serem translocados para parte aérea e grãos, ocorrendo a bioacumulação e até mesmo a biomagnificação (SILVA et al., 2007; BASILE et al., 2012).

Além do acúmulo nos tecidos, a absorção de metais pelas plantas pode acarretar alterações em processos vitais das plantas, podendo ser manifestada em três níveis, por absorção (transporte e acumulação), por mecanismos primários (ao nível molecular e celular), como por meio de mecanismos secundários (interferências nos processos funcionais das plantas), refletindo em processos como mitose, absorção de água, distúrbios nutricionais, permeabilidade das membranas celulares além da inibição da respiração e modificação no estado hormonal, além de redução no desenvolvimento (BARCELÓ et al., 1988; KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001; SHARMA e DUBEY, 2005).

De acordo com Sarti et al. (2011), essa preocupação quanto a absorção de metais pelas plantas é justificada devido a elas constituírem uma das principais fontes alimentícias. Neste aspecto o cultivo de trigo (*Triticum aestivum* L.) representa a produção de um componente básico da alimentação mundial, uma vez que este cereal possui grande espaço nas mesas da população, sendo necessário compreender seu desempenho nessas áreas (XUE ALLEN et al., 2012).

Sendo assim, este trabalho teve como objetivo avaliar a viabilidade de cultivo e o desenvolvimento de plantas de trigo em solos contaminados com os metais Cd e Pb em níveis de contaminação.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

Dois experimentos foram conduzidos simultaneamente em casa de vegetação pertencente à Universidade Estadual do Oeste do Paraná, localizada em longitude 54° 22' W, latitude 24° 46' S e altitude de 420 metros.

As plantas de trigo foram cultivadas em vasos de 8 dm<sup>-3</sup> preenchidos com Latossolo Vermelho Eutroférico (LVe) de textura argilosa (argila = 578,00; silte = 348,58 e areia = 73,42 g kg<sup>-1</sup>) e teores preexistentes de Cd e Pb de <0,005 33,0 mg kg<sup>-1</sup> respectivamente, porém cabe salientar que os valores indicados não significam que não existe Cd no solo, e sim que estão abaixo do limite de detecção do método utilizado (FAAS) (0,005 mg kg<sup>-1</sup>).

Sessenta dias antes da semeadura foi realizada a calagem e a adubação do solo, aplicando-se a quantidade correspondente a 0,92 Mg ha<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub> para atingir uma saturação por bases (V%) de 60%, 80 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O na forma de cloreto de potássio (KCl), 90 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> na forma de super fosfato triplo (SFT) e para adubação nitrogenada foram realizadas duas aplicações, sendo uma na semeadura e outra em cobertura no início do perfilhamento, disponibilizando 30 e 90 kg ha<sup>-1</sup> de nitrogênio (N) respectivamente na forma de uréia, conforme Pires (2014).

O delineamento experimental utilizado para cada experimento foi o de blocos casualizados (DBC), com cinco diferentes doses e quatro repetições, sendo cada vaso uma unidade experimental. A contaminação dos solos foi realizada a partir da adição de soluções metálicas preparadas com os sais de Cd [cloreto de cádmio monohidratado P.A. (CdCl<sub>2</sub>H<sub>2</sub>O)] e Pb [cloreto de chumbo II anidro P.A. (PbCl<sub>2</sub>)], sendo as doses baseadas nos valores de investigação (VI) específicos para áreas agrícolas da resolução N° 420 do CONAMA (BRASIL, 2009) (dose 1 - valor preexistente no solo; dose 2 - metade do VI; dose 3 - VI; dose 4 - três vezes o VI e dose 5 – dez vezes o VI), resultando em 0; 1,5; 3; 9 e 30 mg kg<sup>-1</sup> de solo seco para Cd e 33; 90; 180; 540 e 1800 mg kg<sup>-1</sup> de solo seco para o Pb.

As concentrações dos metais nos solos foram alteradas aplicando-se 250 mL de soluções homogeneizadas contendo os metais (na forma de CdCl<sub>2</sub>H<sub>2</sub>O e PbCl<sub>2</sub>), onde nas doses de valores preexistentes foram adicionadas apenas água destilada. Após secos, os solos foram homogeneizados e irrigados com água destilada até 60% da capacidade de retenção de água e incubados por 30 dias (TREVIZAM et al., 2010). Ao final do período de incubação, foram semeadas seis sementes de trigo da cultivar CD150<sup>®</sup> por vaso, sendo realizado o desbaste logo após a emergência, mantendo três plantas por vaso.

No estágio fenológico 7 (segundo nó do colmo já formado) (LARGE, 1954) [(24 dias após a emergência (DAE)], foi realizado o controle de pragas por meio da aplicação de lufenuron (5 g i.a. ha<sup>-1</sup>). Além disso, realizou-se o controle de doenças fúngicas no estágio 10.5.4 (final do florescimento) (79 DAE) com a aplicação de trifloxistrobina + tebuconazol (75 + 150 g i.a. ha<sup>-1</sup>), também foram analisadas a altura do dossel e o número de perfilhos por planta em intervalos de 14 dias, a fim de elaborar uma curva de desenvolvimento das plantas com base nestes parâmetros biométricos.

O índice de clorofila foi estimado no estágio fenológico 10.5.2 (florescimento na parte apical da espiga) (69 DAE) por meio do uso do medidor portátil de SPAD-502 (Minolta). As determinações de trocas gasosas foram realizadas nos estádios 10 (emissão da folha bandeira) (38 DAE) e 10.5.4 (final do florescimento) (79 DAE), com o equipamento IRGA LI-6400XT (Licor Inc. Lincoln, NE), sendo analisada a folha bandeira de cada planta. O fluxo de fótons fotossinteticamente ativos médio durante as determinações das trocas gasosas foram de 1200  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  e a concentração média de CO<sub>2</sub> ambiente foi de 400  $\mu\text{mol mol}^{-1}$ , sempre no período da manhã (08h00 as 10h00), sendo determinadas as variáveis: *A* – Taxa de assimilação líquida de CO<sub>2</sub> ( $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ); *E* – Taxa de transpiração ( $\text{mmol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ); *g<sub>s</sub>* – Condutância estomática ( $\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ); além da eficiência no uso da água (*WUE*) = *A/E*.

Para as análises nutricionais dos tecidos foliares durante o desenvolvimento, foram realizadas as coletas da primeira até a quarta folha a contar do ápice durante o início do florescimento (MALAVOLTA et al., 1997), sendo determinados os teores de N, fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), cobre (Cu), ferro (Fe), zinco (Zn), manganês (Mn), Cd e Pb.

Para tanto, as amostras dos tecidos vegetais foram submetidas à digestão sulfúrica para a determinação de N e nitroperclórica para os demais elementos, conforme metodologia descrita pela Associação Oficial de Química Analítica (AOAC, 2012), sendo os teores de P determinados por espectroscopia Visível e os demais por espectrometria de absorção atômica modo chama (FAAS). Os teores de nitrogênio nos tecidos foram determinados pelo método Kjeldahl (AOAC, 2012).

Ao final do ciclo (119 DAE) as plantas foram retiradas e separadas em parte aérea, raízes e partes reprodutivas, para mensuração do número de espiga por planta (NEP), comprimento de espiga (CE), número de espiguetas por espiga (NEE), número de grãos por espigas (NGE), volume das raízes (VR), massa seca da parte aérea (MSPA), massa seca das raízes (MSR), massa de 1000 grãos (M1000) e produtividade (PROD), o volume das raízes foi determinado pelo método de deslocamento da proveta, utilizando na proveta uma solução

de água e álcool (9:1) a fim de evitar a tensão superficial da solução, as fitomassas secas foram quantificadas em balança analítica após secagem em estufa com circulação de ar forçada por sete dias a 65°C, e a produtividade foi corrigida para umidade de 13%.

Posteriormente, as plantas foram novamente seccionadas, desta vez em folhas, colmos, raízes e grãos para a determinação de Cd e Pb nas respectivas partes vegetais conforme metodologia descrita anteriormente. Com base nesses valores foram determinados os índices de translocação para parte aérea e grãos, conforme Equações 1 e 2 respectivamente (ZHANG et al., 2014)

$$IT = \frac{CPA}{CSR} \quad (1) \quad IT = \frac{CG}{CSR} \quad (2)$$

Em que: IT = índice de translocação; CPA = concentração do metal na parte aérea (mg kg<sup>-1</sup>); CSR = concentração do metal no sistema radicular (mg kg<sup>-1</sup>) e CG = concentração do metal nos grãos (mg kg<sup>-1</sup>)

Depois de tabulados, os dados foram submetidos à análise de variância com o auxílio do programa estatístico SISVAR (FERREIRA, 2011). No caso de diferenciação entre as doses dos metais foram elaboradas curvas de regressão com o programa Origin 8.0.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao analisarmos o desenvolvimento das plantas de trigo cultivadas em solos contaminados (Figura 1), pode-se salientar que apesar dos diversos mecanismos de tolerância e sobrevivência que a planta possui para estes casos (TAIZ e ZIEGER, 2013), a toxicidade pelos metais nas doses trabalhadas não interfere na duração dos estádios fenológicos. O fato de todo o experimento ter uma maturação uniforme contribuiu para essa conclusão.

