

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA**

ANDERSON RICARDO TREVIZAM

**EFEITO DO SUPERFOSFATO TRIPLO NA DISPONIBILIDADE
DO CÁDMIO PARA ALGUMAS CULTURAS EM UM SOLO
CONTAMINADO**

**Piracicaba
2009**

ANDERSON RICARDO TREVIZAM
Licenciado em Ciências

**Efeito do superfosfato triplo na disponibilidade do cádmio
para algumas culturas em um solo contaminado**

Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Doutor em Ciências.

Área de concentração: Química na Agricultura e no Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Takashi Muraoka

Piracicaba
2009

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Trevizam, Anderson Ricardo

Efeito do superfosfato triplo na disponibilidade do cádmio para algumas culturas em um solo contaminado / Anderson Ricardo Trevizam; orientador Takashi Muraoka. - - Piracicaba, 2009.

74 f.: fig.

Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Cádmio 109 2. Isótopos 3. Metais pesados 4. Poluição do solo 5. Química ambiental 6. Química do solo I. Título

CDU 546.48:631.453

“Os conceitos e princípios fundamentais da ciência são invenções livres do espírito humano.” (Albert Einstein)

Aos meus pais, *Antonio e Maria de Lourdes*, e minha irmã *Lucimara* pelo apoio, força e por tudo que fizeram para que eu concluísse mais esta etapa da minha vida.

A *Maria Ligia* pelo amor, carinho, paciência, compreensão e pela grande ajuda prestada neste trabalho.

DEDICO COM GRANDE AMOR

“A ciência não pode prever o que vai acontecer. Só pode prever a probabilidade de algo acontecer.” (César Lattes)

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Takashi Muraoka pela orientação, convívio, amizade e trocas de experiências durante os meus 10 anos dentro da instituição.

Aos Prof. Dr. Cassio H. Abreu Junior e Dr. Antonio E. Boaretto do Laboratório de Nutrição Mineral de Plantas, pela sua dedicação e contribuições para o desenvolvimento deste trabalho, especialmente nas análises químicas.

Ao Dr. Felipe Carlos Alvarez Villanueva, agradeço pelos anos de convivência e pelos ensinamentos sobre técnicas isotópicas.

Ao Prof. Dr. Virgilio F. Nascimento Filho e Eduardo de Almeida do Laboratório de Instrumentação Nuclear pelo auxílio nas análises por espectrometria gama.

Aos amigos de “salinha” Aline Silva, Denis Silva, Edson Cabral, Freedy Espinal, Hector Coraspe, Fernanda Latanze, Tatiana Marsola, Vinicius Franzini e Zaqueu Montezano.

A todos os amigos de pós-graduação, pelos anos de convivência e amizade, nomes não serão citados, pois tenho o temor de esquecer algum.

Ao Rafael de Oliveira pela ajuda na condução dos experimentos e auxílio no laboratório.

Aos funcionários do Laboratório de Fertilidade do Solo do CENA/USP, Marileuza A. B. Elias, Sandra T. P. Santos, João O. Salvador e Maria Fernanda C. Meucci pelo auxílio e ajuda direta ou indireta na realização deste trabalho.

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela concessão da bolsa de estudo;

À Fundação de Apoio a Pesquisa do Estado de São Paulo, pelo financiamento do projeto.

Ao Sr. Mauro e D. Lourdes, e aos cunhados Marco Antonio, Maria Luiza, Maria Angélica, Maximiliano, Fabrício, e o mais novo da turma, Guilherme, por fazerem parte de minha vida.

À todos os funcionários do CENA/USP, de todas as seções ou laboratórios, que de alguma forma fizeram parte deste trabalho deixo aqui meu agradecimento.

À todos aqueles que de alguma maneira contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho

RESUMO

TREVIZAM, A. R. **Efeito do superfosfato triplo na disponibilidade do cádmio para algumas culturas em um solo contaminado**. 2009. 74 f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

O Cd é um elemento potencialmente tóxico que, em altas concentrações nos sistemas agrícolas, pode entrar na cadeia alimentar e causar malefícios ao homem. Quando um solo apresenta níveis de Cd acima do permitido ou estabelecido, sua disponibilidade pode estar acima das concentrações de origem no solo. Entre as medidas para a redução da sua disponibilidade está a aplicação de fontes de fósforo que, porém, podem apresentar uma determinada concentração de Cd como impureza oriunda da sua matéria prima (fosfato natural). Uma técnica que permite a obtenção de informações sobre a origem e o destino do Cd do solo e do fertilizante no sistema solo-planta é a técnica isotópica com auxílio do ^{109}Cd . O presente estudo teve por objetivos: a) desenvolver e aplicar a metodologia com o radioisótopo ^{109}Cd na avaliação da fitodisponibilidade de Cd; b) quantificar o Cd do solo e do contido no superfosfato triplo que foi absorvido pelas culturas de alface, feijão, milho e eucalipto; c) estudar o efeito do P na absorção de Cd por essas culturas; d) identificar, dentre as culturas estudadas, as espécies vegetais que apresentam eficiência na extração de Cd e estabelecer doses de fosfato para remediação. Foi conduzido na casa de vegetação do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP), em Piracicaba-SP, um experimento, com delineamento inteiramente casualizado, para a determinação da fitodisponibilidade de Cd em solo contaminado, com 43 mg kg^{-1} , e tratado com cinco doses de fósforo (0, 250, 500, 1000, 2000 e 4000 mg kg^{-1} de P) na forma de superfosfato triplo. As culturas estudadas foram alface, feijão, milho e eucalipto. Amostras de solo do experimento antes da semeadura do experimento foram retiradas e analisadas em relação ao $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$, fósforo disponível e teor de Cd extraído por método de DTPA e Mehlich-1 e valor L (^{109}Cd e ^{32}P). A adição de superfosfato triplo no solo contaminado promoveu diminuição do pH do solo e aumento do teor de fósforo disponível. O extrator DTPA indicou uma redução da disponibilidade do Cd no solo enquanto Mehlich-1 acusou o contrario. Apesar das condições adversas do solo as culturas da alface, milho e eucalipto responderam a doses de P, com aumentos na produção de matéria seca, com exceção do feijoeiro que teve seu desenvolvimento comprometido. Os teores de Cd na alface diminuíram nas doses de 250 a 500 mg kg^{-1} e na cultura do milho nas doses de 250 a 1000 mg kg^{-1} . No feijão os teores de Cd aumentaram e no eucalipto os teores de Cd não apresentaram diferenças. O valor L de Cd aumentou nas quatro culturas estudadas com a adição de superfosfato triplo, em todas as doses aplicadas. Dos totais de Cd encontrados nas culturas, 2 a 40% foram provenientes do superfosfato triplo. Dentre as culturas estudadas as que apresentaram potencial para projetos de fitorremediação de Cd foram eucalipto e milho.

Palavras-chave: Cádmio-109. Poluição do Solo. Metais pesados. Feijoeiro. Alface. Milho. Eucalipto.

ABSTRACT

TREVIZAM, A. R. **Effect of triple superphosphate on the cadmium availability for some crops in a contaminated soil.** 2009. 74 f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

Cadmium is one of potentially toxic element, which, in high concentrations in agricultural systems, may enter into the food chain and cause harm for man. When a soil presents Cd above the permitted or established level, its availability to the crops could be above the original concentration of the soil. Among the measures for reducing the availability of this element to the plant is the application of phosphorus sources, which, however, may present a certain concentration of Cd, as an impurity of raw material (phosphate rock). A technique which permit to obtain information on the origin and fate of Cd from the soil and of the fertilizer in soil plant systems is the isotopic technique using ^{109}Cd . The present study had the objectives to: a) develop and apply of the methodology of ^{109}Cd radioisotope on the evaluation of plant available soil Cd; b) quantity the soil Cd and of the triple superphosphate which was taken up by the lettuce, bean, corn and eucalyptus crops; c) study the effect of P on the Cd uptake by these crops; d) identify, among the crops studied, the plant species efficient in extracting Cd and establish rates of P for remediation. An experiment in a completely randomized design was conducted in the green house of Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP), in Piracicaba-SP, to determine the plant availability of Cd in a contaminated soil with 43 mg kg^{-1} of this element treated with five rates of phosphorus (0, 250, 500, 1000, 2000 and 4000 mg kg^{-1} of P) as triple superphosphate. The crops studied were, lettuce, bean, corn and eucalyptus. Soil samples were analyzed for pH, available P and Cd using DTPA and Mehlich-1 extractants and L value (^{109}Cd and ^{32}P). The addition of the triple superphosphate to the contaminated soil promoted reduction in pH and increased available P. The DTPA extractant indicated reduction of Cd availability in the soil while the Mehlich-1 showed the opposite. In spite of soil adverse condition the lettuce, corn and eucalyptus plants responded to P rates, with increase in dry matter yield, except the bean, to which had the growth affected. The Cd content in the lettuce decreased in the rates of 250 to 500 mg kg^{-1} and for the corn crop in the rates of 250 to 1000 mg kg^{-1} . For bean crop the Cd content increased but there was no difference for the eucalyptus. The L value for Cd increased in all four crops with the addition of triple superphosphate, in all rates. From the Cd accumulated in the crops, 2 to 40% was derived from the triple superphosphate. Among the crops studied, eucalyptus and corn presented potential for the phytoremediation purpose.

Key words: Cadmium-109. Environmental soil. Heavy metal. Bean. Lettuce. Corn. Eucalyptus.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	8
2 DESENVOLVIMENTO	10
2.1 Revisão Bibliográfica	10
2.1.1 A contaminação do ambiente por elementos potencialmente tóxicos	10
2.1.2 Elementos potencialmente tóxicos no solo e na planta	10
2.1.3 O cádmio na saúde humana	13
2.1.4 Remediação de solos contaminados.....	14
2.1.5 Influência do fósforo sobre a disponibilidade de EPT no solo	15
2.1.6 Técnica isotópica em estudos com EPT.....	18
2.1.7 Extratores químicos para Cd em solo contaminado	20
2.2 Material e Métodos	22
2.2.1 Solo	22
2.2.2 Delineamento experimental e tratamentos	23
2.2.3 Alteração das razões isotópicas, incubação, aplicação dos tratamentos e plantio.....	24
2.2.4 Adubação e colheita do experimento	25
2.2.5 Análises químicas e radioisotópicas de amostras de planta	26
2.2.6 Análises químicas das amostras de solo.....	26
2.2.7 Cálculos.....	27
2.2.8 Forma de análise dos resultados	29
2.3 Resultados e Discussão.....	30
2.3.1 Características químicas dos solos antes da semeadura das culturas	30
2.3.2 Disponibilidade do Cd avaliada através de extratores químicos	33
2.3.3 Avaliação da produção de matéria seca e teores de fósforo na planta	35
2.3.3.1 Alface	35
2.3.3.2 Feijão.....	36
2.3.3.3 Milho.....	37
2.3.3.4 Eucalipto.....	38
2.3.4 Avaliação dos teores de Cd na planta.....	38
2.3.4.1 Alface	38
2.3.4.2 Feijão.....	44
2.3.4.3 Milho.....	45
2.3.4.4 Eucalipto.....	52
2.3.5 Comportamento e poder extrator das culturas do milho, feijão alface e eucalipto	56
2.3.5.1 Porcentagem de Absorção de Cádmio.....	56
2.3.5.2 Índice de Transferência (IT)	57
2.3.5.3 Comparação entre os teores, acúmulos e valor L de Cd entre as culturas ..	59
3 CONCLUSÕES.....	61
REFERÊNCIAS.....	62
ANEXOS	73

1 INTRODUÇÃO

A preservação do meio ambiente e a melhoria da qualidade de vida constituem uma preocupação cada dia mais evidente da sociedade. Toda atividade humana acaba por gerar resíduos, sendo que estes, nos dias atuais, estão sendo reciclados cada vez mais, frente à conscientização da sociedade. Entretanto existem resíduos que necessitam de uma deposição adequada no solo, sendo este o meio mais fácil para essa finalidade. Porém, esses resíduos podem conter elementos potencialmente tóxicos (EPT), entre eles podem estar o cádmio (Cd), em concentrações que podem causar sérios danos ao meio ambiente e consequentemente ao homem.

Perdas de áreas com potencial agrícola para a deposição de resíduos com altos teores de EPT são cada vez maior, devido às intensas atividades humanas, entre elas o processamento de minerais e os acidentes ambientais que ocorrem durante o processamento destes resíduos, ou ainda sua deposição em locais inadequados.

As adições antropogênicas de EPT ao solo podem ocorrer via deposição atmosférica, adições de fertilizantes, tratamento de água / esgoto (aplicação de lodo de esgoto ao solo), composto de lixo urbano e lodos industriais. Os EPT podem ser encontrados em alimentos, em concentrações que variam amplamente entre legumes, sementes e raízes. O consumo de alimentos com altos teores de EPT pode induzir a toxicidade crônica por acúmulo, fundamentalmente no fígado e rins.

No Brasil a legislação brasileira exige que áreas contaminadas sejam remediadas. Inúmeras estratégias podem ser utilizadas para a remediação de solos contaminados por EPT, dentre elas a mais conhecida é a técnica de engenharia civil, que envolve a retirada do solo e sua deposição em local adequado, porém com custos elevados.

Solos já contaminados necessitam de monitoramento da disponibilidade dos elementos, e meios de controle ou remediação deste solo. Entre as técnicas para a redução da disponibilidade ou mobilidade de Cd em solos contaminados está o emprego de fontes de fósforo (P), por exemplo, os adubos fosfatados, onde a adição de P promove indisponibilização do Cd pela formação de fosfatos pouco solúveis, ao

mesmo tempo promovendo melhorias na fertilidade do solo em relação ao teor de P disponível no solo.

Entre as vias econômicas de aplicação de P está a utilização do superfosfato triplo (SFT), pelo alto teor de P solúvel contido neste fertilizante, e pela sua ampla utilização na agricultura como adubo para a correção da deficiência deste elemento, em solos de baixa fertilidade ou de alta produção agrícola. Entretanto é conhecido que o SFT, sendo fonte de P solúvel de grande potencial para imobilização química de Cd no solo, é um dos insumos agrícolas portadores de Cd, que requer também o conhecimento da disponibilidade e destino deste elemento, aportado pela técnica de remediação adotada.