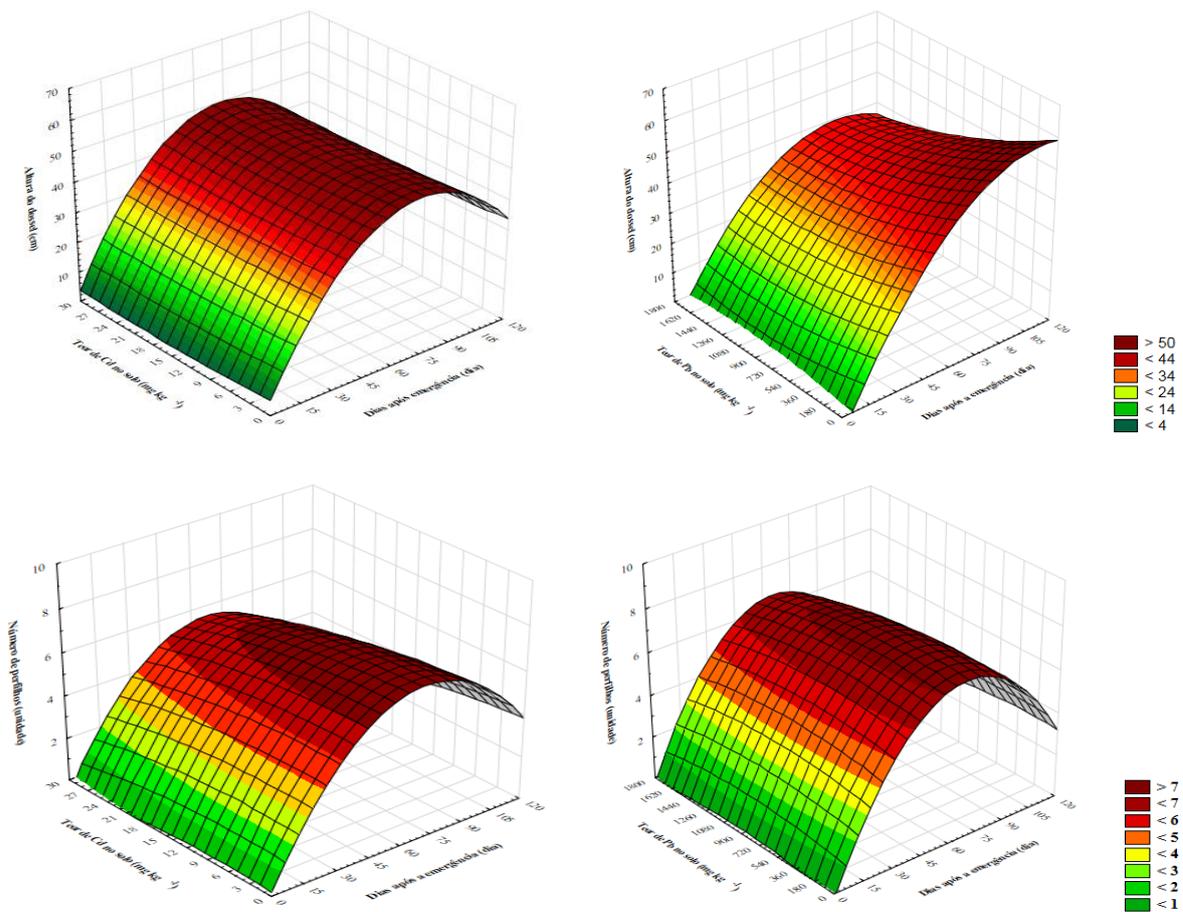


Figura 1: Desenvolvimento de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd [(a) altura e (c) número de perfilhos] e Pb [(b) altura e (d) número de perfilhos]

Quanto às diferenças entre altura do dossel e número de perfilhos dos tratamentos, visualiza-se os menores valores para os solos contaminados com as maiores doses dos metais, onde nos pontos de maior desenvolvimento, ocorrendo diferenças próximas aos 5,0 e 6,5 cm de altura para Cd e Pb respectivamente e de 3 perfilhos para ambos os metais com as plantas cultivadas na ausência de contaminação.

Para a variável altura, nos solos com Cd as plantas cultivadas até o VI da resolução N° 420 do CONAMA ( $3 \text{ mg kg}^{-1}$ ) apresentaram as melhores médias, enquanto as plantas

cultivadas no maior nível de contaminação apresentaram o pior desempenho. Já para os solos com Pb, apenas as plantas cultivadas em solos ausentes de contaminação ( $33 \text{ mg kg}^{-1}$ ) apresentaram as melhores médias. Para as variáveis de número de perfilhos para as plantas cultivadas em solos com Cd e Pb apenas a dose 5 ( $30,0$  e  $1800,0 \text{ mg kg}^{-1}$  respectivamente) apresentou as piores médias, se diferenciando dos demais.

Estas diferenças se devem muito provavelmente em função da toxicidade destes metais. Parra et al. (2014) encontraram resultados que demonstram a influência negativa destes metais no desenvolvimento de plantas do gênero *Laminaceae*, em função das propriedades tóxicas e deletérias destes, como menor desenvolvimento e nutrição mineral reduzida, corroborando com os resultados obtidos neste experimento.

Quanto aos resultados da análise de variância para os parâmetros relacionados ao índice de clorofila (SPAD) e às trocas gasosas (Tabela 1) mostram que não ocorreram diferenças significativas ( $P > 0,05$ ), independente da fonte de variação no qual as plantas foram submetidas, demonstrando que a presença de Cd e Pb no solo, não alteram as trocas gasosas nas folhas de trigo nas condições deste trabalho. Salienta-se que a ausência de diferenças significativas deve-se muito em função da manutenção da atividade fotossintética por unidade de área foliar, uma vez que a redução do acúmulo de fotoassimilados na planta em função da fotossíntese em um aspecto geral foi visível devido ao decréscimo em altura e número de perfilhos, provavelmente refletindo em uma menor área fotossinteticamente ativa e consequentemente menor acúmulo de fotoassimilados para o desenvolvimento das plantas.

Tabela 1: Resumo da análise de variância dos parâmetros referentes a trocas gasosas de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb, com a médias dos tratamentos e seus respectivos valores de F

F.V.	Clorofila (SPAD)	Vegetativo (emissão da folha bandeira)				Reprodutivo (final do florescimento)			
		A	gs	E	WUE	A	gs	E	QUE
Cd									
Dose (mg kg <sup>-1</sup> )									
0,0	54,97	22,52	0,563	4,72	5,08	19,32	0,485	4,80	4,08
1,5	58,82	20,71	0,648	5,10	4,10	18,04	0,467	4,67	3,80
3,0	54,34	21,83	0,553	4,70	4,74	17,38	0,484	4,22	3,86
9,0	57,05	20,26	0,575	4,94	4,14	18,20	0,512	4,91	3,69
30,0	58,32	20,11	0,501	4,77	4,28	17,57	0,464	4,09	4,16
F <sub>dose</sub>	1,28 <sup>ns</sup>	1,03 <sup>ns</sup>	0,43 <sup>ns</sup>	0,25 <sup>ns</sup>	1,02 <sup>ns</sup>	0,49 <sup>ns</sup>	0,251 <sup>ns</sup>	0,92 <sup>ns</sup>	0,381 <sup>ns</sup>
CV (%)	6,18	9,82	26,64	13,29	18,87	11,93	15,80	16,72	16,10
Pb									
33,0	55,41	22,28	0,607	4,92	4,77	18,97	0,508	4,88	3,93
90,0	56,90	21,69	0,633	5,06	4,34	17,91	0,482	4,64	3,85
180,0	55,11	21,07	0,610	4,98	4,33	17,31	0,471	4,79	3,35
540,0	56,27	20,53	0,583	4,89	4,25	17,73	0,480	4,26	4,08
1800,0	57,50	19,98	0,485	4,90	4,32	17,78	0,442	4,45	3,87
F <sub>dose</sub>	0,844 <sup>ns</sup>	1,64 <sup>ns</sup>	1,556 <sup>ns</sup>	0,542 <sup>ns</sup>	0,848 <sup>ns</sup>	0,938 <sup>ns</sup>	0,834 <sup>ns</sup>	0,695 <sup>ns</sup>	1,343 <sup>ns</sup>
CV (%)	5,46	9,53	22,42	10,51	14,52	10,08	15,11	18,69	17,48

F.V. (fonte de variação). A – Taxa de assimilação líquida de CO<sub>2</sub> ( $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ); gs – Condutância estomática ( $\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ); E – Taxa de transpiração ( $\mu\text{mol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ); WUE - eficiência no uso da água (A/E). ns - não significativo a 5% pelo teste de Fisher, C.V. (coeficiente de variação)

Esses resultados divergem dos obtidos por Sessitsch et al. (2013), onde concluem que a presença de metais reduz os teores de pigmentos e as trocas gasosas. Porém, de acordo com Li et al. (2012) que trabalhando com diferentes doses de Cd não verificaram decréscimo nestes parâmetros em plantas de arroz, existindo uma estreita relação entre os teores de clorofila, a abertura estomática e os valores de trocas gasosas, fato observado nesse trabalho.

Zhang et al. (2014) concluíram que o Cd além de não reduzir a capacidade máxima fotossintética das plantas, pode até mesmo melhorar essas condições, atuando diretamente no

ponto de saturação luminosa, auxiliando as plantas a melhorar a eficiência do uso da luz em alta luminosidade.

A ausência de efeito nos teores de Ca, Mg, N e P ao longo dos níveis de contaminação também contribuiu para a manutenção das atividades fotossintéticas, sendo que esses elementos estão estreitamente relacionados com estes parâmetros (TAIZ e ZIEGER, 2013). Para os mesmos autores, essa redução não foi visualizada devido a manutenção da relação entre os teores e o desenvolvimento da planta, onde as plantas de menor desenvolvimento acumularam menores teores de fotoassimilados, porém a redistribuição destes aconteceu para uma menor quantidade de tecidos, não influenciando assim nas trocas gasosas.

Apesar de não influenciar nas trocas gasosas, o cultivo em solos contaminados por Cd e Pb alterou os teores foliares dos macronutrientes durante o florescimento (Tabela 2), onde não foram evidenciadas diferenças significativas para os teores de N, P e Mg. Pode-se observar diferenças significativas entre as plantas contaminadas com Cd para K, enquanto que para as plantas cultivadas em solos contaminados com Pb, tanto o K quanto o Ca apresentaram diferenças significativas de acordo com os níveis de exposição, demonstrando que o aumento das doses dos metais no solo influencia diretamente em seus teores foliares.

Tabela 2: Resumo da análise de variância dos teores foliares dos macronutrientes em plantas de trigo durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb

F.V.	Quadrados médios				
	N	P	K	Ca	Mg
Cd					
Dose	6,42 <sup>ns</sup>	0,33 <sup>ns</sup>	55,44 <sup>**</sup>	0,65 <sup>ns</sup>	0,06 <sup>ns</sup>
Resíduo	5,71	0,21	5,22	1,51	0,06
C.V. (%)	6,50	10,36	5,34	10,74	9,36
Pb					
Dose	36,02 <sup>ns</sup>	0,11 <sup>ns</sup>	57,60 <sup>*</sup>	11,67 <sup>**</sup>	0,02 <sup>ns</sup>
Resíduo	69,69	0,20	7,91	1,06	0,04
C.V. (%)	18,60	9,29	9,45	8,77	7,64

F.V. (fonte de variação), \*\*significativo a 1% de probabilidade pelo teste de Fisher, \*significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Fisher, ns - não significativo a 5% pelo teste de Fischer, C.V. (coeficiente de variação)

Com relação a essa redução nos teores foliares de K, a Figura 2 representa o efeito que das doses de Cd (2a) e Pb (2b) no acúmulo foliar do nutriente, ocorrendo uma redução linear nos teores caracterizada pelo antagonismo existente entre o Cd e o Pb com o K, demonstrando

uma alta interferência dos metais nesse parâmetro, onde até mesmo na metade da dose permitida pela legislação brasileira (Nº 420 CONAMA) o acúmulo foliar de K é comprometido, corroborando com os resultados obtidos por Ghnaya et al. (2005) e Wang et al. (2011) que encontraram comportamento semelhante ao analisar o teor foliar de K em plantas halófitas cultivadas em ambientes contaminados por metais.

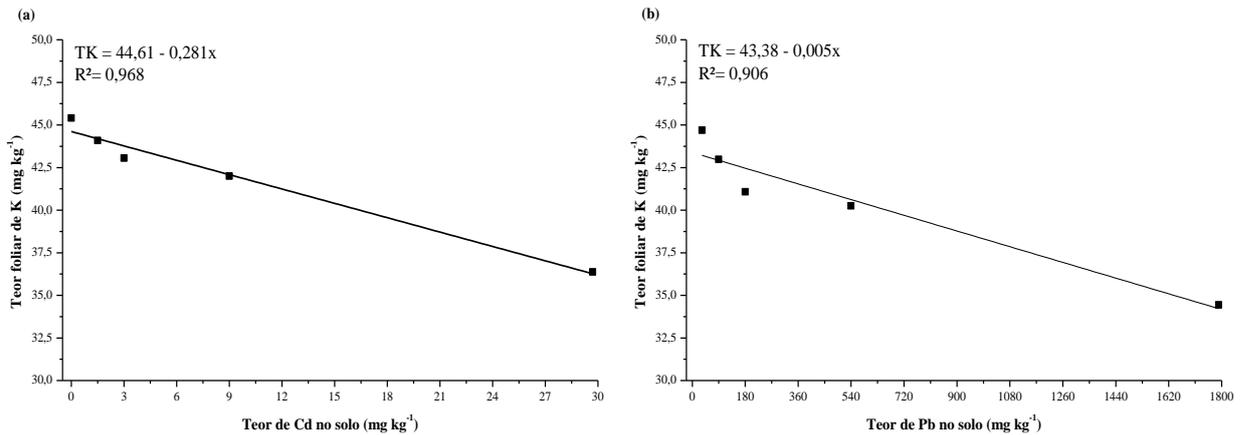


Figura 2: Teores foliares de K em plantas de trigo durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (a) e Pb (b)

Essa redução nos teores foliares de K, pode ser justificada pela ação que os metais tóxicos, principalmente o Cd e Pb, exercem no complexo de ATP, reduzindo a disponibilidade de energia e alterando a eficiência do funcionamento dos sistemas de transporte das membranas. Com isso, essa restrição pode reduzir a absorção de K pelas plantas submetidas ao estresse por metais (GHNAYA et al., 2005). Além disso, a redução na translocação desse elemento pode ser atribuída também à alteração no sistema vascular e redução no número e diâmetro dos vasos do xilema (BARCELÓ et al., 1988), acentuando ainda mais os efeitos de toxicidade do metal (WANG et al., 2011).

As alterações nos sistemas transportadores das plantas de trigo também afetam os elementos considerados de menor mobilidade na planta, tendo como exemplo o Ca (BARCELÓ et al., 1988), a Figura 3 ilustra o efeito que as doses de Pb exercem sobre os teores foliares de Ca em plantas de trigo durante o desenvolvimento, sendo estes fortemente influenciados pelos teores de Pb no solo, possuindo um elevado decréscimo até três vezes a dose permitida pela legislação nacional (540 mg kg<sup>-1</sup>), tendo posteriormente uma estabilidade nos teores.

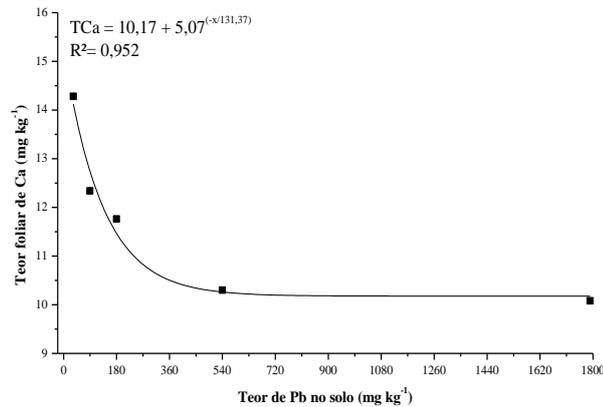


Figura 3: Teores foliares de Ca em plantas de trigo durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Pb

A redução dos teores de Ca nas plantas cultivadas em solos com Pb pode ser justificada pelo efeito que este metal demonstra na fisiologia da planta, reduzindo significativamente seu crescimento e metabolismo e, conseqüentemente, acentuando a deficiência de elementos como o Ca (BARCELÓ et al., 1988). Além disso, de acordo com Gusman et al. (2013), essa redução nos teores foliares de Ca podem ser justificados pela função de complexante que este elemento possui em metais tóxicos no sistema radicular, isto, aliado a sua baixa mobilidade natural refletiram nos decréscimos encontrados neste trabalho.

De acordo com os dados da Tabela 3, percebe-se no resumo da análise de variância os efeitos dos níveis de contaminação dos metais nos teores foliares dos micronutrientes e metais tóxicos, que não foram detectados Cd para as plantas cultivadas em solos contaminados com Pb ou o contrário. Assim como os teores foliares de Mn nas plantas expostas a Pb não se diferenciaram. Porém, todos os outros elementos apresentaram diferenças significativas para ambos os metais. A relação existente entre a absorção de micronutrientes e a presença de Cd e Pb é relatada por alguns autores (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001; CANNATA et al., 2013; ZHANG et al., 2014), reforçando as diferenças significativas existentes entre os níveis de Cd e Pb e seus efeitos na absorção de Cu, Fe, Zn, Mn, Cd e Pb.

Tabela 3: Análise de variância dos teores foliares de micronutrientes e metais tóxicos de plantas de trigo durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb

F.V.	Quadrados médios					
	Cu	Fe	Zn	Mn	Cd	Pb
	Cd					
Dose	1,69**	1863,29**	28,05**	2381,89**	2255,26**	-
Resíduo	0,57	25,84	2,21	34,74	1,47	-
C.V. (%)	7,55	5,28	5,11	3,39	6,40	-
	Pb					
Dose	4,77**	1987,69**	36,01**	92,94 <sup>ns</sup>	-	1038,38**
Resíduo	0,32	262,00	1,50	112,76	-	6,00
C.V. (%)	6,08	18,36	4,54	5,35	-	13,15

F.V. (fonte de variação), \*\*significativo a 1% de probabilidade pelo teste de Fisher, \*significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Fisher, ns - não significativo a 5% pelo teste de Fischer, C.V. (coeficiente de variação)

Kabata-Pendias e Pendias (2001) relatam a possibilidade de falta de interação entre o Pb com o Cu e o Fe, porém nesse trabalho tanto o Cu quanto o Fe foliares apresentaram um antagonismo com o Pb, muito em função dos elevados teores deste metal no solo, indicando que o mesmo possui maior influência do que o Cd na absorção desses micronutrientes especificamente em plantas de trigo.

Esse efeito nos teores de Cu e Fe foliares podem ser justificados em razão da presença de Cd e Pb nas raízes, estando relacionados à imobilização desses elementos por complexos orgânicos presentes nos tecidos radiculares, uma vez que nessa situação, seu excesso funciona como uma espécie de barreira que atua diretamente no bloqueio e complexação destes elementos, reduzindo assim seus teores na parte aérea das plantas de trigo (SILVA et al., 2007) (Figura 4).

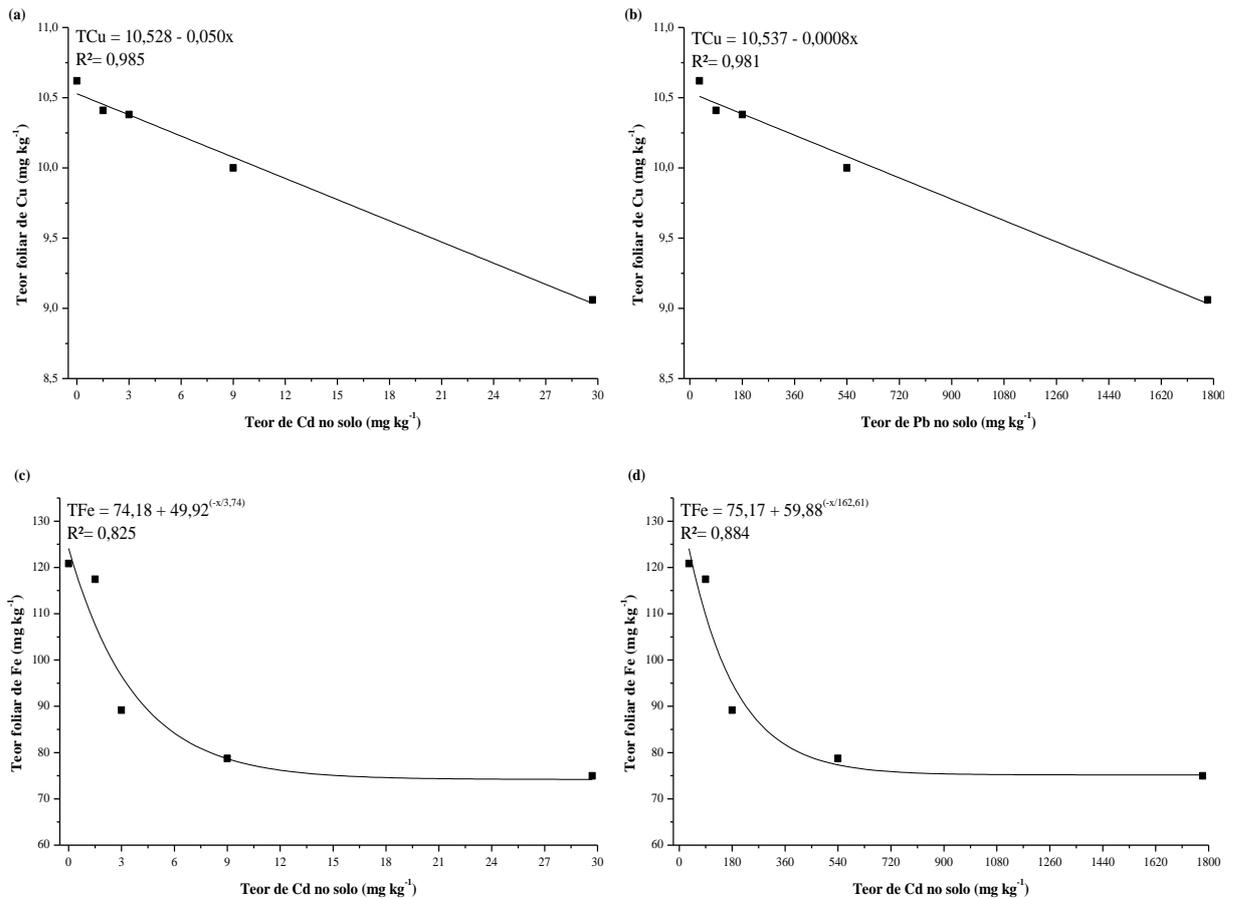


Figura 4: Teores foliares de Cu e Fe em plantas de trigo durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (a e b) e Pb (c e d)

Essa redução dos teores foliares de Cu e Fe em função dos diferentes níveis de contaminação de Cd e Pb pode ser justificada pela relação entre esses micronutrientes e os metais testados neste trabalho, uma vez que para KABATA-PENDIAS e PENDIAS (2001) é o teor de Cd ou de Pb no solo que determina a relação de sinergismo ou antagonismo entre esses elementos, onde no caso do presente trabalho, os altos teores no solo podem ter dificultado a entrada dos íons na interface solo-raiz, influenciando diretamente no processo de absorção radicular e posterior translocação para as demais partes da planta.