Entre os métodos tradicionais de avaliações experimentais, o mais rigoroso método para avaliar a biodisponibilidade do Cd no solo se dá pela medida direta da porção lábil, utilizando a técnica de diluição isotópica com traçadores radioativos, sendo para o Cd utilizado o isótopo ^{109}Cd . A técnica fornece informações sobre a origem e o destino do Cd no sistema solo-planta, que não poderiam ser obtidas por outros meios, tendo como vantagem desse método, a possibilidade de alteração da razão isotópica do elemento, sem que ocorra aumento significativo da concentração original do elemento no sistema em estudo, causando o mínimo de distúrbios. Entre os resultados possíveis pela técnica isotópica está a distinção do Cd absorvido do solo contaminado e de uma segunda fonte de Cd adicionada ao solo com efeito remediador. Outro resultado importante está na avaliação da disponibilidade do Cd calculado através do valor L , o qual é obtido com a própria planta.

Os objetivos deste trabalho foram: a) Desenvolver e aplicar metodologia com o radioisótopo ^{109}Cd na avaliação da fitodisponibilidade de Cd, b) Avaliar as porcentagens de Cd do solo e do Cd contido no SFT que foram absorvidos pelas culturas da alface, feijão, milho e eucalipto, c) Estudar a influência do P na absorção de Cd pelas culturas do milho, alface, feijão e eucalipto; d) Identificar dentre as culturas estudadas as espécies vegetais que apresentam eficiência na extração de Cd e estabelecer doses de fosfato como efeito remediador.

Com o trabalho pretendeu-se comprovar a hipótese de que a adição de P em solos contaminados por EPT poderia reduzir a disponibilidade de Cd, imobilizando-o em formas insolúveis no solo ou inibindo a absorção pelas plantas.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Revisão Bibliográfica

2.1.1 A contaminação do ambiente por elementos potencialmente tóxicos

A contaminação do solo é crescente no mundo, havendo grandes extensões de áreas contaminadas com elementos metálicos, compostos orgânicos, organometálicos e elementos radioativos, que ocorrem em concentrações que podem representar perigo ambiental, com impactos ao solo, vegetação, organismos do solo e nas águas superficiais ou subterrâneas (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000). Embora a contaminação do solo por fontes antropogênicas muitas vezes parece ser pequena, requer monitoramento, em face às diversidades e reiteradas incorporações.

Em tempos atuais, onde os produtos agrícolas devem ser competitivos, faz-se necessário maior conhecimento e controle das características quali-quantitativas dos insumos usados na agricultura, evitando-se excessos ou deficiências de nutrientes e acúmulos de impurezas (PRIMAVESI, 2000). As fontes antropogênicas de EPT para o solo são: restos de mineração, insumos agrícolas, lodo de esgoto, queima de combustível fóssil, industriais metalúrgicas, eletrônicas, manufaturados, indústrias químicas, depósitos de resíduos, esportes de caça e pesca e treinamento militar (ADRIANO, 1986; ALLOWAY, 1995; MCLAUGHLIN; SINGH, 1999). Entretanto, os EPT contidos no solo podem ser oriundos da rocha que lhe deu origem (ADRIANO, 1986).

Adicionar ao solo acaba sendo a maneira mais fácil e barata para disposição de rejeitos, os quais podem estar contaminados com substâncias químicas potencialmente tóxicas, carcinogênicas ou mutagênicas, como é o caso de produtos oriundos de efluentes e lodos industriais ou mesmo urbanos (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000).

2.1.2 Elementos potencialmente tóxicos no solo e na planta

O aporte de EPT às quantidades existentes no solo, contidos nas diferentes fontes contaminantes, varia com o relevo, tipo de solo e tempo exposição às fontes de poluição. Entretanto, o nível de EPT em solos agricultáveis, em face às diversas

fontes antropogênicas de contaminação, vem aumentando com o passar do tempo (GRANT et al., 1998; JONES; JOHNSTON, 1992).

O Cd, originário da rocha mãe ou por deposições antropogênicas, existe no solo na forma solúvel, trocável, fixado a minerais, precipitado, na biomassa e complexado na matéria orgânica (MCBRIDE, 1994). Na solução do solo, apresenta-se na forma de cátion (MCLAUGHLIN; PARKER; CLARKE, 1999). A absorção de Cd se dá pela forma iônica Cd^{+2} , porém outras formas de Cd estão sendo estudadas no solo por contribuírem na solubilidade do Cd no solo entre elas estão as inorgânicas, como por exemplo, $CdCl^+$ e $CdOH^+$ e as orgânicas onde o Cd está complexado em ácidos orgânicos ou em amino ácidos (MCLAUGHLIN; SINGH, 1999).

A mobilidade dos EPT no solo está ligada a processos de acúmulo e transporte dessas espécies, que dependem em grande parte, das interações das mesmas com a fase sólida do solo. Tal interação é bastante complexa, envolvendo reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação, tanto com a fase inorgânica, quanto com a fase orgânica das mesmas (ALLOWAY, 1995). Diversos fatores do solo influenciam nas transformações e na dinâmica dos elementos contaminantes, destacando-se: pH, textura, composição mineral, capacidade de troca de cátions (CTC), teor e qualidade dos compostos orgânicos na fase sólida e na solução do solo, competição por sítios de adsorção e quelatização, além das propriedades específicas de cada metal (ALLOWAY, 1995; MCBRIDE, 1994; KUKIERAND; CHANEY, 2004).

A absorção de EPT pelas plantas é governada por dois fatores: o solo e a cultura. Os fatores do solo compreendem: o pH, a concentração total do elemento, a capacidade de adsorção do solo (matéria orgânica, capacidade de troca catiônica), a concentração de micronutrientes (cobre, manganês) e macronutrientes (cálcio, nitrogênio, fósforo, potássio), a temperatura, a compactação e a aeração. Os fatores relacionados com a cultura são: a espécie, a cultivar, o tecido vegetal (folha > grão, frutos e raiz comestível), a idade da folha e as interações do elemento com a membrana celular (MCLAUGHLIN; PARKER; CLARKE, 1999).

A toxidez dos EPT para as plantas, e eventualmente para o animal, tem duas causas: a própria natureza e o homem, isto é, antropogênica. Nos dois casos, evidentemente, há somente um motivo para que a toxidez se manifeste: o aumento na disponibilidade do elemento no solo (MALAVOLTA, 1994). A toxidez de um elemento deve ser acompanhada, e por isso medida pelas seguintes variáveis:

diminuição do crescimento ou redução na colheita, sintomas visíveis e concentração no tecido (BECKETT, 1991). A toxidez pode se manifestar em três níveis (BARCELÓ; POSCHENRIEDER, 1992): (1) absorção, transporte e acúmulo; (2) mecanismo primário, ao nível molecular, celular e subcelular; (3) mecanismo secundário, ou seja, interferência nos processos funcionais da planta.

A concentração e o acúmulo de EPT nos tecidos da planta dependem de sua disponibilidade na solução do solo, pois a concentração desses na raiz e na parte aérea aumenta com o aumento da sua concentração na solução do solo (MARQUES; MOREIRA; SIQUEIRA, 2000; SILVA, 2006). Os níveis tóxicos dos EPT para as plantas ainda são pouco conhecidos. Concentrações têm sido sugeridas para alguns EPT em plantas quando considerados tóxicos (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001), porém esses valores são muito amplos e variáveis.

Baker e Chesnin (1975) consideram a faixa de 0,1 a 0,5 mg kg⁻¹ de Cd como teor normal para diversas culturas. Para Davis; Beckett e Wollan (1978) teores acima de 15 mg kg⁻¹ de Cd causa toxidez nas plantas e Kabata-Pendias e Pendias (2001) consideram como faixa crítica de Cd na biomassa de plantas de 5 a 30 mg kg⁻¹.

Acúmulos de Cd nos tecidos das plantas podem ser tóxicos a nível celular, limitando o crescimento e desenvolvimento da cultura (KOLELI; EKER; CABMAK, 2004). Prevenções na absorção de Cd pelas raízes das plantas é uma importante estratégia para minimizar os efeitos biológicos adversos (McLAUGHLIN; PARKER; CLARKE, 1999). Um importante fator que afeta absorção de Cd são os teores de zinco (Zn) no solo. Assim, as aplicações de Zn em geral diminuem a absorção e acúmulo de Cd nas plantas (McLAUGHLIN et al., 1994; OLIVER et al., 1997). Segundo Hart et al. (2004) a interação competitiva entre Cd e Zn na absorção ocorre devido a existência de um sistema comum sobre as membranas plasmáticas.

A solubilização de EPT pelos exsudados de raízes é o principal mecanismo de absorção desses elementos pela planta. Os ácidos orgânicos de baixo peso molecular, como ácido acético, oxálico, fumárico e succínico, estão presentes nos exsudados das raízes, sendo os mais eficientes na solubilização dos elementos presentes no solo, de acordo com Azevedo e Chasin, 2003. Além disso, ainda segundo esses autores, as raízes de gramíneas podem liberar os chamados fitosideróforos que complexam fortemente com o ferro (Fe) e outros cátions metálicos como o cobre (Cu), Cd e Zn e, desta maneira, incorporando os elementos.

2.1.3 O cádmio na saúde humana

Os efeitos tóxicos de EPT para os homens, animais e plantas tem sido documentado há muito tempo em trabalho como de Haq; Bates e Soon (1980) que citam um trabalho de 1964 de autoria de Stocks e Davies, e outro de 1969 de autoria de Masironi e Parr.

O Cd embora não seja nutriente mineral, é muito facilmente absorvido pelas raízes das plantas e acumulado nas suas partes aéreas em concentrações que podem causar riscos a cadeia alimentar (KOLELI; EKER; CABMAK, 2004).

No ser humano é considerado tóxico sendo o elemento de meia vida longa, com estimativas de 16 a 33 anos de permanência no corpo, com forte interação com elementos bivalentes, com evidencias de que este elemento diminui a absorção de cálcio (Ca) (COZZOLINO, 2005). Quando ingerido é pouco absorvido na maioria das dietas, variando de 3 a 8%, ocorrendo a absorção no duodeno (COZZOLINO, 2005; GIBNEY; VORSTER; KOK, 2005).

Por ser um elemento tóxico a todo organismo humano, mudanças histológicas foram observadas nos rins, fígado, trato gastrintestinal, coração, ossos e vasos sanguíneos (COZZOLINO, 2005; EVANGELISTA, 2000). A exposição crônica ao Cd de origem alimentar se manifesta na função renal, com o aparecimento de nefropatia irreversível, que pode converter em insuficiência renal, ocasionado perda de proteínas pela urina (COZZOLINO, 2005). Quando se tratar da ingestão de alimentos altamente contaminados resulta-se em efeitos gastrintestinais agudos como diarreia e vômitos (COZZOLINO, 2005).

Segundo Evangelista (2000) a intoxicação por Cd se tornou amplamente conhecida entre habitantes japoneses da região de Toyama, que ingeriram água contaminada por detritos provenientes de uma mina de Zn, tornando a intoxicação por Cd conhecida como "itai-itai", que significa "dói-dói".

Em relação à entrada de EPT na cadeia alimentar Silva; Vitti e Trevizam (2007), avaliando o translocamento de Cd, Cu, chumbo (Pb), manganês (Mn) e Zn de um solo com elevados teores destes elementos para grãos de arroz e soja, concluíram que as raízes de arroz limitaram a translocação de Cd, Cu, Fe, Mn e Pb para a parte aérea e as raízes de soja a de Cd, Cu, Fe e Pb para a parte aérea. Observaram também que essas culturas restringiram a transferência de Cd e Cu do

solo para o grão, sendo que no arroz ocorreu limitação da transferência de Pb do solo para o grão, enquanto para a soja houve a transferência de Pb para os grãos.

2.1.4 Remediação de solos contaminados

A contaminação da biosfera por EPT devido as atividades industriais, agrícolas e domésticas tem criado sérios problemas para assegurar a utilização dos solos para fins agrícolas (FYTIANOS et al., 2001). Contudo, a geração de resíduos no mundo cresce em face ao desenvolvimento industrial, sobretudo os advindos da siderurgia e ao crescente consumo mundial por produtos manufaturados, podendo o destino incorreto dos resíduos causar danos aos ecossistemas aquáticos e terrestres (ACCIOLY et al., 2000; AMARAL SOBRINHO, 1993).

A contaminação, ou seja a poluição, pode ser classificada em: a) as pontuais cuja origem pode ser identificada, como por exemplo, advindas de indústrias; fossas sépticas; estações de tratamentos de água e esgoto e b) as não pontuais, onde a poluição é advinda de emissões que se propagam por uma extensa área cuja origem principalmente relacionada a atividades agrícolas e urbanas (PIERZYNSKI; SIMS; VANGE, 1994; SPARKS, 1995).

O termo remediação de solos contaminados significa, segundo Accioly e Siqueira (2000), um conjunto de práticas ou processos que visem a atenuação ou correção do impacto de agentes contaminantes, para garantir a funcionalidade do ecossistema, bem como evitar a expansão da contaminação.

A escolha de um procedimento de descontaminação ou de estabilização dos EPT no solo deve levar em consideração, a dimensão do impacto provocado pelo contaminante no ecossistema, os objetivos de uso da área e a viabilidade econômica do processo de remediação (VANGRONSVELD; RUTTENS, 1999). Em relação aos EPT, ao contrário dos contaminantes orgânicos, não podem ser degradados no próprio local de contaminação sendo por isso as técnicas de remediação em geral de elevado custo para a sua remoção.

Em relação ao local de operação podem ser divididos em dois grupos: a) *in situ*, feitas no próprio local ou b) *ex situ*, pela remoção do contaminado para tratamento em outro local (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000).

Os procedimentos para remediação de solos contaminados podem ser classificados em dois grupos, em função dos princípios da metodologia empregada:

a) técnicas de engenharia, como escavação e disposição em local adequado, lavagem, tratamento térmico ou eletrolítico do solo, vitrificação, recobrimento com camada asfáltica e ainda sua mistura com materiais solidificantes, como, por exemplo, cimento, e b) técnicas de biorremediação das quais se destaca a fitorremediação, envolvendo técnicas biológicas e químicas, como por exemplo, a fitoextração e a fitoestabilização, que implicam no uso de plantas e sua microbiota associada (VANGRONSVELD; CUNNINGHAM, 1998).

A fitorremediação é uma estratégia de biorremediação que consiste de procedimentos que envolvem o emprego de plantas e sua microbiota associada e de amenizantes do solo, além de práticas agrônômicas que se aplicadas em conjunto, removem, imobilizam ou tornam os contaminantes inofensivos ao ecossistema (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000). Dentro das técnicas de fitorremediação encontram-se processos como fitoextração, fitodegradação, fitovolatilização, fitoestimulação e fitoestabilização (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000; ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007).