Com relação aos teores foliares de Zn nos níveis de contaminação de Cd e Pb, assim como Mn em solos com Cd (Figura 5), evidenciou-se um comportamento semelhante para ambos os metais de decréscimos nas primeiras doses e posterior manutenção dos teores para os níveis de contaminações maiores. Esses resultados expõem o antagonismo existente entre o Cd e Pb com o Zn e entre Cd e Mn (Figura 5).

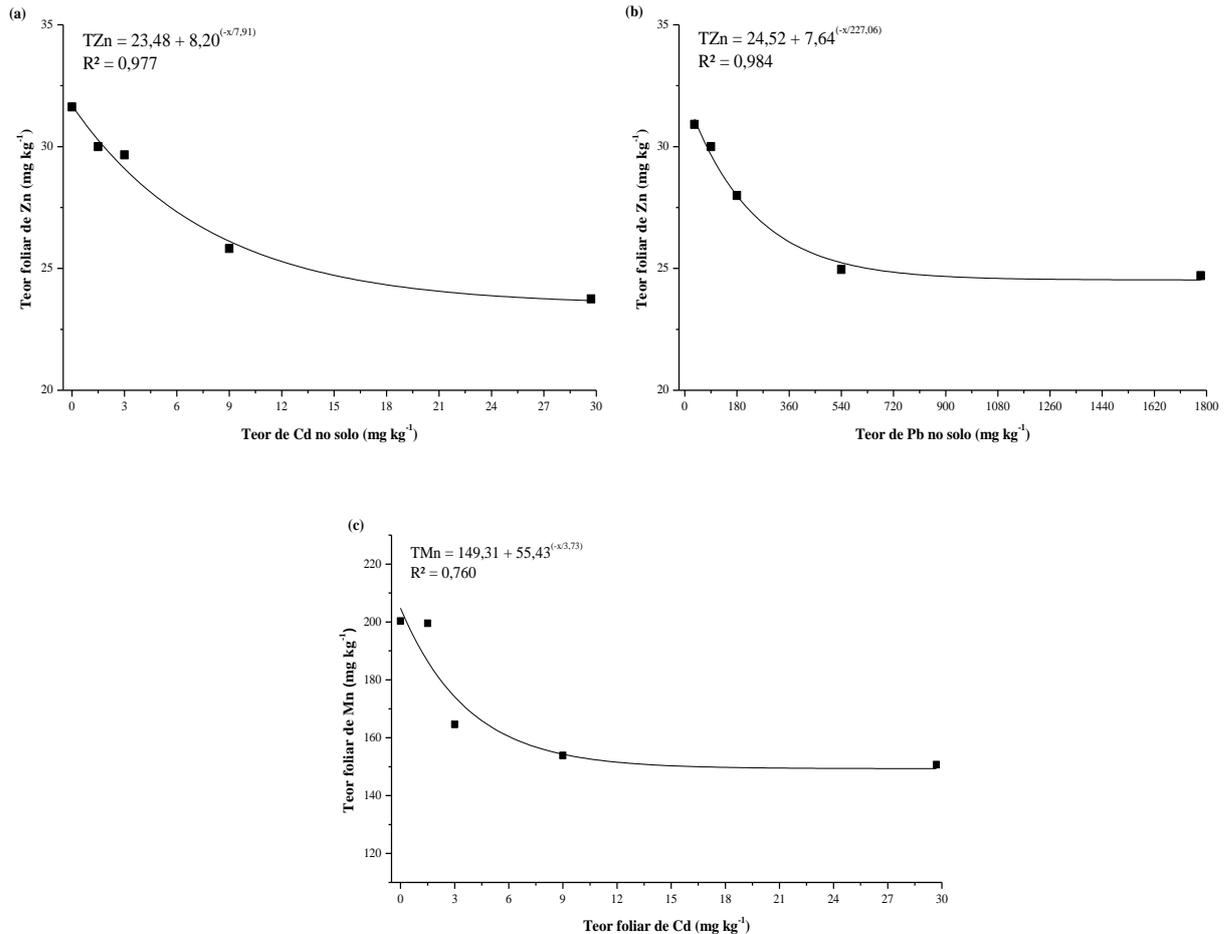


Figura 5: Teores foliares de Zn em plantas de trigo durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (a) e Pb (b) e de Mn em solos contaminados com níveis de Cd (c)

Tendo em vista a redução dos teores foliares de Zn em plantas cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb, estudos relatam o antagonismo existente entre Pb com o Zn, uma vez que a presença de Pb interfere nos mecanismos transportadores, reduzindo a translocação das raízes até a parte aérea do Zn, por outro lado, com relação ao Cd, o Zn por atuar por meio de complexação para reduzir a toxicidade e translocação do metal para outros tecidos da planta (LIN e AARTS, 2012).

A drástica redução dos teores foliares de Mn nos solos contaminados por Cd pode também ser justificada pela competição entre os elementos nos mecanismos transportadores e as rotas metabólicas (EVANGELOU et al., 2012; LI e AARTS, 2012). Zhang et al. (2014) observaram teores semelhantes desses elementos nas raízes, porém ao avaliar a parte aérea verificaram um decréscimo nos teores de Mn, justificando assim a competição pelos mecanismos transportadores e acúmulo de Mn na parte aérea.

Para o acúmulo foliar dos metais testados nesse trabalho durante o florescimento, pode-se perceber que os tecidos foliares das plantas de trigo expostas a cada metal acumularam ambos, porém para Cd o comportamento quadrático demonstrando que não ocorreu saturação nos tecidos com os níveis de contaminação aqui avaliados, enquanto para Pb os tecidos encontraram-se saturados a partir da dose de três vezes o VI da Resolução N° 420 do CONAMA ( $540 \text{ mg kg}^{-1}$ ), sem maiores incrementos a partir deste ponto (Figura 6).

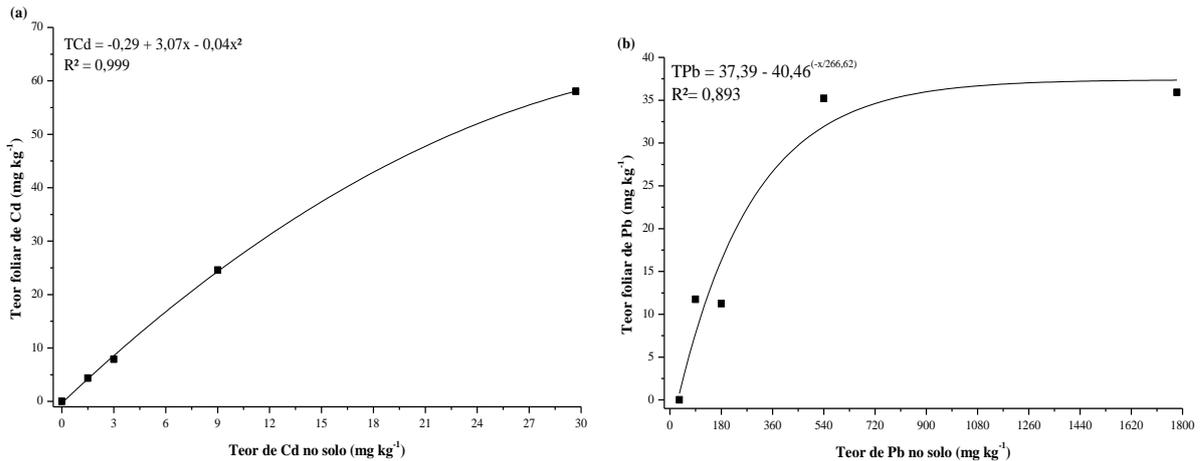


Figura 6: Teores foliares de Cd (a) e Pb (b) em plantas de trigo durante o florescimento, cultivadas em solos contaminados com os respectivos metais

De acordo com Cannata et al. (2013), a presença de Cd nos tecidos evidencia a mobilidade que o metal possui dentro da planta, sendo os tecidos vegetais, passíveis de absorver, translocar e acumular o metal em seu tecido, além disso a não saturação dos tecidos no florescimento também demonstra a grande capacidade acumuladora das plantas de trigo.

Nacke et al. (2013) também constataram a presença de Pb nos tecidos foliares de milho proveniente da adubação com micronutrientes, assim como Evangelou et al. (2012) que verificaram por conseguinte, que o movimento destes para a parte aérea das plantas ocorre como mecanismo de tolerância, a fim de reduzir a concentração em determinados tecidos e causar um efeito de diluição das concentrações tóxicas ao longo da planta.

Essa presença nos tecidos das plantas afeta diretamente seu desenvolvimento, influenciando negativamente os processos fisiológicos vitais (SILVA et al., 2007). Entretanto neste trabalho, parâmetros relacionados a comprimento de espigas, número de espiguetas por espiga, número de grãos por espiga, massa seca da parte aérea e massa de 1000 grãos não se diferenciaram pelo teste F a 5% de probabilidade.

Essa ausência de diferenças significativas se deve principalmente ao fato desses parâmetros serem principalmente de caráter genéticos do que ambientais, sendo definidos antes mesmo do cultivo das plantas e não sendo influenciado pelo ambiente adverso.

Apesar disso, parâmetros como número de espigas, massa seca e volume das raízes se diferenciaram nas doses dos metais, demonstrando o efeito que estes exercem principalmente nas variáveis relacionadas ao solo, refletindo também na produtividade (Tabela 4).

Tabela 4: Resumo da análise de variância dos componentes de produção de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb

F.V.	Quadrados médios								
	NEP	CE	NEE	NGE	VR	MSR	MSPA	M1000	PROD
Cd									
Dose	4,57**	0,007 <sup>ns</sup>	0,21 <sup>ns</sup>	0,82 <sup>ns</sup>	0,02**	0,23**	0,25 <sup>ns</sup>	0,06 <sup>ns</sup>	5,00**
Resíduo	0,14	0,07	1,05	12,89	0,33	0,03	0,36	0,33	0,38
CV (%)	8,76	3,32	6,02	12,13	9,72	12,90	16,55	15,93	24,79
Pb									
Dose	1,64**	0,01 <sup>ns</sup>	0,35 <sup>ns</sup>	1,75 <sup>ns</sup>	9,26**	0,21**	0,19 <sup>ns</sup>	0,04 <sup>ns</sup>	9,17**
Resíduo	0,37	0,20	1,44	38,94	1,29	0,03	0,29	0,54	0,91
CV (%)	14,71	5,42	7,02	21,12	19,19	13,68	14,08	17,35	7,75

F.V. (fonte de variação), NEP (número de espiga por planta), CE (comprimento de espiga), NEE (número de espiguetas por espiga, NGE (número de grãos por espigas), VR (volume de raízes), MSPA (massa seca da parte aérea), MSR (massa seca das raízes), M1000 (Massa de 1000 grãos), PROD (produtividade) \*\*significativo a 1% de probabilidade pelo teste de Fisher, \*significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Fisher, ns - não significativo a 5% pelo teste de Fischer, C.V. (coeficiente de variação)

O efeito das doses de Cd e Pb no número de espigas por planta deve-se a toxicidade exercida em função da presença de Cd e Pb no solo sobre as plantas em geral, refletindo em plantas de menor desenvolvimento conforme citado anteriormente no próprio trabalho, e conseqüentemente com menor capacidade produtiva, com isso, o número de espigas é um dos fatores mais afetados, conforme mostra a Figura 7.