Dentre os processos de fitorremediação a fitoestabilização consiste no uso de plantas para imobilizar contaminantes no sistema solo-planta, visando reduzir a biodisponibilidade deste e prevenir a sua entrada nas águas subterrâneas ou na cadeia alimentar (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000). A fitoestabilização pode ser empregada conjuntamente com amenizantes para a redução da mobilidade e disponibilidade de EPT, podendo também ser conhecida como fitoestabilização química (ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007). Os amenizantes usados para a redução da mobilidade e solubilidade de EPT estão os fosfatos, calcários, óxidos de Fe/Mn, materiais orgânicos e zeolitas (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000; VANGRONSVELD; CUNNINGHAM, 1998; WHITBREAD ABRUTAT, 1997).

2.1.5 Influência do fósforo sobre a disponibilidade de EPT no solo

A fitorremediação de locais contaminados por EPT demonstra ser uma técnica promissora, onde se faz uso do princípio da fitoestabilização, que combina o uso de amenizantes de solo e a introdução de espécies vegetais tolerantes ao estresse provocado pelo excesso de contaminantes metálicos (VANGRONSVELD et al., 1995) ou de espécies hiperacumuladoras de EPT (ROBINSON et al., 2003).

Algumas técnicas químicas podem imobilizar EPT em solos contaminados, como a aplicação de dolomita, fosfato, ou resíduos de matéria orgânica, reduzindo a concentração solúvel de EPT por precipitação, adsorção ou complexação (CHEN et al., 2000).

Entre as medidas amenizadoras para remediação de solos contaminados por EPT, destacam-se as incorporações de matéria orgânica, por seu conhecido poder quelatizante de cátions metálicos (CHEN et al., 2000; HALIM; CONTE; PICCOLO, 2003; MCBRIDE, 1994; SIMÃO, 1999;); a fosfatagem que, além de fornecer o P como nutriente em solos de baixa fertilidade, é capaz de imobilizar EPT, como por exemplo, Cd, Pb, Zn, níquel (Ni) e Cu, por meio de precipitação, formando fosfatos desses elementos (AYATI; MADSEN, 2001; CAO et al., 2003; CHEN; LEE; LIU, 2000; KAPLAN; KNOX, 2004) e a correção da acidez do solo, onde a elevação do pH no solo diminui a atividade química dos EPTs catiônicos. A redução da absorção de Zn pode ocorrer também por uma inibição não competitiva do mesmo pelo P, quando este último encontra-se em altas doses. A inibição não competitiva ocorre porque o P bloqueia o sistema carregador de Zn (MALAVOLTA, 1994).

O P, todavia, sendo um elemento que influencia diretamente a disponibilidade dos EPT no solo e, conseqüentemente, a sua absorção pelas plantas (PAIM, 2002), são necessárias adubações fosfatadas quantitativamente superiores às aplicações convencionais, objetivando a imobilização dos EPT no solo (SILVA, 1994). Porém, as adubações fosfatadas, como medida de remediação, não leva em consideração a concentração de EPT presentes nos fertilizantes, como por exemplo no SFT, os quais podem aportar EPT aos solos agrícolas ao longo dos anos, conjuntamente com outras fontes antropogênicas de contaminação (RAVEN; LOEPPERT, 1997).

Um estudo realizado com adição de carbonato de cálcio ou escória de siderurgia, em um solo com concentração em Cd de $7,0 \text{ mg kg}^{-1}$, reduziram a concentração do Cd no arroz em aproximadamente 70 %, no repolho em 60 % e no trigo em 40 % (CHEN et al., 2000). Chen, Lee e Liu (2000), utilizando métodos de remediação químico em dois solos com teores respectivos de $4,56 \text{ mg kg}^{-1}$ e $15,3 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd solúvel em HCl $0,1 \text{ mol L}^{-1}$, concluíram que óxido de manganês, carbonato de cálcio ou zeolita podem reduzir, significativamente, a absorção de Cd por plantas de trigo. Logan e Feltz (1984), estudando a solubilidade de Cd^{2+} em lodo de esgoto, atribuíram que a presença de P neste material contribuiu na redução da disponibilidade do Cd^{2+} .

Miller, Hasset e Koeppe (1975), estudando as propriedades do solo na disponibilidade de Pb para milho, encontraram uma forte ação de ânions fosfatados na precipitação do Pb. Paim (2006), estudando solos com altas concentrações de Zn, Cd, Cu e Pb, da área de rejeito de uma unidade de extração e industrialização de Zn, localizada em Minas Gerais, demonstrou que adição conjunta de silício (Si) e P ao solo contribui para diminuir a disponibilidade dos elementos.

Estudos sobre a imobilização de Pb em solos contaminados, através da adição de fontes de P são citados também em Cao et al. (2003), que demonstraram significativa a imobilização do elemento em solos contaminados. De acordo com Tang et al. (2004) adições de P a solos contaminados com Pb são eficientes na imobilização do elemento, transformando-o em formas insolúveis, embora esta prática seja menos eficaz para a redução da disponibilidade de Zn e Cu em solo contaminado.

Embora existam diversos trabalhos descrevendo a aplicação de P como sendo uma técnica de remediação eficiente para solos contaminados com Pb, ela pode também ser aplicável a outros elementos como por exemplo Cd, Zn e Cu (CHEN et al., 2006; CHEN et al., 2007; FAYIGA; MA, 2006; HAMON et al., 2002), que frequentemente podem estar associados à contaminação do Pb. Não obstante, a efetividade de usar fosfato para imobilizar esses outros elementos são ainda incertos, segundo Chen et al. (2007).

A implementação dessa tecnologia em solos contaminados com diversos EPT e avaliação da eficácia sobre a utilização de P sobre os diferentes EPT são pouco conhecidas (CHEN et al., 2007), pois os estudos em geral são limitados aos elementos Cd, Pb e Zn.

Recentemente Fayiga e Ma (2006), utilizando rocha fosfatada para a imobilização de arsênio (As), Pb, Cd e Zn, concluiu que a rocha fosfatada aumentou, significativamente, a absorção de As e diminuiu a de Pb e Cd por *Pteris vittata* (Samambaia).

McGowen, Basta e Brown (2001) avaliaram um solo contaminado, com teor total de $69.200 \text{ mg kg}^{-1}$ de Zn, 5150 mg kg^{-1} de Pb e de 1090 mg kg^{-1} de Cd e teores disponíveis de 1171, 12 e $39,9 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente, em solução de acetato de sódio 1 mol L^{-1} . Para a imobilização destes elementos aplicaram fosfato diamônico nas doses de 460, 920 e 2300 mg kg^{-1} , concluindo que a aplicação da dose maior de P foi mais efetiva na imobilização dos teores de Zn, Pb e Cd.

Wang et al. (2001) promoveram fitoestabilização em um solo contaminado, com teor disponível de 3153 mg kg^{-1} de Zn, 19 mg kg^{-1} de Ni, 956 mg kg^{-1} de Pb e de $4,52 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd, através da aplicação combinada de $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ e CaCO_3 , concluindo que aplicação desta mistura combinada foi efetiva na redução de 96% do Zn, 65% de Ni, 99% do Pb e 98% do Cd disponíveis.

Bolan et al. (2003), trabalhando com 7 diferentes solos da Nova Zelândia contaminados com teores de 0,3 , 3 e 10 mg kg^{-1} de Cd, aplicaram doses de 250, 500 e 1000 mg kg^{-1} de fosfato de potássio para fitoestabilização, e constataram que a adição de P aumentou a imobilização e a redistribuição do Cd para frações menos disponíveis e conseqüentemente diminuição da sua disponibilidade para a *Brassica Juncea* L. (Mostarda Indiana).

Zwonitzer et al. (2003) avaliaram um solo contaminado com 29100 mg kg^{-1} de Zn, 2800 mg kg^{-1} de Pb e de 370 mg kg^{-1} de Cd e para indisponibilizar esses elementos no solo adicionaram CaCO_3 nas doses de 0 e 2000 mg kg^{-1} conjuntamente com KH_2PO_4 ou fosfato natural nas doses de 0, 1100 e 2200 mg kg^{-1} . Os tratamentos foram dispostos em esquema fatorial, incubados por 30 dias e plantado sorgo (*Sorghum bicolor* L. Moench). Segundo os autores, a disponibilidade de Zn, Pb e Cd diminuíram com a adição de P de ambas as fontes e com o aumento da dose de P para o sorgo.

2.1.6 Técnica isotópica em estudos com EPT

Em estudos de nutrição mineral de plantas ou de fertilidade do solo as técnicas isotópicas vêm sendo utilizadas há muitos anos para avaliações da origem do nutriente absorvido pelas plantas e sua dependência em relação a outros nutrientes absorvidos (VOSE, 1980). Para a avaliação da biodisponibilidade de íons metálicos no solo esta é realizada pela medida direta da porção lábil usando a técnica de diluição isotópica com traçadores radioativos (ALMAS et al., 1999; ALMAS et al., 2001; HAMON et al., 1998; NAKHONE; YOUNG, 1993; SMOLDERS et al., 1999; STANHOPE et al., 2000).

Por meio da técnica isotópica informações sobre a origem e o destino do elemento em estudos no sistema solo-planta podem ser obtidas enquanto que não se poderia obter por métodos convencionais como, por exemplo, métodos químicos de extração ou pelo método da diferença entre tratamentos com ou sem aplicação

do elemento de interesse. A razão isotópica de um determinado elemento pode ser alterada sem que ocorra um aumento significativo da concentração do mesmo no sistema em estudo.

Inúmeros são os estudos com o uso da metodologia isotópica, sobretudo em estudos da dinâmica do P no sistema solo-planta e em estudos sobre a eficiência de fertilizantes fosfatados com o auxílio do radioisótopo ^{32}P (ALVAREZ et al., 2002; FAQUIN et al., 1990; MURAOKA, 1983; SALCEDO et al., 1990; SCIVITTARO et al., 1997; VOSE, 1980;). Entretanto nos últimos anos, a técnica isotópica vem sendo utilizada com isótopos de EPT, como por exemplo, ^{109}Cd (ALVAREZ et al., 2008a; HAMON et al., 1997; HUTCHINSON et al., 2000; NAKHONE; YOUNG, 1993), ^{63}Ni (ALVAREZ et al., 2008b; MASSOURA et al., 2004) e ^{65}Zn (HAMON et al., 1997; STACEY; MERRINGTON; McLAUGHLIN, 2001) utilizados em estudos com solos contaminados ou que receberam aplicação de lodo de esgoto.

Através da técnica isotópica pode-se obter o “valor L ” do elemento no solo em dadas condições. O valor L de “Labil” (LARSEN, 1952), de natureza físico-químico-biológica, é a quantidade do elemento disponível que é isotopicamente trocável e determinado pela relação de radioatividade específica na planta e uma solução do elemento, marcada com o radioisótopo, adicionado ao solo. Dados os fenômenos de troca e diluição isotópica entre o radioisótopo adicionado e o elemento-lábil do solo, a disponibilidade do elemento do solo pode ser avaliada pelo valor L (HAMON et al., 1997; HUTCHINSON et al., 2000; MASSOURA et al., 2004; NEPTUNE; MURAOKA, 1978; NOVAIS; SMYTH, 1999).

O valor L , sendo uma forma de avaliação da disponibilidade do Cd no solo, pode ser utilizado como indicador em estudos de remediação de áreas contaminadas por EPT. A seleção de culturas, de alta ou baixa eficiência na extração do elemento contaminante, poderia ser feita pelo maior ou menor valor L , ou ações amenizadoras do solo (adição de matéria orgânica, fosfatos, calcário) que diminuam a disponibilidade do elemento no solo, conseqüentemente diminuindo ou aumentando o valor L .

Em solos com teores de Cd de 130 a 770 mg kg^{-1} , Hutchinson et al. (2000) avaliaram a disponibilidade de Cd para *Thlaspi caerulescens* com auxílio do radioisótopo ^{109}Cd e observaram que não ocorreram diferenças na disponibilidade do Cd avaliado através do valor L em 6 diferentes populações de *Thlaspi caerulescens*.

O valor L de Ni, calculado com o auxílio do radioisótopo ^{63}Ni , em solos com teores entre 26 e 862 mg kg^{-1} , onde foram cultivadas trigo (*Triticum aestivum* L.), planta exclusora, trevo vermelho (*Trifolium pratense* L.), planta indicadora e *Alyssum murale*, planta hiperacumuladora de Ni apresentaram valor L semelhantes quando foram cultivadas em solos com teores de Ni iguais. Porém quando aumentaram os teores de Ni no solo aumentou o valor L , permanecendo iguais entre as culturas (MASSOURA et al., 2004), significando que essas espécies vegetais tem a mesma capacidade de absorção.

2.1.7 Extratores químicos para Cd em solo contaminado

A fitodisponibilidade de um EPT pode ser avaliada com o uso de extratores químicos adequados. O extrator ideal para um determinado elemento é aquele que apresenta a capacidade de se correlacionar o teor extraído por um determinado extrator químico com o acúmulo ou teor de um elemento em uma determinada planta (SILVA, 2006). A utilização de extratores químicos na avaliação de teores fitodisponíveis estão sendo utilizados na avaliação de solos contaminados por EPT, devido as metodologias serem rápidas e de baixo custo, podendo-se otimizar as avaliações de áreas contaminadas, sobretudo a técnica de remediação a ser utilizada no local (PAIM, 2002; RIBEIRO FILHO, 2003).

Entre os extratores químicos estudados amplamente na literatura estão os de caráter ácidos e quelatizantes. Os extratores ácidos extraem os elementos, principalmente, pela dissolução dos minerais de argila, sendo a quantidade dependente da concentração do ácido, do tempo de extração e da relação solo/solução. Dentre as soluções ácidas as que mais são relatadas na literatura em estudos com elevados níveis de contaminação estão HCl 0,1 mol L^{-1} e Mehlich-1 (H_2SO_4 0,0125 mol L^{-1} + HCl 0,05 mol L^{-1}).

As soluções quelantes combinam com o íon metálico em solução formando complexos solúveis. Em consequência, os íons desorvem da superfície do solo ou da fase sólida para restabelecer o equilíbrio das formas iônicas na solução (ABREU; ABREU; BERTON, 2002). Os agentes quelantes mais utilizados em estudos com solos com elevados níveis de contaminação, são o EDTA e DTPA pH a 7,3 (BATAGLIA; RAIJ, 1994) sendo este o mais difundido (ABREU et al., 1995).

O DTPA pH 7,3, proposto por Lindsay e Norvell (1978), foi desenvolvido para estimar a fitodisponibilidade de Cu, Fe, Mn e Zn e o Mehlich-1, proposto por Mehlich em 1953 (Mehlich, 1978), para verificar a disponibilidade de P e cátions trocáveis. Esses métodos, entretanto, tiveram seu uso ampliado e atualmente têm sido utilizados também para extração de Pb, Cd, Cr e Ni em solos contaminados ou não por estes elementos (MATTIAZZO; BERTON; CRUZ, 2001; SOLTANPOUR, 1991).

Silva (2006), avaliando os extratores DTPA e Mehlich-1 em solos contaminados, com teores de Cd de 20 a 28 mg Kg⁻¹, observou que ambos os extratores foram eficientes em avaliar a fitodisponibilidade de Cd nas culturas da soja e do arroz. Ribeiro Filho et al. (2001), trabalhando com as soluções de DTPA e Mehlich-1, observaram que ambas foram adequadas para avaliar a disponibilidade de Cd em solos com teores totais de 25 a 600 mg Kg⁻¹ e pH na faixa de 4,1 a 6,8. Correlações significativas entre os extratores DTPA e Mehlich-1 e plantas de milho em solos com teores de 0 a 20 mg Kg⁻¹ de Cd foram encontrados por Cunha et al. (2008).

Santos et al. (2002), ao avaliarem o efeito da aplicação de pó de aciaria em solo, com teor de Cd de 0,26 mg Kg⁻¹, constataram que os extratores Mehlich-1 e DTPA não foram eficientes em extrair o Cd do solo, segundo os autores a ineficiência ocorreu devido a baixa concentração de Cd no solo. Segundo Anjos e Mattiazzo (2001) o extrator DTPA não foi eficiente na previsão da disponibilidade de Cd para a cultura do milho em solos tratados com lodo de esgoto. Em amostras não contaminadas, Abreu et al. (1995) encontraram baixa eficiência dos extratores DTPA e Mehlich-1 na avaliação da disponibilidade de Cd para trigo e feijão.

Os resultados obtidos com extratores químicos em solos contaminados com EPT são bastante contraditórios, em especial aqueles referentes à disponibilidade de Cd, Pb, Cr e Ni, elementos frequentemente encontrados em altos teores (ABREU et al., 1995). As contradições nos resultados encontrados na literatura podem estar relacionadas a capacidades que os extratores químicos não apresentam em simular o que acontece na região radicular das culturas (MATTIAZZO; BERTON; CRUZ, 2001; RIBEIRO FILHO, 2003).

2.2 Material e Métodos

Os experimentos foram conduzidos na casa de vegetação com sistema de ventilação e umidificação interna do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP), em Piracicaba, SP.

2.2.1 Solo

O local escolhido para retirada das amostras de solo para o estudo encontra-se sobre intervenção da Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB), por apresentar-se em estado avançado de degradação ambiental, com elevados níveis de EPT, estando localizado no município de Piracicaba-SP. O solo é um Cambissolo Háplico, de acordo com classificação de EMBRAPA (1999).

A coleta do solo foi realizada em área de 2 x 3 m, na camada arável (0-20 cm de profundidade), dentro de uma área contaminada de 22.000 m². Os teores de Cd no solo encontrava-se em estudos anteriores acima do valor normalizado pela CETESB (2001; 2005) para Intervenção em solo Agrícola, de 3 mg kg⁻¹. O solo coletado foi passado em peneira de malha 4 mm no próprio local de coleta e deixado para secagem em cima de pavimento de cimento recoberto com lona plástica. Após secagem foi homogeneizado, com o auxílio de pás e enxadas, e acondicionado em sacos de 50 kg, retirando-se subamostras de 2 kg para os vasos.

Aproximadamente 1 kg de amostra de solo foi separado, após a homogeneização, peneirado em peneira de malha 2 mm, para análises químicas (pH em CaCl₂; P, Ca, Mg e K disponíveis por resina; acidez total (Al+H) e matéria orgânica de acordo com metodologias descritas em Rajj et al. (2001) e granulométrica dos solos pelo método do densímetro segundo Camargo et al. (1986). Os atributos químicos e físicos das amostras de solo encontram-se na Tabela 1.

A amostra de terra foi digerida com HCl, HClO₄ e HF em sistema aberto para a determinação do teor total de Cd e micronutrientes e o teor disponível em solução de DTPA, a pH 7,3 (LINDSAY; NORVELL, 1978), sendo os extratos das duas extrações analisados por espectrômetro de massa com fonte de plasma acoplado indutivamente (ICP-MS) modelo Agilent 7500ce. Os resultados encontram-se na Tabela 2.

Tabela 1 – Características químicas e físicas da amostra de terra coletada

Características	Unidade	Solo
⁽¹⁾ pH (CaCl ₂)		7,5
^(1,2) Matéria orgânica	g dm ⁻³	28
^(1,3) Fósforo	mg dm ⁻³	75
^(1,3) Potássio	mmol _c dm ⁻³	7,0
^(1,3) Cálcio	mmol _c dm ⁻³	400
^(1,3) Magnésio	mmol _c dm ⁻³	92,0
⁽¹⁾ H + Al	mmol _c dm ⁻³	9,0
Soma de Bases (SB)	mmol _c dm ⁻³	499
Capacidade Troca Cationica (CTC)	mmol _c dm ⁻³	508
Saturação de Bases (V)	%	98
Areia	g kg ⁻¹	650
Silte	g kg ⁻¹	80
Argila	g kg ⁻¹	270
Textura		média - argilosa

⁽¹⁾ Rajj et al. (2001); ⁽²⁾ método colorimétrico; ⁽³⁾ resina trocadora de íons

Tabela 2 – Teores totais e disponíveis, de cádmio e micronutrientes na amostra de terra

Elemento	Teor total ⁽¹⁾ mg kg ⁻¹	Teor disponível ⁽²⁾ mg kg ⁻¹
Cobre	715	55
Ferro	154978	4,2
Manganês	1885	9,5
Zinco	7574	460
Cádmio	43	0,62

⁽¹⁾ Digerida com HCl, HClO₄ e HF, em sistema aberto;

⁽²⁾ DTPA (LINDSAY; NORVELL, 1988)

2.2.2 Delineamento experimental e tratamentos

O experimento foi instalado em delineamento experimental de blocos ao acaso, sendo 4 culturas, 5 doses de fósforo (P) por cultura e três repetições por tratamento, totalizando sessenta vasos (parcelas experimentais) mais o tratamento

controle (sem adição de P) para cada cultura, com três repetições. A fonte de P utilizada foi o superfosfato triplo (SFT), cujas características químicas e físicas encontram-se na Tabela 3.

Tabela 3 – Características químicas e físicas do superfosfato triplo

Características	superfosfato triplo
Fósforo total (%)*	42% (P ₂ O ₅)
Cobre (mg kg ⁻¹)*	23,6
Ferro (mg kg ⁻¹)*	9400
Manganês (mg kg ⁻¹)*	624
Zinco (mg kg ⁻¹)*	38,1
Cádmio (mg kg ⁻¹)*	26,3
Física	Granulado

* Teores totais

Os tratamentos com SFT foram nas doses de 250, 500, 1000, 2000 e 4000 mg kg⁻¹ de P baseado-se em trabalhos que objetivaram a imobilização EPT com altas doses de P (BOLAN et al., 2003; MCGOWEN; BASTA; BROWN, 2001; ZWONITZER; PIERZYNSKI; HETTIARACHCHI, 2003).

2.2.3 Alteração das razões isotópicas, incubação, aplicação dos tratamentos e plantio

A razão isotópica das amostras de solos, contidas nos vasos, foi alterada, aplicando-se 100 mL de uma solução contendo 1,70 mg de Cd (CdCl₂) contendo uma atividade de 148 kBq de ¹⁰⁹Cd por vaso. Após secas, as amostras de solos foram homogeneizadas e regadas com água destilada até 60% da capacidade de retenção de água do solo, incubadas por 30 dias para o equilíbrio isotópico do radionuclídeo com o respectivo isótopo do solo. Secou-se novamente o solo e depois aplicou-se 100 mL de uma solução de fosfato de potássio monobásico contendo 5,55 MBq de ³²P livre de carregador e incubados por 7 dias. Após a secagem foram aplicados as quantidades do SFT nos respectivos vasos, homogeneizados, umedecidos até 60% da capacidade de retenção de água e incubados por 7 dias para o equilíbrio do radionuclídeo com o respectivo isótopo do solo (³¹P).

Foram levados em consideração a meia-vida do radionuclídeo ^{32}P (14,3 dias) e a do ^{109}Cd (453 dias), para evitar doses excessivas destes radioisótopos, a extração pelas plantas e o tempo de duração dos experimentos. Assim, a atividade no solo ao final do experimento em cada vaso será inferior ou igual a 74 kBq dm^{-3} , concentração máxima permitida para descarte de rejeitos sólidos, segundo estabelecido na norma CNEN-NE-6.05.

Aproximadamente de 10 a 15g de solo dos vasos foram coletados antes da semeadura das culturas. Os tratamentos iguais, entre as culturas, foram misturados e considerados como uma única amostra para análise química. As três repetições dentro de cada cultura foram mantidas. As amostras de solos foram secas, passadas em peneira de malha 2 mm e acondicionadas em sacos plásticos.

Ao final do período de incubação, foram semeadas seis sementes de milho (*Zea mays*), cultivar Pioneer 30F-80, feijão (*Phaseolus vulgaris* L.), cultivar IPR Colibri, transplantadas 6 mudas de alface (*Lactuca sativa* L.), tipo Aurélia manteiga, e eucalipto (*E. urophylla* × *E. grandis*). As mudas de alface e eucalipto foram germinadas em areia e transplantadas 10 dias após sua germinação (dag). Após emergência do milho e do feijão foi realizado o desbaste, deixando-se apenas três plantas por vaso. O alface e o eucalipto foram desbastados 7 dias depois de transplantado, deixando-se apenas duas plantas de alface e três de eucalipto por vaso. A umidade do solo foi mantida a 70 % da capacidade de retenção de água, por meio de regas diárias, com água destilada-deionizada.

2.2.4 Adubação e colheita do experimento

Foi aplicado nitrogênio (N) na forma de nitrato de amônio, nas seguintes concentrações por vaso: 20 mg para o alface (20 dias após a germinação) e o feijão (10 dias após a germinação); e 80 mg para o milho e o eucalipto, estes parcelado em quatro aplicações (10, 20, 30 e 40 dias após a germinação). Em todos os vasos foram aplicados 0,2 mg de boro (B) na forma de ácido bórico e 0,25 mg de molibdênio (Mo) na forma de molibdato de amônio. Foram usados reagentes analíticos para o preparo desses nutrientes e aplicados em uma única parcela, nas quatro culturas, 15 dag.

A colheita da parte aérea das plantas foi realizada de acordo com o desenvolvimento de cada cultura, sendo que a alface foi coletada 50 dias após seu transplante e as plantas de milho foram coletadas 50 dag e o eucalipto 70 dias após o seu transplante. Os feijoeiros foram coletados aos 20 dag, por causa do precário desenvolvimento das plantas. As plantas coletadas foram secas em estufa (65°C), pesadas e moídas para análises químicas de Cd e P e medição de radioatividades dos radionuclídeos ^{109}Cd e ^{32}P .

2.2.5 Análises químicas e radioisotópicas de amostras de planta

As amostras vegetais foram submetidas à digestão nitro-perclórica, segundo Bataglia et al. (1983). Os teores de Cd foram determinados por ICP-MS e P por espectrofotometria, pelo método do vanadato/molibdato empregando sistema de análise por injeção em fluxo (SILVA et al., 1998). A radioatividade do ^{32}P foi determinada através do efeito Cerenkov (NASCIMENTO FILHO; LOBÃO, 1977) e ^{109}Cd por espectrometria gama, utilizando um cristal cintilador de NaI(Tl), tipo poço, de 3x3 polegadas, acoplado a um analisador de pulsos multicanal (WANG; WILLIS; LOVELAND, 1965).

2.2.6 Análises químicas das amostras de solo

Nas amostras de solo coletadas antes da semeadura das culturas foram realizadas as determinações de pH em CaCl_2 0,01 mol L⁻¹; P disponível (resina), Ca, Mg, K trocáveis; acidez total (H+Al) e condutividade elétrica, de acordo com metodologias descritas em Raij et al. (2001). Foram determinadas os teores disponíveis de Cd em solução de DTPA, a pH 7,3 (LINDSAY; NORVELL, 1978) e em Mehlich-1 (MEHLICH, 1978). Os teores de Cd nos extratos obtidos por extração por DTPA e Mehlich-1 foram determinados por ICP-MS.

2.2.7 Cálculos

Através da equação [1] foi calculada a porcentagem de Cd proveniente do SFT:

$$\% Cd_{pp}SFT = \left(1 - \frac{AEp (trat.SFT)}{AEp (sem SFT)} \right) \times 100 \dots\dots\dots[1]$$

onde:

$\%Cd_{pp}SFT$ = porcentagem de Cd na planta proveniente do SFT

AEp (trat. SFT) = Atividade específica na planta ($dpm \mu g^{-1}$ de Cd), no tratamento com a fonte de M adicionada.

AEp (trat. sem SFT) = Atividade específica na planta ($dpm \mu g^{-1}$ de Cd), no tratamento sem adição da fonte de M.

e através da equação [2] foi calculada a porcentagem de Cd proveniente do solo contaminado:

$$\% Cd_{pp}Solo = \left(\frac{AEp (trat.SFT)}{AEp (sem SFT)} \right) \times 100 \dots\dots\dots[2]$$

onde:

$\%Cd_{pp}Solo$ = porcentagem de Cd na planta proveniente do Solo contaminado

AEp (trat. SFT) = Atividade específica na planta ($dpm \mu g^{-1}$ de Cd), no tratamento com a fonte de SFT adicionada.

AEp (trat. sem SFT) = Atividade específica na planta ($dpm \mu g^{-1}$ de Cd), no tratamento sem adição de SFT.