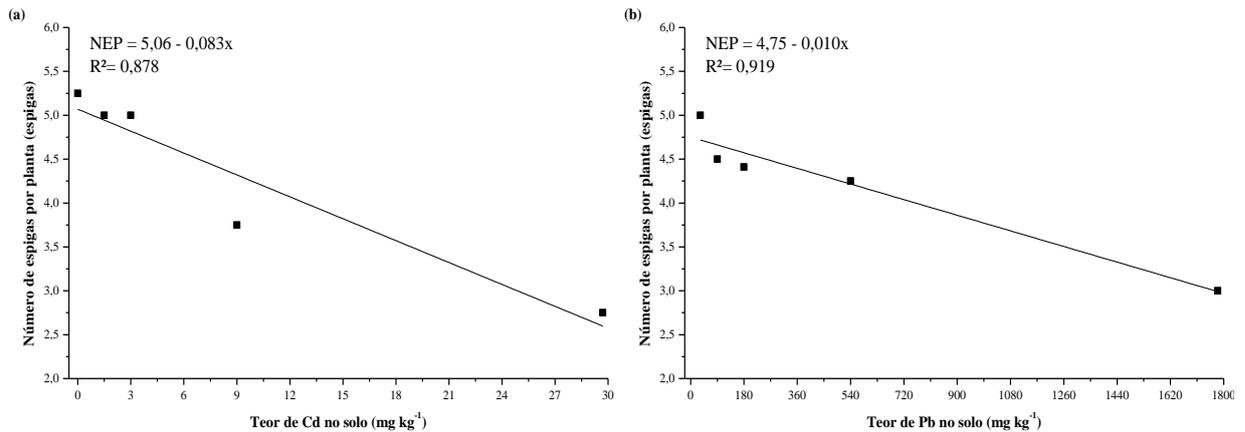


Figura 7: Número de espigas em plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (a) e Pb (b)

Os menores valores de número de espigas por planta corroboram com os resultados apresentados sobre números de perfilhos anteriormente na Figura 1, em função do efeito sobre as raízes das plantas de trigo cultivadas em solos contaminados, onde as plantas reduzem a absorção de água e nutrientes, não oferecendo condições ideais para o desenvolvimento e máxima produtividade (TAIZ e ZIEGER, 2013).

O efeito das doses dos metais Cd e Pb no sistema radicular das plantas de trigo (Figura 8), refletiu diretamente na capacidade de tolerância para fatores relacionados ao solo (LI et al., 2011), reduzindo linearmente o volume e a massa das raízes das plantas de trigo cultivadas em solos contaminados, tendo comportamento semelhante para ambos os metais trabalhados nesse estudo. Demonstrando ser uma propriedade característica desses elementos tóxicos quando presentes no solo. Resultados semelhantes foram encontrados por Islam et al. (2007), em que o sistema radicular de plantas do gênero *Elsholtzia* foram afetadas diretamente pelas condições de estresse por metais tóxicos.

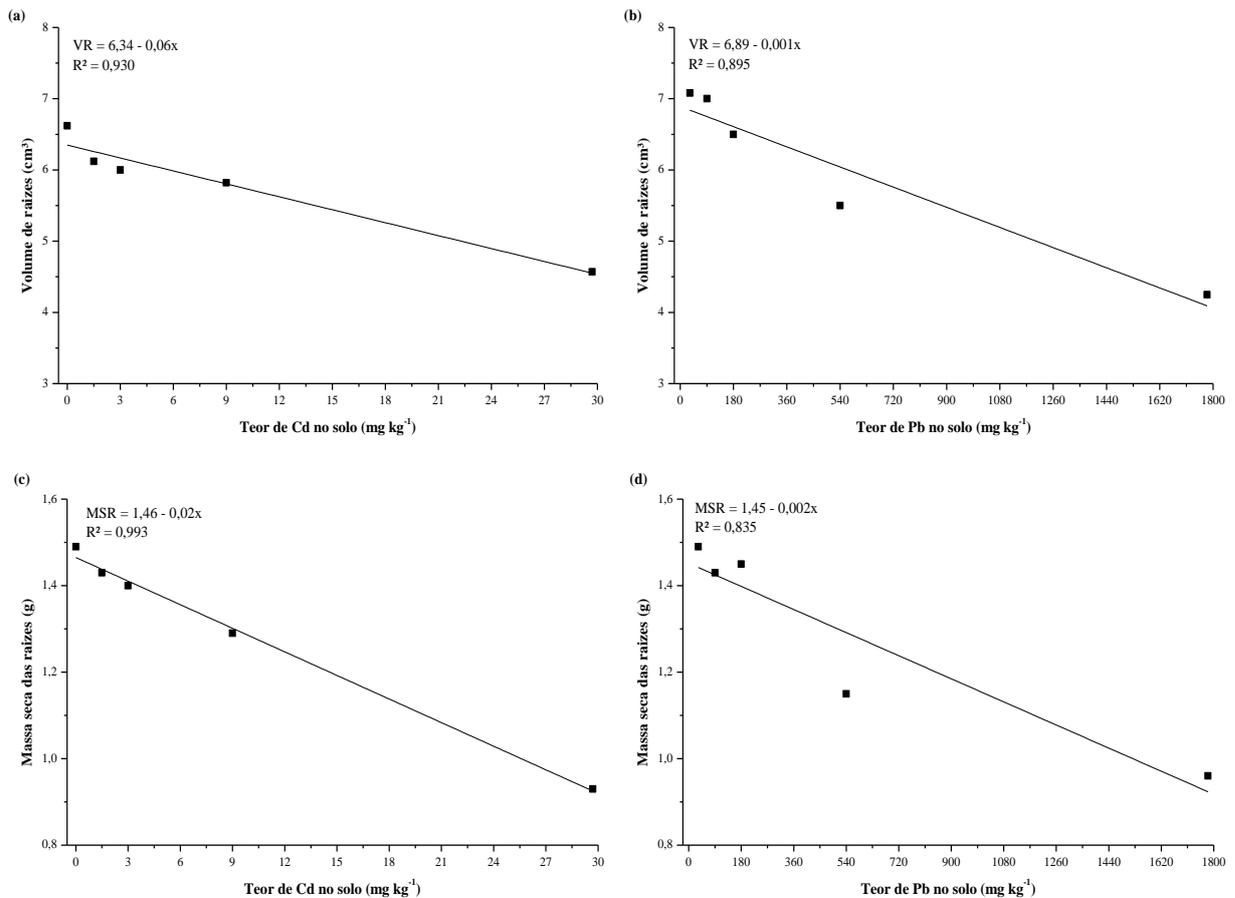


Figura 8: Volume (a) e massa seca de raízes (b) de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de metais

A redução no volume e massa seca das raízes pode ser compreendida devido aos efeitos tóxicos e deletérios que os metais possuem no sistema radicular, ocasionando redução de volume, massa e até mesmo número das raízes, o que ocorre em geral por meio da redução dos teores de polissacarídeos na parede celular radicular, além da redução da atividade da raiz e degradação das membranas (ISLAM et al., 2007).

Os efeitos da toxicidade do Cd e Pb traduzem-se diretamente na produtividade das plantas cultivadas com diferentes níveis de contaminação, conforme ilustra a Figura 9, onde apresentaram decréscimos lineares de acordo com a adição dos metais no solo. Tais resultados podem ser justificados como resposta do efeito exercido sobre as raízes, reduzindo assim a absorção de água e nutrientes, não oferecendo as condições ideais para o desenvolvimento e máxima produtividade (TAIZ e ZIEGER, 2013).

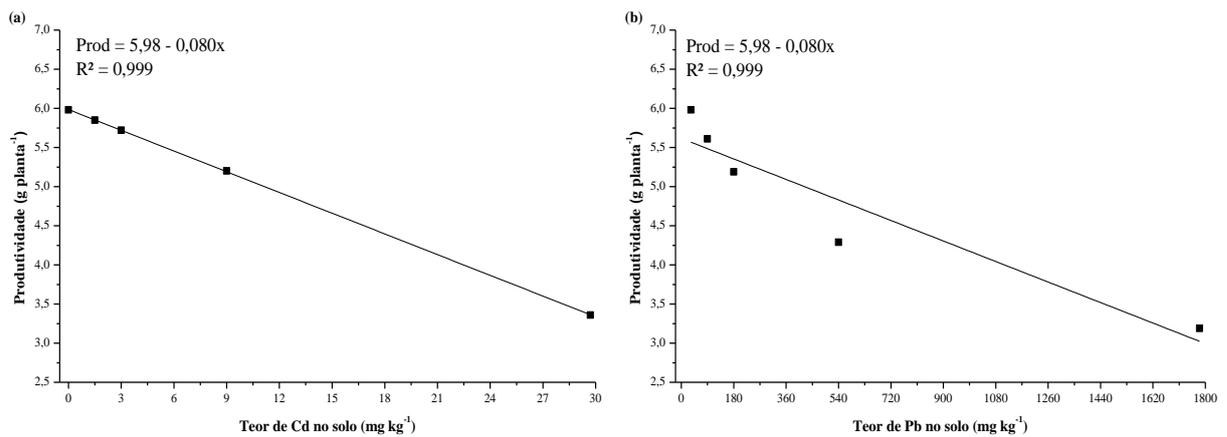


Figura 9: Produtividade de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd (a) e Pb (b)

De acordo com Kabata-Pendias e Pendias (2001) os mecanismos de interferência dos metais tóxicos, ocorrem geralmente por meio de processos funcionais tendo como consequências alterações das funções básicas das plantas, como perda de eficiência na absorção radicular, alteração no funcionamento das membranas, perda de eficiência dos canais de K, desorganização do floema, entupimento do xilema, desequilíbrio no balanço de cátions e ânions e desequilíbrio na repartição de fotoassimilados, refletindo assim na produtividade das culturas expostas a estas condições.

Com relação aos teores dos metais Cd e Pb nas distintas partes vegetais das plantas de trigo ao final do ciclo, pode-se perceber diferenças significativas em todos os casos, demonstrando que a planta de trigo possui diferentes formas de absorver e armazenar os metais em seus tecidos (Tabela 5). Resultados semelhantes foram obtidos por Cannata et al. (2013), que estudaram o mecanismo vegetal de translocação e distribuição de Cd e Pb e constataram a presença de ambos os elementos nas diversas partes vegetais.