A disponibilidade do Cd no solo foi avaliada pelo Valor L , conforme descrito por Neptune e Muraoka (1978) e Novais e Smyth (1999), mediante a equação a seguir:

$$Valor L = M \left(\frac{AE_a}{AE_p} - 1 \right) \dots\dots\dots[3]$$

onde :

M = quantidade de Cd adicionado com a solução radioativa ao solo ($0,85 mg kg^{-1}$)

AE_a = atividade específica do Cd na solução padrão adicionada ao solo ($dpm \mu g^{-1}$)

AE_p = atividade específica do Cd na planta ($dpm \mu g^{-1}$)

Por meio da equação [4] foi calculada a porcentagem de absorção de Cd em relação ao teor total de Cd no solo:

$$\% AbsSolo = \frac{\left(Ac \times \left(\frac{\% CdppSolo}{100} \right) \right)}{AcSolo} \times 100 \dots\dots\dots [4]$$

onde:

$\%AbsSolo$ = porcentagem de absorção de Cd

Ac = acúmulo de Cd na planta ($\mu\text{g vaso}^{-1}$)

$\%CdppSolo$ = porcentagem de Cd na planta proveniente do Solo contaminado

$AcSolo$ = acúmulo de Cd total no vaso em $\mu\text{g vaso}^{-1}$ ou seja teor de Cd no solo ($43,1 \text{ mg kg}^{-1}$) multiplicado pelo peso do solo por vaso (2 kg).

e através da equação [5] foi calculada a porcentagem de absorção de Cd em relação ao teor total de Cd adicionado nos tratamentos por meio do SFT:

$$\% AbsFertilizante = \frac{\left(Ac \times \left(\frac{\% CdppSFT}{100} \right) \right)}{AcFertilizante} \times 100 \dots\dots\dots [5]$$

onde:

$\%AbsSolo$ = porcentagem de absorção de Cd

Ac = acúmulo de Cd na planta ($\mu\text{g vaso}^{-1}$)

$\%CdppSFT$ = porcentagem de Cd na planta proveniente do SFT

$AcFertilizante$ = acúmulo de Cd no vaso adicionado pelo fertilizante em $\mu\text{g vaso}^{-1}$ ou seja teor de Cd no fertilizante ($26,3 \text{ mg kg}^{-1}$) multiplicado pela quantidade de SFT aplicada por vaso.

Calculou-se o Índice de Transferência (IT) mediante a equação:

$$IT = \frac{TCdPlanta}{TTCdSolo} \dots\dots\dots [6]$$

onde:

IT = índice de transferência

$CCdPlanta$ = teor de Cd na planta (mg kg^{-1})

$TTCdSolo$ = teor total de Cd no solo (mg kg^{-1}).

2.2.8 Forma de análise dos resultados

Foram avaliadas no solo: a) pH, Al+H, P resina; b) efeito do P na disponibilidade de Cd avaliada através dos extratores químicos DTPA e Mehlich-1 e na planta: a) produção de matéria seca das culturas; b) teores e acúmulos de P e Cd; c) efeito do P sobre o valor L de Cd; e) Porcentagem de Cd na planta proveniente do solo e do fertilizante. As variáveis acima foram submetidas a análises de variância e teste de médias (Tukey a 5%). Os dados obtidos também foram submetidos às análises de regressão entre as variáveis estudadas. As equações de regressão foram ajustadas considerando a significância, o coeficiente de determinação e o comportamento dos pontos na escolha das equações. As análises estatísticas foram feitas com auxílio do programa SAS, versão 6 (SAS, 1989).

2.3 Resultados e Discussão

2.3.1 Características químicas dos solos antes da semeadura das culturas

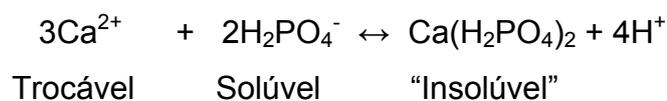
A adição das fontes de P ao solo causou diminuição do pH (CaCl_2 0,01 mol L^{-1}) e aumento da acidez potencial (H+Al), conforme demonstrado na Figura 1. As correlações lineares foram significativas entre as doses de P aplicadas com o pH e acidez potencial do solo. Segundo Tomé Junior (1997) e Kabata-Pendias e Pendias (2001) solos com pH superiores a 7,0 e na presença de íons alcalino terrosos (Ca, Mg, estrôncio, bário), ou íons de EPT (Cd, Ni, Zn, Pb) podem ocasionar deficiência de P e micronutrientes, devido à formação de compostos insolúveis, assim como observar a ausência de Al trocável. As duas maiores doses de P no solo passou da classificação de solo alcalino para condição de acidez fraca, resultando numa maior disponibilidade do P e micronutrientes em relação ao tratamento controle conforme Raji et al. (1997) e Tomé Junior (1997).

A diminuição gradativa do pH do solo, com a aplicação de P, foi decorrente da reação ocasionada pela aplicação de SFT ao solo, que pode ser representada pelas seguintes equações:



Segundo Tisdale et al. (1985), o pH do SFT em solução saturada é de 1,0, demonstrando uma grande liberação e concentração de íons H^+ quando o SFT se encontra em meio aquoso, resultando em redução do pH do solo com o aumento das doses de P aplicadas no solo.

Outra reação, abaixo apresentada, tem como produto a geração de íons H^+ , o que conseqüentemente ocasionaria diminuição do pH do solo, e está relacionado com o alto teor de Ca trocável no solo (teor acima de 400 $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, Anexo I) juntamente com o íon H_2PO_4^- , fenômeno denominado “retrogradação”, segundo Malavolta (1967).



Nas condições estudadas, de acordo com Kabata-Pendias e Pendias (2001) e Fytianos et al. (2001), em condições de pH do solo entre 6 e 7,8 a mobilidade dos íons Cd^{2+} é muito baixa. Para Cd os principais fatores que controlam sua mobilidade

no solo são pH (CHEN et al., 2007) e potencial de oxidação (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001), sendo que entre os EPTs, o Cd é conhecido por ser muito móvel em diferentes condições de solo. Entretanto existem resultados que demonstram que quando o Cd se torna mais móvel em solos alcalinos devido a formação de complexos ou quelatos, a absorção de Cd pela planta pode ser independente do pH, que segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001), são contraditórios.

Hettiarachchi e Pierzynski (2002), trabalhando com a imobilização de Zn, Cd e Pb em solo contaminado, aplicaram SFT nas doses de 2500 e 5000 mg kg⁻¹ de P. Os autores avaliaram o pH do solo em água antes do plantio de sorgo e encontraram diferença com a maior dose de P aplicada (pH 7,6) em relação ao tratamento controle (pH 6,8). Chen et al. (2007), utilizando SFT com o mesmo objetivo citado anteriormente, porém utilizando somente a dose de 2500 mg kg⁻¹ de P, não observou diferença significativa entre o tratamento com SFT (pH 5,55) e o tratamento controle (pH 5,56).

Bolan et al. (2003) aplicaram doses de 250, 500 e 1000 mg kg⁻¹ de KH₂PO₄ para a imobilização química de Cd e em uma de suas conclusões relataram que a adição de KH₂PO₄ aumentou o pH do solo, o que conseqüentemente diminuiu sua fitodisponibilidade devido ao aumento do sequestro de cátions do solo. Zhu, Chen e Yang (2004) aplicaram superfosfato simples para remediação de um solo contaminado com Pb e com pH 7,93, encontrando pouca eficiência na remediação do solo devido provavelmente à diminuição do pH do solo induzida pelo fertilizante fosfatado.

As correlações entre as doses de SFT com o P disponível no solo (Figura 1), extraídos por resina deram correlação significativa, demonstrando aumento do teor disponível de P com o aumento da sua adição ao solo. Segundo faixas de interpretação sugeridas por Tomé Junior (1997), os teores de P disponível em resina encontram-se alto para as quatro culturas avaliadas no experimento, sendo considerado alto para hortaliças na faixa de 61-120 mg dm⁻³, para culturas anuais na faixa de 41-80 mg dm⁻³ e para culturas florestais na faixa de 9-16 mg dm⁻³. Altos teores de P no solo podem induzir a deficiência de Ca, B, Cu, Fe, Mn, Fe e Zn, entretanto podem prevenir a absorção em concentrações tóxicas de Al e EPTs, segundo Bergmann (1992).

Os teores de Ca, magnésio (Mg) e potássio (K) trocáveis no solo, determinado pelo método da resina, nas diferentes doses, não demonstraram alterações com as

doses de P (Anexo I), com exceção ao Ca no último tratamento, que apresentou teor superior aos demais tratamentos, consequentemente devido ao excesso Ca aportado pelo SFT. Em média os teores de Ca, Mg e K foram superiores a 400, 100 e 3,5 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$, respectivamente, superiores aos 7 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ para Ca, 8 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ para Mg e 3,1 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ para K, considerados como altos por Raij et al. (1997). Os valores de saturação por bases (V%) apresentaram algumas diferenças estatísticas, porém estão muito próximos uns dos outros e superior a 90%, que são altos (RAIJ et. al., 1997).

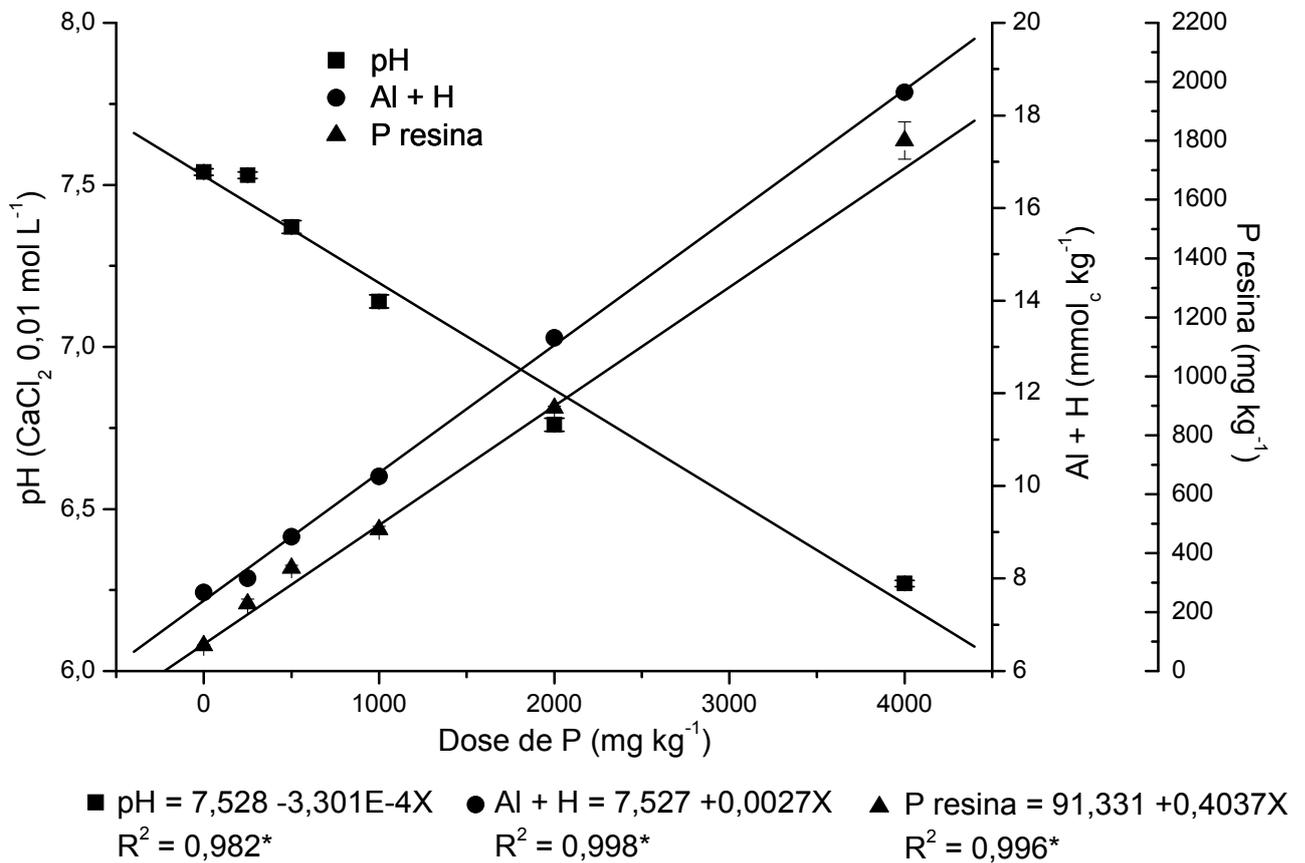


Figura 1 - Correlação das doses de fósforo com pH, Al+H e P resina. *Significativo a 5% de probabilidade, pelo teste F

2.3.2 Disponibilidade do Cd avaliada através de extratores químicos

A disponibilidade de um EPT pode ser avaliada utilizando-se um extrator químico, no qual a quantidade extraída é correlacionada com o acúmulo ou com a concentração do elemento nas plantas. Um dos fatores que podem influenciar diretamente a disponibilidade do Cd é o pH do solo. O pH no solo ao início do experimento foi influenciado pela aplicação de SFT. O Cd pode ter a sua disponibilidade aumentada com a diminuição do pH no solo (ALLOWAY, 1995; KABATA PENDIAS; PENDIAS, 2001) e conseqüentemente um aumento na biodisponibilidade para as plantas (ADRIANO, 2001). Com a redução do pH do solo ocorre uma dissolução de carbonatos e fosfatos do solo que promovem maior solubilidade do Cd (ADRIANO, 2001).

A disponibilidade do Cd no solo, avaliado com o extrator DTPA, diminuiu com o aumento da dose de P (Figura 2). Observa-se que a disponibilidade do Cd-DTPA diminuiu em função do pH do solo, quando o esperado era um aumento da sua disponibilidade no solo devido à diminuição do pH do solo (Figura 2).

A disponibilidade do Cd avaliada com o extrator Mehlich-1 aumentou com a dose de P e diminuiu com o aumento do pH (Figura 2). Resultado esperado com respeito ao pH do solo.

Quanto aos teores extraídos pelos extratores químicos observa-se que os maiores valores foram obtidos com Mehlich-1 o qual foi superior em quase 3 vezes aos teores extraídos por DTPA. O extrator Mehlich-1 vem sendo utilizado com sucesso, porém em alguns casos este extrator pode superestimar os teores lábeis dos EPT devido à dissolução de EPT associados a carbonatos (RIBEIRO FILHO, 2003). Em solos com teores elevados de EPT, o extrator DTPA pode ter sua capacidade quelatizante esgotada (NORVELL, 1984; O'CONNOR, 1988).

Cheng e Hseu (2002) extraíram Cd com HCl 0,1 mol L⁻¹ e EDTA 0,05 mol L⁻¹ num solo contaminado contendo 16 mg kg⁻¹ desse EPT e com pH 7,05 e obtiveram os maiores teores com o extrator ácido HCl. A capacidade extratora dos extratores químicos difere entre si, porém variáveis dependendo da situação. Quando Cheng e Hseu (2002) avaliaram os teores de Pb obtiveram os maiores teores com o extrator quelatizante EDTA.

Inúmeros são os resultados encontrados na literatura em relação à capacidade de alguns extratores químicos de prever a disponibilidade de EPT, sendo as

correlações significativas para alguns casos e não para outros. As divergências ocorridas entre os diversos resultados obtidos na literatura sobre extratores químicos podem estar relacionados ao tipo de solo, o teor do elemento no solo, entre outras propriedades químicas e físicas intrínsecas a cada solo.

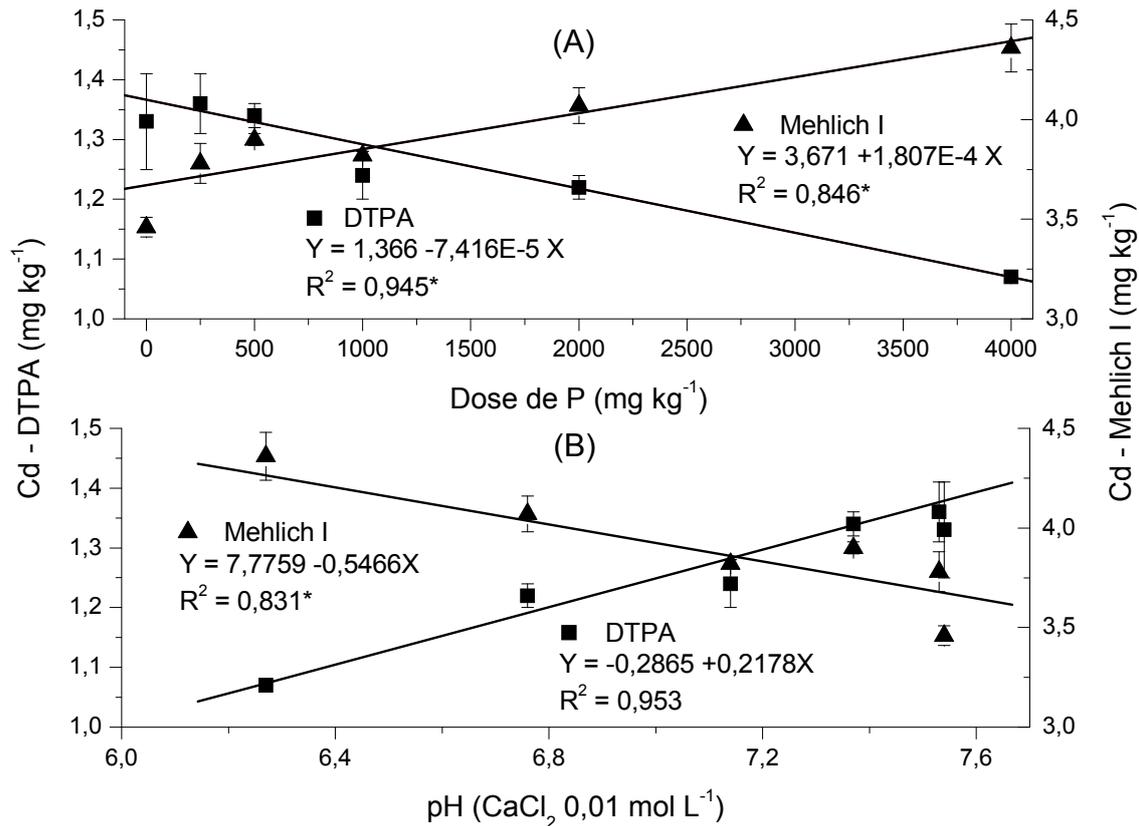


Figura 2 - Correlação das doses de fósforo (A) e pH do solo (B) com o teor de Cd extraído por DTPA e Mehlich-1. *Significativo a 5% de probabilidade, pelo teste F

Haq; Bates e Soon (1980) avaliaram 3 extratores químicos entre eles o DTPA, em solos com teores de Cd na faixa de 0,01 a 8,45 mg kg⁻¹ e concluíram que esse extrator foi eficiente em prever a disponibilidade de Cd. Entretanto Abreu et al. (1995) encontraram baixa eficiência do extrator DTPA e Mehlich-1 em prever a disponibilidade de Cd em solos não contaminados. As diferenças para os resultados encontrados entre os extratores químicos utilizados pode também estar relacionadas ao pH da solução extratora, pois o pH do extrator DTPA, de caráter quelatizante, é

de 7,3 e do Mehlich-1, que apresenta caráter ácido, apresentando pH ao redor de 1,8.

A disponibilidade de Cd avaliada por Hamon, Mike e Cozens (2002) em um solo contaminado submetido a diferentes pH demonstraram que a elevação do pH no solo diminuiu a disponibilidade do Cd sem e com a adição de fosfato de potássio como amenizante. Nestas condições o extrator Mehlich-1 (Figura 2) estaria em acordo com o resultado obtido por Hamon, Mike e Cozens (2002).

Maenpaa; Kukkonen e Lydy (2002) constataram redução do pH em dois solos contaminados com a aplicação de 5000 mg kg⁻¹ de P na forma de superfosfato triplo, porém o teste com *Eisenia fetida* demonstrou uma significativa redução na biodisponibilidade do Cd diminuindo assim os riscos ecológicos a invertebrados expostos ao solo contaminado.

2.3.3 Avaliação da produção de matéria seca e teores de fósforo na planta

As avaliações sobre produção de matéria seca, teores e acúmulos de P na planta e valor *L* de P foram feitas para verificar o comportamento das culturas em relação ao solo contaminado.

2.3.3.1 Alface

Na Tabela 4 são apresentados os dados de produção de matéria seca, teor e acúmulo de P na parte aérea e valor *L* de P para a alface. A produção de matéria seca aumentou até a dose de 1000, diminuindo na dose seguinte e mantendo-se constante. O teor de P na parte aérea da alface aumentou significativamente até a última dose de P aplicada. Segundo Bergmann (1992) os teores de P encontrados nas plantas geralmente estão entre 1 a 5 g kg⁻¹ de P de matéria seca. Na alface os valores encontrados estão dentro desta faixa, com exceção do último tratamento. Porém o autor descreve que para a alface (*Lactuca sativa capitata*), os teores adequados de P estariam na faixa de 4,5 a 7 g kg⁻¹, os valores encontrados nos tratamentos com dose de 2000 e 4000 mg kg⁻¹ estariam adequados.

O acúmulo de P aumentou significativamente até a dose de 4000. A disponibilidade do P avaliada através do valor *L* de P aumentou com o aumento da dose de P aplicada, como era de se esperar.

Tabela 4 – Produção de matéria seca, teor e acúmulo de fósforo da parte aérea e valor *L* de P para a alface

Tratamento mg kg ⁻¹ P	Matéria Seca g	Teor de P g kg ⁻¹	Acúmulo de P mg vaso ⁻¹	valor <i>L</i> de P mg kg ⁻¹
0	0,78 d	1,72 d	1,37 d	150,8 f
250	2,54 c	2,12 d	5,39 c	378,2 e
500	2,91 c	2,83 c	8,23 c	564,9 d
1000	5,16 a	3,37 c	17,37 b	689,2 c
2000	4,39 b	4,59 b	20,15 b	1542,2 b
4000	4,01 b	6,38 a	25,41 a	3212,8 a

Valores com letras iguais nas colunas não diferem entre si a 5 % pelo teste de Tukey

2.3.3.2 Feijão

Na Tabela 5 são apresentados os dados de produção de matéria seca, teor e acúmulo de P na parte aérea e valor *L* de P para o feijão. Apesar do baixo desenvolvimento da cultura, a qual foi coletada aos 20 dias após a sua germinação, a produção de matéria seca aumentou até a dose de 500, ocorrendo a partir daí decréscimo até a última dose de P. Entretanto o teor de P na parte aérea do feijão apresentou aumentos significativos a partir da dose de 500, até a última dose de P. Os teores de P em geral estão entre 1 a 5 g kg⁻¹ de matéria seca (BERGMANN, 1992). Os teores encontram-se superiores a esta faixa, a partir da dose de 1000. Especificamente para o feijão, em folhas em pleno desenvolvimento e ao começar a floração os teores adequados de P encontram-se na faixa de 2,5 a 5 g kg⁻¹ (BERGMANN, 1992).

O acúmulo de P demonstrou aumento significativo até a dose de 1000, permanecendo constante até a última dose de P. A igualdade nos três últimos tratamentos, mesmo apresentando teores diferentes e crescentes de P na parte aérea, ocorreu devido à baixa produção de matéria seca nas duas últimas doses. A disponibilidade do P avaliada através do valor *L* de P aumentou com o aumento da dose de P aplicada.

Tabela 5 – Produção de matéria seca, teor e acúmulo de fósforo da parte aérea e valor *L* de P para o feijão

Tratamento mg kg ⁻¹ P	Matéria Seca g	Teor de P g kg ⁻¹	Acúmulo de P mg vaso ⁻¹	valor <i>L</i> de P mg kg ⁻¹
0	0,67 c	3,18 e	2,13 c	27,4 f
250	0,78 b	3,71 e	2,90 c	46,8 e
500	0,92 a	5,03 d	4,60 b	60,6 d
1000	0,86 a	7,13 c	6,14 a	133,5 c
2000	0,56 c	9,43 b	5,23 a	270,0 b
4000	0,39 d	14,63 a	5,61 a	364,6 a

Valores com letras iguais nas colunas não diferem a 5 % pelo teste de Tukey

2.3.3.3 Milho

Na Tabela 6 são apresentados os dados de produção de matéria seca, teor e acúmulo de P na parte aérea e valor *L* de P para o milho. A produção de matéria seca aumentou até a dose de 4000, sendo de 45 a 152% superior ao tratamento controle. O teor de P na parte aérea do milho apresentou aumentos significativos a partir da dose de 500 até a última dose de P aplicada. Os teores de P no milho estão dentro da faixa normal de 1 a 5 g kg⁻¹ de matéria seca (BERGMANN, 1992). Especificamente para a planta de milho, com 40 a 60 cm de altura, em folhas completamente formadas, a faixa adequada de P é de 3,5 a 6 g kg⁻¹ (BERGMANN, 1992).

Em relação ao acúmulo de P no milho, aumentos significativos foram encontrados até a última dose de P aplicada. Em relação à disponibilidade do P avaliada através do valor *L* de P, este aumentou com o incremento da dose de P aplicada.

Tabela 6 – Produção de matéria seca, teor e acúmulo de fósforo da parte aérea e valor *L* de P para o milho

Tratamento mg kg ⁻¹ P	Matéria Seca g	Teor de P g kg ⁻¹	Acúmulo de P mg vaso ⁻¹	valor <i>L</i> de P mg kg ⁻¹
0	8,84 d	0,73 d	6,39 e	95,2 f
250	12,81 cd	1,23 cd	15,93 d	310,3 e
500	14,00 bc	1,91 c	26,90 cd	589,5 d
1000	15,84 bc	2,78 b	44,28 bc	850,4 c
2000	18,77 ab	3,55 b	65,57 b	1365,0 b
4000	22,28 a	5,19 a	115,65 a	2813,0 a

Valores com letras iguais nas colunas não diferem a 5 % pelo teste de Tukey

2.3.3.4 Eucalipto

Na Tabela 7 estão os dados de produção de matéria seca, teor de P na parte aérea e acúmulo de P no eucalipto. A produção de matéria seca aumentou significativamente até a dose de 500 e permaneceu constante até a dose de 2000, ocorrendo redução na dose de 4000. Essa diminuição provavelmente foi devido ao excesso de P, conforme pode se verificar pelo seu alto teor de P na matéria seca, que resultou na maior quantidade acumulada de P no tratamento com a dose mais alta. O teor de P na parte aérea do eucalipto apresentou aumento significativo a partir da dose de 1000. Os teores de P no eucalipto estão em sua maioria inferiores a $2,3 \text{ g kg}^{-1}$, entretanto apresentam-se dentro da faixa de 1 a 5 g kg^{-1} de P (BERGMANN, 1992), com exceção do teor encontrado no tratamento controle. Especificamente para eucalipto em folhas a faixa adequada de P estaria de 1 a $1,2 \text{ mg kg}^{-1}$ (BERGMANN, 1992).

O acúmulo de P na parte aérea do eucalipto aumentou significativamente até a última dose de P aplicada. A disponibilidade de P avaliada através do valor *L* de P aumentou significativamente com o aumento da dose de P aplicada, sendo constante nas doses de 250 e 500.

Tabela 7 – Produção de matéria seca, teor e acúmulo de fósforo da parte aérea e valor *L* de P para o eucalipto

Tratamento $\text{mg kg}^{-1} \text{ P}$	Matéria Seca g	Teor de P g kg^{-1}	Acúmulo de P mg vaso^{-1}	valor <i>L</i> de P mg kg^{-1}
0	1,13 d	0,76 c	0,86 e	220,8 f
250	2,62 c	0,92 c	2,40 d	969,8 e
500	6,69 a	1,18 c	7,93 c	1037,8 d
1000	6,98 a	1,41 b	9,91 b	1383,8 c
2000	7,30 a	1,57 b	11,34 b	3694,2 b
4000	5,87 b	2,33 a	13,70 a	7683,1 a

Valores com letras iguais nas colunas não diferem a 5 % pelo teste de Tukey

2.3.4 Avaliação dos teores de Cd na planta

2.3.4.1 Alface

Os teores e acúmulos de Cd na parte aérea, porcentagem de Cd na parte aérea proveniente do solo (%CdppS) e do fertilizante (%CdppF), para a cultura da

alface, estão apresentados na Tabela 8. Nota-se um alto teor de Cd no tratamento controle, ocorrendo diminuição dos teores até a dose de 500. A partir da dose de 1000 os teores aumentaram até a penúltima dose de P. Nas doses de 2000 e 4000 os teores foram estatisticamente iguais ao tratamento controle. Uma possível explicação a essa elevação dos teores de Cd nos últimos tratamentos com P seria a diminuição do pH do solo decorrente da aplicação do SFT, aumentando assim a disponibilidade do Cd e também o Cd do próprio fertilizante, que pode ter sido absorvido. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001) a faixa crítica de Cd na biomassa de plantas é de 5 a 30 mg kg⁻¹, os teores encontrados na alface estão dentro desta faixa. A alface apresenta alta capacidade de absorver grandes quantidades de Cd.