Tabela 5: Resumo da análise de variância para os teores dos metais Cd e Pb nas distintas partes vegetais de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd e Pb

F.V.	Quadrados médios							
	Cd				Pb			
	Raiz	Colmo	Folha	Grão	Raiz	Colmo	Folha	Grão
Dose	67029,75**	753,59**	2380,95**	91,31**	18096,97**	126,02**	1576,30**	41,49**
Resíduo	794,75	2,55	2,09	0,60	1599,59	0,29	0,47	0,02
CV (%)	26,22	18,06	9,67	21,06	13,84	30,43	4,94	8,71

F.V. (fonte de variação), \*\*significativo a 1% de probabilidade pelo teste de Fisher, \*significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Fisher, ns - não significativo a 5% pelo teste de Fischer, C.V. (coeficiente de variação)

De acordo com Kabata-Pendias e Pendias (2001), teores entre 3-8 e 100-500 mg kg<sup>-1</sup> de Cd e Pb respectivamente com base na fração total do solo, são considerados tóxicos para as plantas, por meio destes resultados, pode-se considerar a cultura do trigo como capaz de se desenvolver nestes ambientes.

Com relação à Figura 10 e os teores de Cd nos grãos, folhas, colmos e raízes das plantas de trigo, observa-se elevada mobilidade para o metal, estando presente em todos os tecidos das distintas partes da planta a partir de 1,5 mg kg<sup>-1</sup> no solo (metade do VI). Tais resultados corroboram com Semhi et al. (2014) que constataram a mobilidade do Cd por meio de elevados índices de transferências para a parte aérea.

Desse aspecto, tanto os grãos quanto as raízes (Figuras 7a e 7d) apresentaram um comportamento linear, respondendo positivamente ao acréscimo das doses no solo, demonstrando uma grande capacidade de acúmulo de Cd para as raízes e grãos, não sendo saturado até mesmo na dose de 30 mg kg<sup>-1</sup> de Cd, limite máximo testado nesse trabalho.

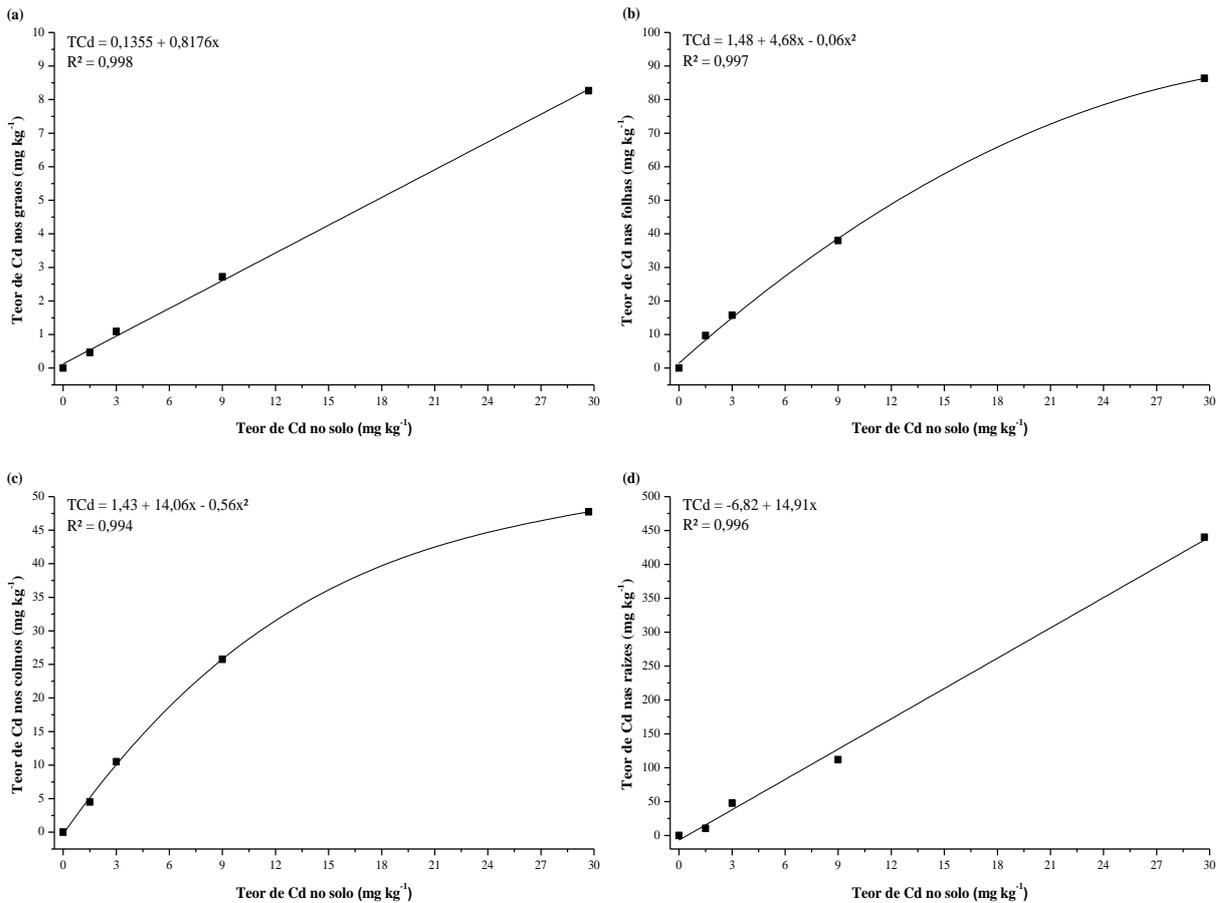


Figura 10: Teores de Cd nos grãos (a), folhas (b), colmos (c) e raízes (d) de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd

Sabe-se que a absorção de Cd pode ser considerada passiva e metabólica, além disso, existem diversos mecanismos vegetais desenvolvidos para aumentar a capacidade das raízes em acumular grandes quantidades de Cd, sem efeito prejudicial sobre o crescimento ou gasto de energia, tais como de fixação em paredes pectocelulósicas, complexação com os ácidos orgânicos e sequestro nos vacúolos, justificando os valores encontrados neste trabalho (GHNAYA et al., 2005; ALLOWAY, 2013).

Essa mobilidade interna do Cd ocorre principalmente em função do dano nas membranas celulares, por mediação de proteínas, complexos com amidas e fitoquelatinas que auxiliam na passagem por estas, bem como através de canais de Ca e K, facilitando sua chegada aos vasos condutores e distribuição ao longo dos tecidos justificando assim os valores de Cd encontrados nos colmos, folhas e grãos (ALLOWAY, 2013).

A Figura 11 ilustra os valores de Cd acumulados nas distintas partes vegetais, representando a mobilidade do metal na planta. Como esperado os menores teores foram

obtidos na dose do valor preexistente no solo, porém os valores indicados não significam que não existe Cd nos tecidos, e sim que estão abaixo do limite de detecção do método utilizado (FAAS) ( $0,005 \text{ mg kg}^{-1}$ ). O mesmo aplica-se para o Pb em sequência.

Deve-se também destacar a presença de Cd nos grãos ( $0,92 \text{ mg kg}^{-1}$ ) a partir da metade do valor permitido pela legislação ( $1,5 \text{ mg kg}^{-1}$ ), tais informações corroboram com Dudka et al. (1994) que estudaram o desenvolvimento do trigo em solos com altas concentrações de Cd e observaram que este metal não se mostrou visualmente prejudicial as plantas, porém, os grãos produzidos por estas apresentaram níveis considerados tóxicos para animais e seres humanos.

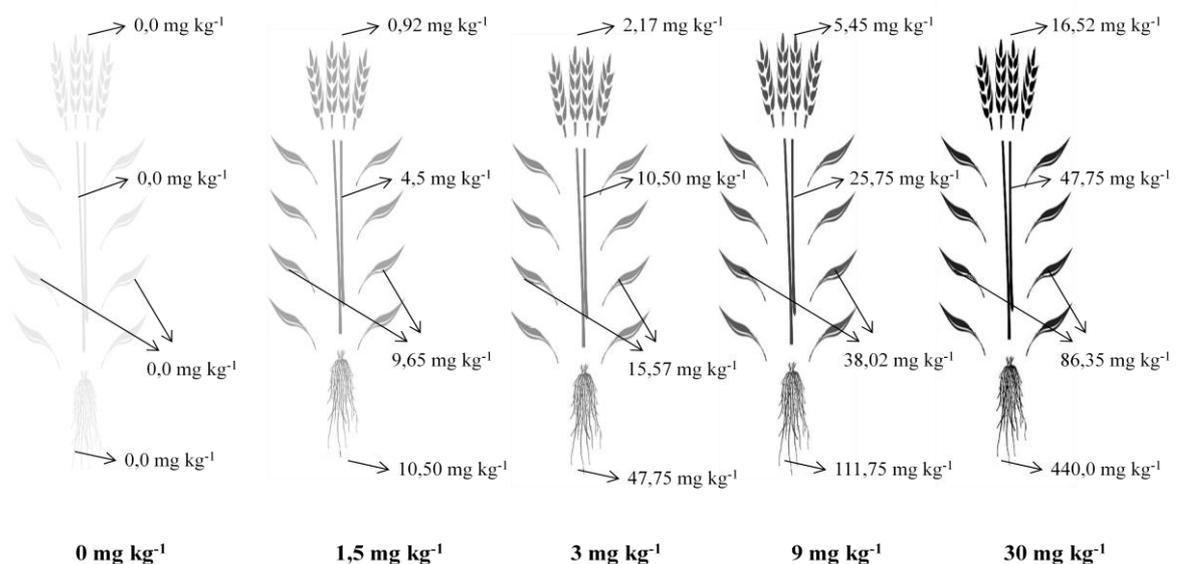


Figura 11: Teores de Cd nos tecidos das distintas partes vegetais de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Cd

A presença de Cd nos tecidos vegetais de plantas de trigo é alarmante ao comparar a legislação do Brasil com a de outros países, que toleram valores semelhantes ou até mesmo superiores, como os Estados Unidos ( $1,6 \text{ mg kg}^{-1}$ ); União Européia ( $3 \text{ mg kg}^{-1}$ ); Áustria ( $5 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e Reino Unido ( $15 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (GONÇALVES Jr. et al., 2014), demonstrando o risco que existe na prática do cultivo de trigo nessas áreas consideradas legais perante a lei.

Quanto a esses riscos, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) por meio da Portaria Nº 685, de 27 de agosto de 1998 (BRASIL, 1998), estabeleceu um regulamento técnico que impõe limites para os teores de algumas substâncias em alimentos, onde o Cd apresenta o limite em cereais de  $1 \text{ mg kg}^{-1}$  resultando em uma situação confusa

quanto a legislação, uma vez que é permitida a produção de grãos nestes solos, porém sua comercialização fica proibida pela presença dos contaminantes nos produtos finais.