Bolan et al. (2003) adicionaram Cd nas doses de 0,3; 3 e 10 mg kg⁻¹ e utilizaram KH₂PO₄ nas doses de 250, 500 e 1000 mg kg⁻¹ para a imobilização química de Cd no solo, avaliando a absorção de Cd pelas plantas de mostarda. Os autores constataram que o aumento da dose de P diminuiu os teores de Cd na mostarda em todas as doses de Cd adicionada. Entretanto, Basta et al. (2001) não haviam observado diferenças nos teores de Cd em alface quando aplicado rocha fosfatada em 3 diferentes solos contaminados com teores de Cd total entre 80 e 296 mg kg⁻¹.

O acúmulo de Cd nos tratamentos aumentou significativamente até a dose de 2000, permanecendo constante nos dois últimos tratamentos. A capacidade da alface em absorver Cd do solo em pH 7 pode ser observado em MacLean (1976). A alface foi cultivada em solo que recebeu 0; 2,5 e 5 mg kg⁻¹ de Cd apresentando teores significativos e crescentes respondendo a aplicação de Cd em solo neutro. Teores de Cd em alface podem variar dependendo do sistema de cultivo, como relatado por Stertz et al. (2005), ao redor de 0,15; 0,11 e 0,06 mg kg⁻¹ de Cd em sistema de cultivo convencional, orgânico ou hidropônico respectivamente.

O uso de fertilizantes tem sido alvo de especulações relativas à contaminação do ambiente, tais como os acúmulos de EPT em solos agrícolas. Os fertilizantes fosfatados de forma geral podem conter de 0,1 a 370 mg kg⁻¹ de Cd (ALLOWAY, 1995, AMARAL SOBRINHO, 1992) dependendo da origem deste fertilizante. Entretanto o teor de Cd contido no fertilizante não se encontra muitas vezes em concentração disponível as plantas, não ocorrendo sua absorção pela planta. Os teores de Cd em solos agrícolas aumentam em função das constantes aplicações

destes fertilizantes ao longo do tempo, o Cd podendo estar ou não disponível para a planta dependendo do manejo do solo, tipo de cultura e atributos químicos e físicos do solo.

No estudo conduzido por Pezzarossa et al. (1990) a aplicação de SFT, contendo $23,1 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd, nas doses de 364, 1820 e 3640 kg ha^{-1} de P, não apresentaram aumentos significativos nos teores de Cd na alface. Os autores justificam os resultados às grandes quantidades de P aplicada, que possivelmente influenciaram negativamente na absorção de Cd pela planta.

Em função da existência de Cd em fertilizantes fosfatados calculou-se a %CdppF. Observou-se que, nos últimos tratamentos, ao redor de 20% do Cd na alface foi proveniente do SFT utilizado, com destaque ao tratamento 1000, com aproximadamente 29% proveniente desta fonte (Tabela 8). Em relação a %CdppS (Tabela 8) observa-se que nos dois primeiros tratamentos com SFT, o Cd na parte aérea é praticamente decorrente do solo, diminuindo nos três últimos tratamentos, demonstrando uma influência do P sobre a disponibilidade do Cd do solo, uma vez que a quantidade de Cd do fertilizante aumenta com o aumento da dose de SFT.

Tabela 8 – Teor e acúmulo de Cd na parte aérea, porcentagem de Cd na parte aérea proveniente do solo (%CdppS) e do fertilizante (%CdppF), e valor *L* de Cd para a alface

Tratamento mg kg^{-1} P	Teor mg kg^{-1}	Acúmulo $\mu\text{g vaso}^{-1}$	CdppS %	CdppF %	valor <i>L</i> mg kg^{-1}
0	8,25 a	6,46 d			2,62 c
250	3,98 b	10,10 c	97,8 a	2,2 c	2,70 c
500	2,95 c	8,64 c	93,8 a	6,2 c	2,77 c
1000	4,20 b	21,66 b	71,2 c	28,8 a	3,99 a
2000	7,61 a	33,41 a	78,1 b	21,9 b	3,72 a
4000	7,55 a	30,45 a	82,1 b	17,9 b	3,40 b

Valores com letras iguais nas colunas não diferem a 5 % pelo teste de Tukey

O valor *L*, uma medida da disponibilidade do Cd do solo para a alface pelo método isotópico, demonstrou que a disponibilidade de Cd com a adição de SFT permaneceu constante até a dose de 500, e aumentou significativamente nas três últimas doses de P, onde o esperado seria uma redução do valor *L* de Cd indicando que a adição de P seria eficiente na redução da disponibilidade de Cd no solo contaminado. Isso ocorreu provavelmente em função do Cd contido no fertilizante,

que deve ter mascarado a redução da disponibilidade do Cd do solo pela adição de P.

Na Figura 3 estão as correlações do teor de P, valor *L* de P, Cd do solo extraído por DTPA e Mehlich-1, valor *L* de Cd e pH do solo com o teor de Cd na alface. As correlações não foram significativas, possivelmente influenciadas pelos valores obtidos nas duas últimas doses de P aplicadas, conforme se observa na Figura 3. As correlações entre o teor de P, valor *L* de P e pH do solo demonstraram não influenciar sobre o teor de Cd na alface. A disponibilidade de Cd no solo, avaliada com os extratores DTPA e Mehlich-1, e através do isótopo ^{109}Cd mensurado através do valor *L* de Cd, não apresentaram capacidade de prever o teor de Cd na alface.

Entretanto quando as variáveis foram correlacionadas com o acúmulo de Cd na alface (Figura 4) as correlações foram significativas. O acúmulo de Cd demonstrou ser influenciado pelo aumento do acúmulo de P na alface e pelo pH do solo. A diminuição do pH do solo promoveu um aumento do acúmulo de Cd significando uma maior disponibilidade do elemento no solo em função da produção de matéria seca.

Em relação aos extratores químicos em prever a disponibilidade do Cd no solo observa-se na Figura 4 que a diminuição dos teores extraídos por DTPA aumentou o acúmulo de Cd na planta o que não se justifica. Provavelmente o Cd do fertilizante deve ter causado desbalanço nos resultados, uma vez que aumentando a dose do fertilizante aumentou o Cd no solo. Nota-se que o acúmulo de P correlacionou significativamente com o acúmulo de Cd, o que já era esperado, pois esse aumento deve ter sido causado principalmente pelo Cd do fertilizante e da produção de matéria seca, em função das doses de SFT. Para o extrator Mehlich-1 o aumento do acúmulo de Cd na planta seguiu com o aumento do teor de Cd extraído. A correlação do extrator Mehlich-1 com acúmulo de Cd estaria em acordo com a correlação realizada com o pH do solo onde a diminuição do pH do solo aumentou o acúmulo de Cd.

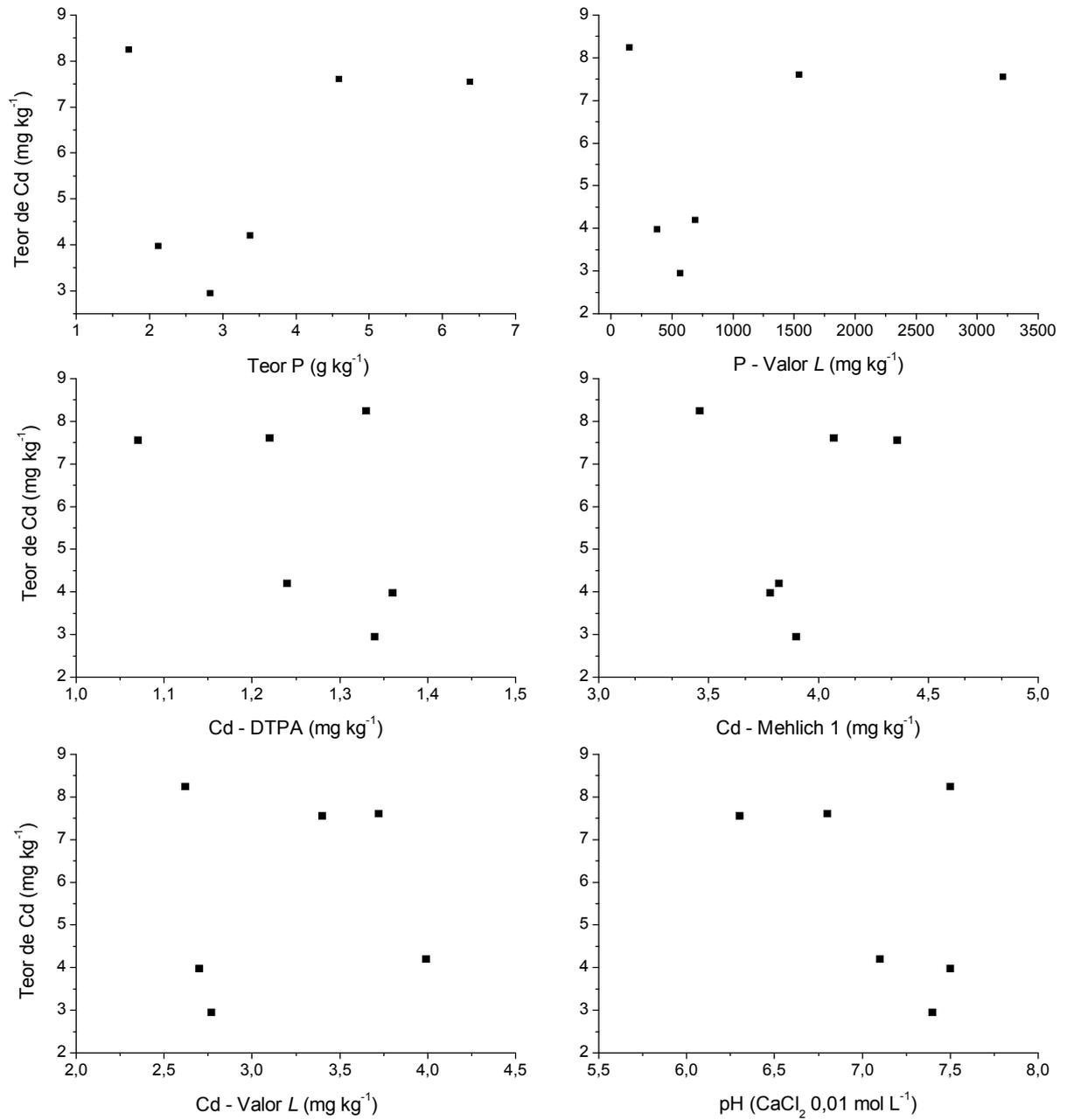


Figura 3 - Correlação do teor de P, Valor L de P, Cd extraído por DTPA e Mehlich-1, Valor L de Cd e pH do solo com o teor de Cd na alface

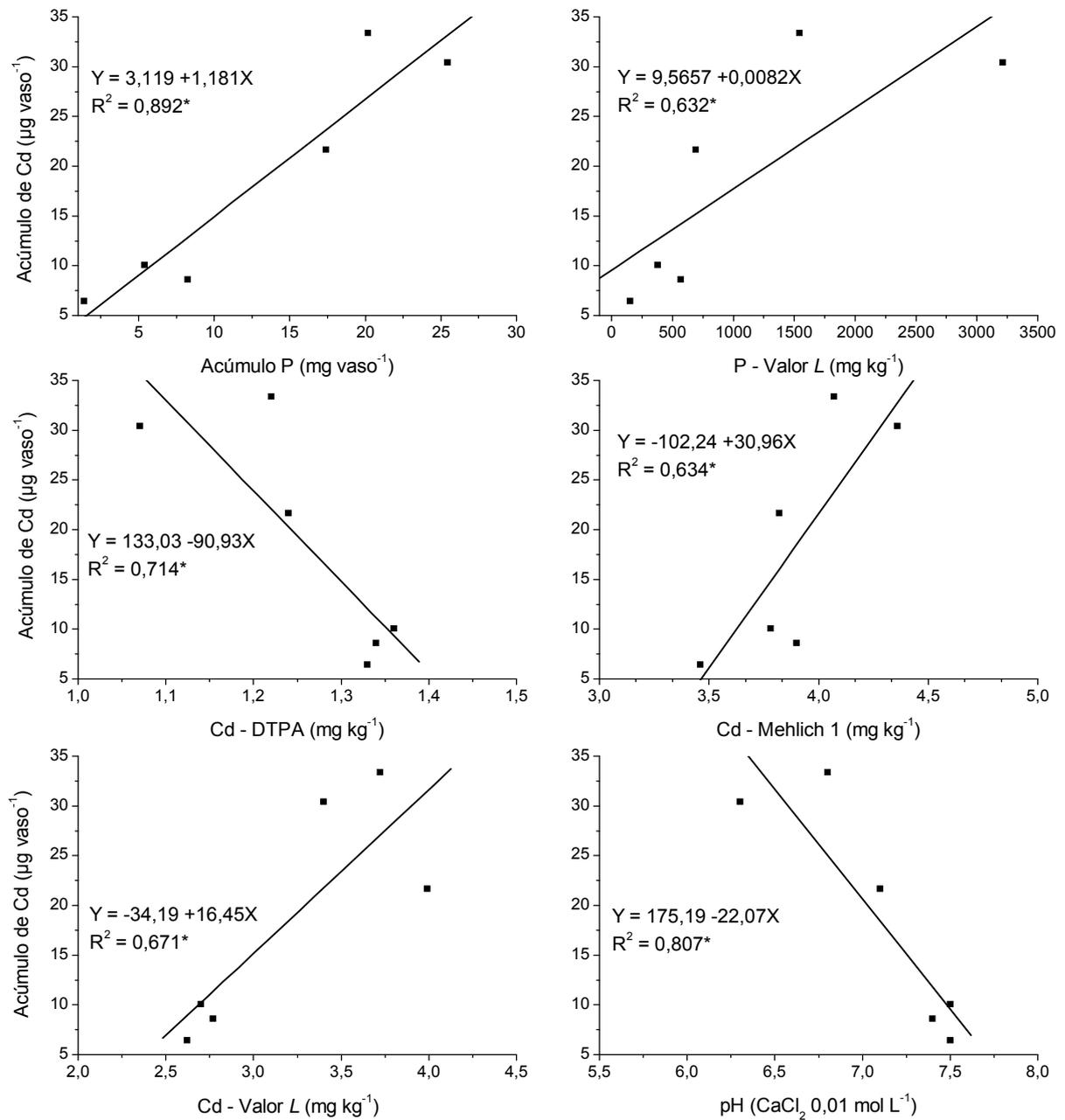


Figura 4 - Correlação do acúmulo de P, Valor L de P, Cd extraído por DTPA e Mehlich-1, Valor L de Cd e pH do solo com o acúmulo de Cd na alface.
*Significativo a 5% de probabilidade, pelo teste F

2.3.4.2 Feijão

Os teores e acúmulos de Cd na parte aérea do feijoeiro, %CdppS e %CdppF, estão apresentados na Tabela 9. Os teores de Cd aumentaram em relação ao tratamento controle a partir da dose de 1000, com aumento expressivo no teor com a dose de 2000. A elevação dos teores em relação aos tratamentos controle estariam relacionados ao pH do solo após aplicação de P. Em relação à faixa crítica de Cd (5 – 30 mg kg⁻¹) segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001), os teores de Cd no feijão apresentaram-se abaixo desta faixa.