Esse fato deve-se pelo elevado índice de translocação que o trigo possui para o Cd neste trabalho (0,45), sendo que valores considerados normais para Cd em tecidos foliares geralmente se encontram em torno de 0,25 e 0,60 (ZHANG et al., 2014), quanto aos grãos, os índices de translocação obtidos foram de 0,06 demonstrando uma baixa, porém perigosa dinâmica de deposição de Cd nos grãos.

Quanto aos teores de Pb encontrados nas distintas partes vegetais das plantas de trigo (Figura 12) pode-se perceber um comportamento característico para os grãos, folhas e raízes (Figuras 12a, 12b e 12d) de baixos teores do metal até o limite permitido pela legislação nacional ( $180 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e acréscimo para as doses de 540 e  $1800 \text{ mg kg}^{-1}$ , enquanto para a presença de Pb no colmo, sua presença não foi detectada nas menores doses. Tais dados corroboram com LAMHAMDI et al. (2013), que obtiveram resultados semelhantes com trigo em doses crescentes de Pb.

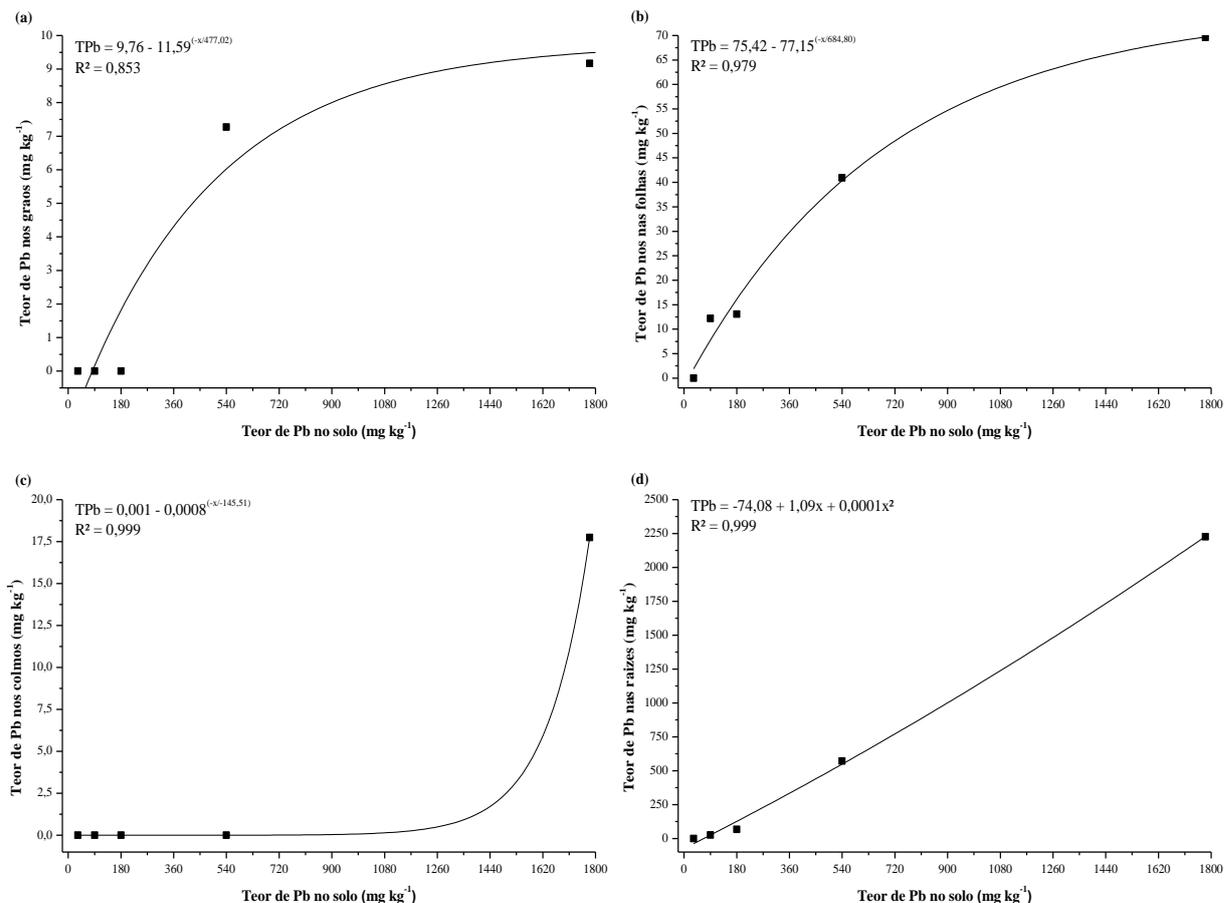


Figura 12: Teores de Pb nos grãos (a), folhas (b), colmos (c) e raízes (d) de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Pb

Desta maneira, esse crescimento súbito das concentrações de Pb representa novamente que, a exclusão de Pb das raízes consiste em uma estratégia de tolerância da cultura do trigo, uma vez que nas maiores concentrações seus teores nas raízes ultrapassaram os limites suportados por uma planta considerada hiperacumuladora, com isso a translocação ocorre como uma medida remediadora buscando distribuir o metal de modo igualitário para todo o restante da planta (VOGEL-MIKUŠ et al., 2005).

Segundo Alloway (2013) a disponibilidade do Pb para as plantas é variável de acordo com a concentração e especiação no solo, mobilidade (contato solo-raízes), transporte dentro da raiz (superfície-interior) e translocação na planta (raízes-tecidos acumuladores).

Sua entrada nas raízes do trigo são facilitadas pela suscetibilidade que os tecidos possuem ao estresse oxidativo causado pelo Pb, onde seu acúmulo pode ocorrer devido a existência de impedimentos físicos como as estrias de caspary e seletividade das membranas plasmáticas das células da endoderme, que restringem o acesso do Pb ao xilema reduzindo assim sua translocação para a parte aérea (LAMHAMDI et al. 2013).

Segundo Nacke et al. (2013) os tecidos foliares representam um grande depósito foliar de Pb, sendo o principal tecido acumulador, uma vez que detectou a presença de Pb apenas nos tecidos foliares de plantas de milho, salientando que este tipo de tecido possui capacidade de acumular grandes quantidades deste metal, principalmente devido a presença dos vacúolos foliares, sendo estes grandes organelas acumuladoras.

A figura 13 ilustra os valores de Pb presentes nas distintas partes vegetais das plantas de trigo, onde os menores teores foram obtidos na dose do valor preexistente no solo, ficando abaixo do limite de detecção do FAAS, assim como os grãos até a dose de  $180 \text{ mg kg}^{-1}$  (Dose 1), com isso somente acima desses valores foi possível constatar a presença de Pb nestes tecidos, tais dados destacam a possibilidade de cultivo de trigo em solos contaminados por Pb até o limite permitido pela legislação, visto que até esse ponto, o produto alimentício (grão) ainda estará de acordo com o decreto N° 55.871 da ANVISA, que libera cereais com até  $0,50 \text{ mg kg}^{-1}$  tanto *in natura* quanto industrializado (BRASIL, 1998).

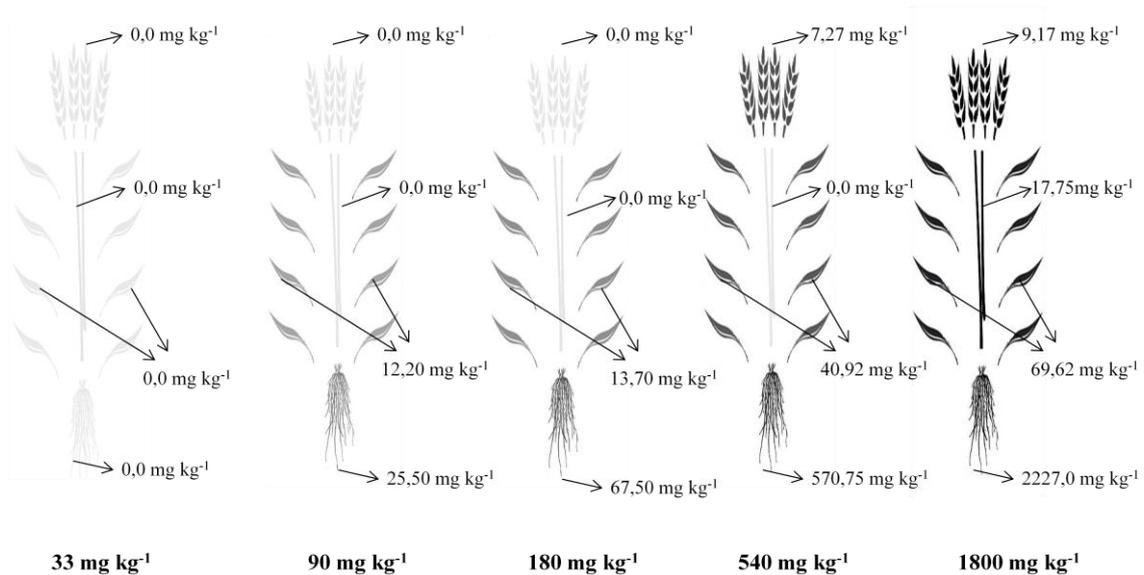


Figura 13: Teores de Pb nos tecidos das distintas partes vegetais de plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com níveis de Pb

A ausência de Pb nos colmos e os baixos valores na parte aérea nas três primeiras doses demonstram a baixa mobilidade do metal, para Alloway (2013) esses baixos índices de translocação para grãos e folhas (0,0085 e 0,20 respectivamente) são justificados, pois metais que não são considerados micronutrientes possuem comportamento de baixa mobilidade no floema, formando complexos orgânicos de alto peso molecular que dificilmente são adsorvidos nas paredes dos vasos e se acumulam nesse tipo de tecido, exceto em condições elevadas de contaminação, uma vez que Nacke et al. (2013) estudando solos com baixas concentrações de contaminantes, observaram que as plantas podem tolerar a presença deste elemento e não concentrá-lo na composição de seus grãos, reforçando os resultados obtidos nesse trabalho.

Mesmo com essa baixa mobilidade, o cultivo de trigo nos solos contaminados de alguns países pode se tornar uma fonte de introdução do metal na cadeia trófica, uma vez que alguns países toleram elevados limites do metal, como Alemanha (580 mg kg<sup>-1</sup>) e Reino Unido (500 mg kg<sup>-1</sup>) (GONÇALVES Jr. et al., 2014), onde muitas vezes por meio do processo de bioacumulação, a planta insere na cadeia trófica altas concentrações, algumas vezes valores até maiores do que os presentes no solo (BASILE et al., 2012). Cabe salientar que em ambos os casos, os acréscimos nos teores das raízes nas doses de 3 e 10 vezes os VIs, pode ser justificado pelo efeito de concentração dos teores de Cd e Pb devido a redução da massa e volume das raízes.

A Organização Mundial de Saúde (WHO) considera tolerável uma ingestão eventual de até 7 e 25  $\mu\text{g kg}^{-1}$  de Cd e Pb respectivamente pelo período de uma semana (WHO, 1992; 2010), com base nesses dados e considerando que um homem adulto tem em média 70 kg e que a farinha seja constituída basicamente pelo endosperma do grão, e que 500 g de farinha produzem 20 pães franceses, um adulto em uma semana pode consumir 9 pães franceses oriundos dos solos contaminados com 3  $\text{mg kg}^{-1}$  de Cd ou somente 1 pão francês dos solos contaminados com 30  $\text{mg kg}^{-1}$  do mesmo metal. Para os solos contaminados por Pb, um adulto pode consumir até 7 pães franceses proveniente da farinha do trigo cultivado com 1800  $\text{mg kg}^{-1}$  de Pb, ou seja, se uma pessoa adulta consumir mais do que estes valores semanalmente a tendência é que possa desenvolver problemas relacionados a intoxicação por estes metais.

De um ponto de vista geral, tais resultados justificam, segundo Gonçalves Jr. et al. (2014), a discussão de diversos pesquisadores relacionados a resolução N° 420 do CONAMA, fazendo duras críticas a mesma, uma vez que ela viola a Constituição Federal, no que diz respeito a “preservação, melhoria e recuperação da qualidade do meio ambiente, favorecendo a vida” em que permite a introdução de contaminantes no solo até o limite máximo permitido pela resolução, constituindo em uma fator de risco para a humanidade.

Apesar dos resultados alarmantes, ainda existe a necessidade de maiores estudos com relação a essa cultura em solos contaminados para possíveis afirmações relacionadas ao assunto, devido principalmente a complexibilidade do tema e particularidades que as plantas possuem em ambientes diversos.

#### 4 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos mostraram que a contaminação por Cd e Pb não interferiu nas trocas gasosas, porém afetou negativamente o desenvolvimento, nutrição mineral, sistema radicular e produtividade das plantas de trigo.

Nos tecidos vegetais, o Pb mostrou-se menos móvel que o Cd, sendo acumulado em menores concentrações relativas, porém a partir dos VI's, ambos os metais foram encontrados em toda a planta.

O cultivo de trigo em solos com Cd não se mostrou uma prática recomendada, porém em solos contaminados com até  $180 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb, apesar de resultados aceitáveis, necessita-se de maiores estudos para o cultivo de trigo como alternativa de produção.

## 5 REFERÊNCIAS

ALLOWAY, B. J. **Heavy Metal in Soils**. John Wiley, New York, 1990.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soil and their bioavailability**. Springer, New York, 2013.

AOAC - Association of Official Analytical Chemists. **Official methods of analysis**. 19 ed. AOAC, Gaithersburg, 2012.

BARCELÓ, J.; VÁZQUEZ, M. D.; POSCHENRIEDER, C. Cadmium-induced structural and ultrastructural changes in the vascular system of bush bean stems. **Botanica Acta**, v. 101, p. 254–261, 1988.

BASILE, A. et al. Bioaccumulation and ultrastructural effects of Cd, Cu, Pb and Zn in the moss *Scorpiurum circinatum* (Brid.) Fleisch. e Loeske. **Environmental Pollution**, v. 166, p. 208-211, 2012.

BRASIL. **Resolução Nº 420**. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Brasília, 2009.

BRASIL. **Portaria Nº 685**. Agência Nacional de Vigilância Sanitária, Brasília, 1998.

CANNATA, M. et al. Toxic metals in *Raphanus sativus*: assessing the levels of cadmium and lead in plants and damage to production. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 36, p. 426-434, 2013.

DUDKA, S.; PIOTROWSKA, M.; CHLOPECKA, A. Effect of elevated concentrations of Cd and Zn in soil on spring wheat yield and the metal content of the plants. **Water Air Soil Pollut**, v. 76, p. 333-341, 1994.

DUFFUS, J. H. “Heavy metals” – a meaningless term? **Pure and Applied Chemistry**, v. 74, n. 4, p. 793-807, 2002

EVANGELOU, M. W. H. et al. Accumulation of Sb, Pb, Cu, Zn and Cd by various plants species on two different relocated military shooting range soils. **Journal of Environmental Management**, v. 108, p. 102-107, 2012.

FERREIRA, D. F. Sisvar: A computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, p. 1039-1042, 2011.

FIOREZE, S. L. et al. Tillering of two wheat genotypes as affected by phosphorus levels. **Acta Scientiarum**, v. 34, n. 3, p. 331-338, 2012.

GHNAYA, T et al. Cadmium effects on growth and mineral nutrition of two halophytes: *Sesuvium portulacastrum* and *Mesembryanthemum crystallinum*. **Journal of Plant Physiology**, v. 162, p. 1133-1140, 2005.

GONÇALVES Jr., A. C. et al. Heavy Metal Contamination in Brazilian Agricultural Soils due to Application of Fertilizers. In: Hernandez-Soriano MC (ed) **Environmental Risk Assessment of Soil Contamination**. Intech Open, 2014. pp. 105-135.

- GUSMAN, G. S. et al. Mineral nutrition and enzymatic adaptation induced by arsenate and arsenite exposure in lettuce plants. **Plant Physiology and Biotechnology**, v. 71, p. 307–314, 2013.
- ISLAM, E. et al. Effect of Pb toxicity on root morphology, physiology and ultrastructure in the two ecotypes of *Elsholtzia argyi*. **Journal of Hazardous Materials**, v. 147, p. 806–816, 2007.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace Elements in Soils and Plants**. 3 ed. CRC Press, London, 2001.
- LAMHAMDI, M. et al. Effect of lead stress on mineral content and growth of wheat (*Triticum aestivum*) and spinach (*Spinacia oleracea*) seedlings. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 20, p. 29-36, 2013.
- LARGE, E. C. Growth stages in cereals. Illustration of Feeks scale. **Plant Pathology**, v. 3, p. 128-129, 1954.
- LI, T. et al. Rhizosphere characteristics of zinc hyperaccumulator *Sedum alfredii* involved in zinc accumulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, p. 818–823, 2011.
- LI, X. et al. Growth, photosynthesis and antioxidant responses of endophyte infected and non-infected rice under lead stress conditions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 214, p. 55-61, 2012.
- LIN, Y. F.; AARTS, M. G. The molecular mechanism of zinc and cadmium stress response in plants. **Cellular Molecular Life Science**, v. 69, n. 19, p. 3187-206, 2012.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, A. S. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Potafos, Piracicaba, 1997.
- NACKE, H. et al. Availability of heavy metals (Cd, Pb and Cr) in agriculture from commercial fertilizers. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 64, p. 537-44, 2013.
- PARRA, A. et al. Seedling emergence, growth and trace elements tolerance and accumulation by *Lamiaceae* species in a mine soil. **Chemosphere**, v. 113, p. 132-140, 2014.
- PIRES, J. L. F. Cultivo de trigo. **Sistemas de Produção Embrapa**, v. 4, p. 1-5, 2014.
- RODELLA, A. A.; GABE, U. Trace elements in Brazilian agricultural limestones and mineral fertilizers. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 30, n. 5, p. 605-620, 1999.
- SARTI, F. M.; CLARO, R. M.; BANDONI, D. H. Contribuições de estudos sobre demanda de alimentos à formulação de políticas públicas de nutrição. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 2, p. 639-647, 2011.

- SEMHI, K.; CLAUERB, N.; CHAUDHURI, S. Changing elemental uptake of radish seedlings grown in Cd and Pb polluted smectite substrates. **Applied Clay Science**, v. 99, p. 171–177, 2014.
- SESSITSCH, A. et al. The role of plant-associated bacteria in the mobilization and phytoextraction of trace elements in contaminated soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 60, p. 182-194, 2013.
- SILVA, M. L. S.; VITTI, G. C.; TREVIZAM, A. R. Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 527-535, 2007.
- SOUZA, V. et al. Alternatives for remediation and decontamination of soils from Brazil. **African Journal of Agricultural Research**, v. 9, n. 43, p. 3197-3204, 2014.
- TAIZ, L.; ZIEGER, E. **Plant physiology**. Sinauer, Sunderland, 2013.
- TREVIZAM, A. R. et al. Aplicação de fósforo para imobilização química do cádmio em solo contaminado. **Química Nova**, v. 33, p. 1235-1241, 2010.
- VOGEL-MIKUŠ, K.; DROBNE, D.; REGVAR, M. Zn, Cd and Pb accumulation and arbuscular mycorrhizal colonisation of pennycress *Thlaspi praecox* Wulf. (*Brassicaceae*) from the vicinity of a lead mine and smelter in Slovenia. **Environmental Pollution**, v. 133, n. 2, p. 233–242, 2005.
- XUE ALLEN, G. et al. Wheat Production and Wheat Rust Management in Canada. *Journal of Northeast Agricultural University* 19:1-14, 2012.
- WANG, C. et al. Effects of Pb stress on nutrient uptake and secondary metabolism in submerged macrophyte *Vallisneria natans*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, p. 1297–1303, 2011.
- WHO - World Health Organization. **Cadmium**. Geneva, 1992.
- WHO - World Health Organization. **Exposure to lead: A major public health concern**. Geneva, 2010.
- ZHANG, X. F. et al. Effect of cadmium on growth, photosynthesis, mineral nutrition and metal accumulation of an energy crop, king grass (*P. americanum* × *P. purpureum*). **Biomass and Bioenergy**, v. 67, p. 179-187, 2014.

## **CAPÍTULO IV – CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Os resultados obtidos com este trabalho proporcionaram uma reflexão voltada à sustentabilidade dos sistemas industriais e das cadeias produtivas neles inseridas, especialmente as cadeias emissoras de poluentes para o ambiente. No entanto, mais estudos devem ser direcionados para o desenvolvimento de plantas nesses ambientes, não somente com estas culturas, mas diversas outras de importância agroindustriais, visando a complementação das necessidades de cada população e principalmente, a sustentabilidade ambiental, econômica e social do nosso país.

Apesar de terem seu desenvolvimento, nutrição mineral e produtividade influenciadas negativamente, as plantas de crumbe e trigo se desenvolveram e chegaram até o final do ciclo nos solos contaminados com Cd e Pb.

A fitodisponibilidade e a elevada mobilidade do Cd apresentaram-se como principais resultados alarmantes deste trabalho, demonstrando o risco de exposição que consumir os produtos gerados em algumas situações deste trabalho podem causar.

E desta forma, espera-se que os resultados obtidos não sejam apenas uma parte de estudos relacionados ao cultivo de plantas em ambientes contaminados, e sim, que os mesmos possam servir de incentivo para que se realizem mais pesquisas objetivando principalmente a redução de áreas contaminadas, o melhor uso das áreas agrícolas e principalmente a sustentabilidade ambiental.