Solos contaminados em geral apresentam teores de diferentes EPTs, e neste sentido pode ocorrer a diminuição ou aumento no teor de um determinado elemento e em uma determinada cultura, pela adição de fontes de P, essa alteração podendo, entretanto, variar de um elemento a outro. Um exemplo é o trabalho realizado por Fayiga e Ma (2006), que utilizaram rocha fosfatada para a imobilização de As, Pb e Cd, e concluíram que a rocha fosfatada aumentou significativamente a absorção de As por *Pteris vittata* (uma espécie de samambaia) diminuindo porém a absorção de Pb e Cd.

O acúmulo de Cd aumentou significativamente até a dose de 2000, diminuindo drasticamente no tratamento de 4000, que se igualou ao tratamento controle. No experimento realizado por Nascimento e Pereira (1997), com feijão em solução nutritiva submetidos a doses crescentes de Cd resultou em aumento no conteúdo do elemento nas raízes e na parte aérea das cultivares estudadas, sendo as maiores concentrações encontradas nas raízes em relação a parte aérea da cultura. No presente trabalho ocorreu uma tendência de aumento nos teores e acúmulos de Cd no feijão.

Em relação a %CdppS, observa-se na Tabela 9 que, nos três primeiros tratamentos com SFT, ao redor de 90% o Cd na parte aérea e nos dois últimos tratamentos em média 60% do Cd foi proveniente do solo. Em relação aos dados da %CdppF estes demonstram que nos últimos dois tratamentos ao redor de 40% do Cd na parte aérea foi proveniente do SFT. O valor *L* de Cd aumentou com a adição de P e os maiores valores encontrados estão nos dois últimos tratamentos.

Tabela 9 – Teor e acúmulo de Cd na parte aérea, porcentagem de Cd na parte aérea proveniente do solo (%CdppS) e do fertilizante (%CdppF), e valor *L* de Cd para o feijão

Tratamento mg kg ⁻¹ P	Teor mg kg ⁻¹	Acúmulo μg vaso ⁻¹	CdppS %	CdppF %	valor <i>L</i> mg kg ⁻¹
0	0,61 c	0,41 c			2,24 d
250	0,60 c	0,47 c	84,4 a	15,6 b	2,77 b
500	0,76 c	0,70 b	90,7 a	9,3 b	2,43 c
1000	1,07 b	0,92 a	89,6 a	10,4 b	2,52 c
2000	1,86 a	1,03 a	60,1 b	39,9 a	3,97 a
4000	1,01 b	0,39 c	60,5 b	39,5 a	3,89 a

Valores com letras iguais nas colunas não diferem a 5 % pelo teste de Tukey

Na Figura 5 estão as correlações do teor de P, valor *L* de P, Cd do solo extraído por DTPA e Mehlich-1, valor *L* de Cd e pH do solo com o teor de Cd no feijão. As correlações não foram significativas possivelmente influenciadas pelos valores obtidos nas duas últimas doses de P aplicada, conforme se observa na Figura 5. As correlações realizadas com o teor de P, valor *L* de P e pH do solo não demonstraram influencia sobre o teor de Cd no feijão. Correlações não significativas foram encontradas por Abreu et al. (1995) entre teores de Cd no feijão e os teores extraídos por DTPA e Mehlich-1.

Em relação ao acúmulo de Cd no feijão (Figura 6) este se correlacionou significativamente de forma quadrática com o valor *L* de P e pH do solo. O acúmulo de Cd diminuiu quando o valor *L* de P foi superior a 198 mg kg⁻¹ e quando o pH foi inferior à 6,91. O acúmulo de P no feijão não influenciou sobre o acúmulo de Cd.

A disponibilidade de Cd no solo avaliada com os extratores DTPA, Mehlich-1 e valor *L* Cd para o feijão não correlacionaram com o acúmulo de Cd no feijão. Provavelmente, como já observado com a alface, o Cd aportado pelo fertilizante deve ter desbalanceado o Cd do solo.

2.3.4.3 Milho

Os teores e acúmulos de Cd na parte aérea do milho, %CdppS e %CdppF estão apresentados na Tabela 10. Os teores de Cd diminuíram em relação ao tratamento controle a partir da primeira dose de P, sendo constante até a dose de 2000. Houve aumento na última dose de P, porém este aumento não ultrapassou o

tratamento controle. Em relação à faixa crítica de Cd, segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001), os teores de Cd no milho apresentaram-se abaixo desta faixa, estando próximo a faixa normal considerada pelos autores, de 0,05 a 0,2 mg kg⁻¹.

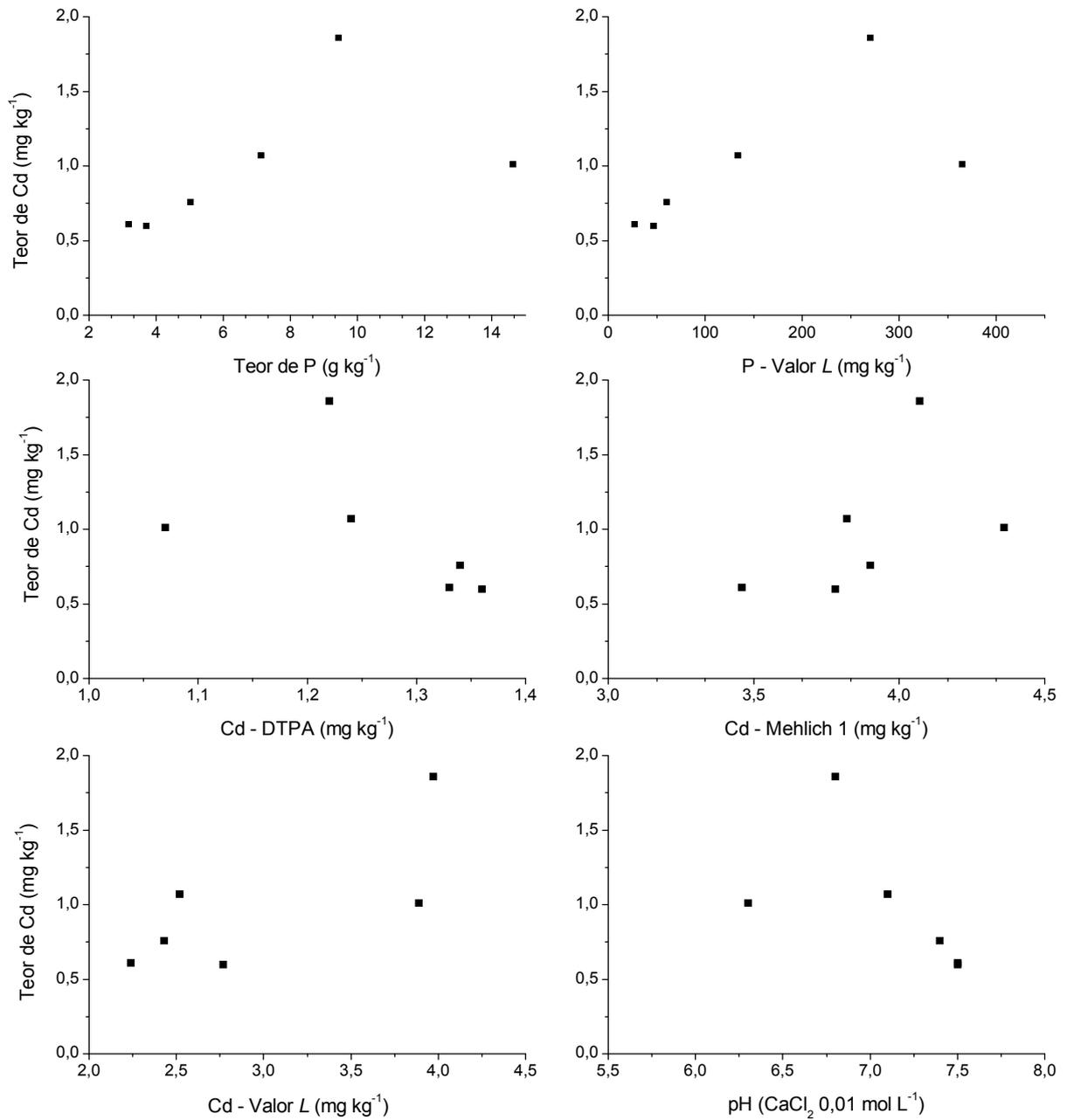


Figura 5 - Correlação do teor de P, Valor L de P, Cd extraído por DTPA e Mehlich-1, Valor L de Cd e pH do solo com o teor de Cd no feijão

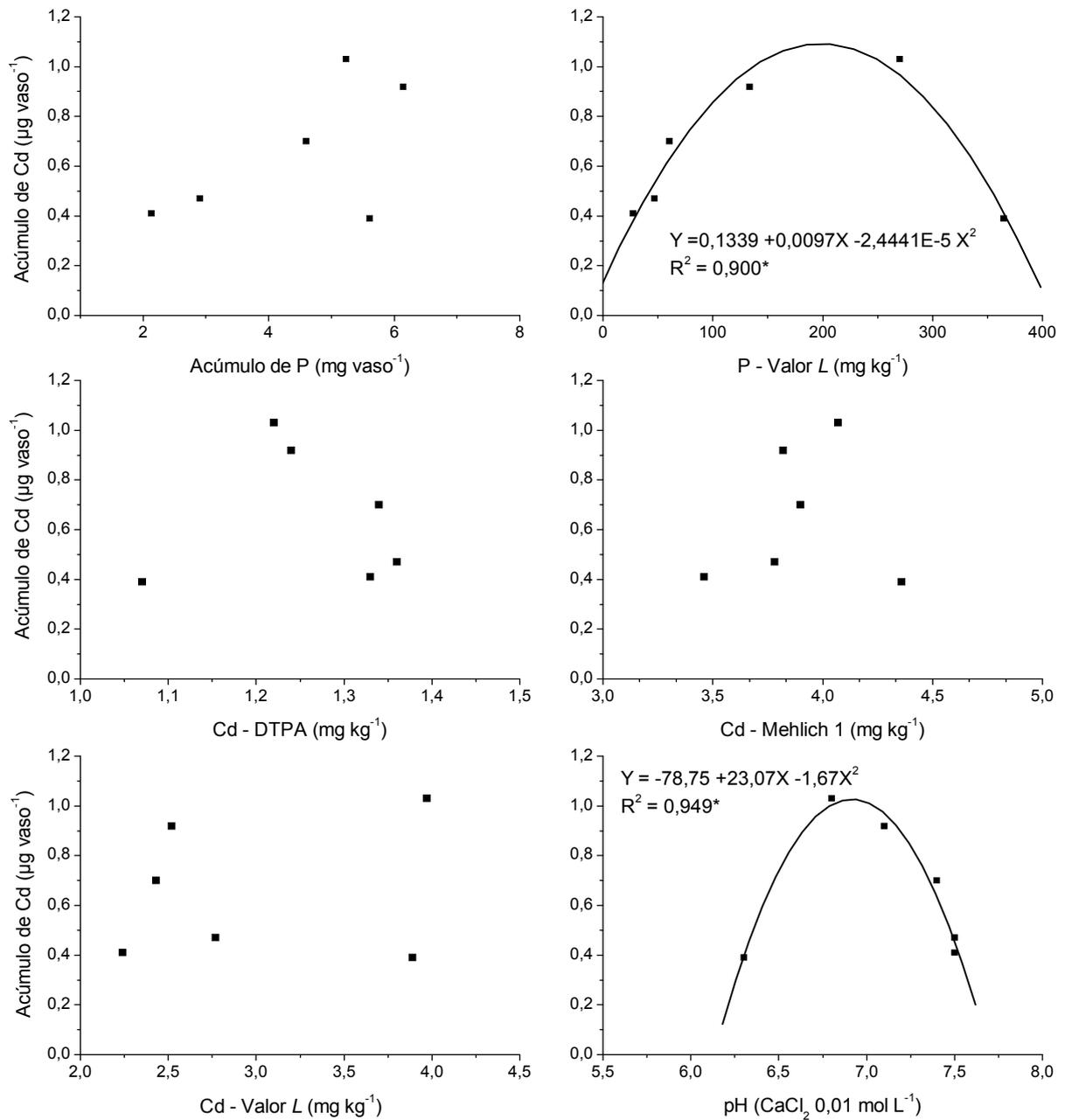


Figura 6 - Correlação do acúmulo de P, Valor L de P, Cd extraído por DTPA e Mehlich-1, Valor L de Cd e pH do solo com o acúmulo de Cd no feijão.
*Significativo a 5% de probabilidade, pelo teste F

MacLean (1976), avaliando os teores de Cd em milho em um solo que recebeu o elemento nas doses de 2,5 e 5 mg kg⁻¹ a pH 7. Observaram que os teores encontrados na parte aérea do milho foram significativos e crescentes, respondendo a aplicação de Cd em solo neutro. A concentração de Cd em sorgo (*Sorghum Bicolor*

L. Moench) cultivado em um solo contaminado com 370 mg kg^{-1} de Cd não apresentou diferenças nos teores de Cd na planta com a adição de 1100 e 2200 mg kg^{-1} de P e mesmo quando comparado com o tratamento controle (ZWONNITZER; PIERZYNSKI; HETTIARACHCHI, 2003).

Estudo realizado por Alvarez et al. (2008a) com milho cultivado em solos que receberam lodo de esgoto (contendo $47,4 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd) apresentaram teores de Cd, variando de 0,03 a $1,25 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$, na parte aérea do milho cujos teores aumentaram em função da dose crescente de lodo de esgoto e apresentaram diminuição dos teores em função do aumento do pH do solo. Os teores encontrados no experimento estão acima aos encontrados por Alvarez et al. (2008a) na parte aérea do milho.

Os teores de Cd na parte aérea podem ter sido influenciados pela concentração de Zn no solo (CHOUDHARY; BAILEY; GRANT, 1994; KOLELI; EKER; CAKMAK, 2004; WELCH et al., 1999). Exemplo desta sinergia está em estudos realizados com a cultura do trigo onde se observaram que o aumento das concentrações de Zn no solo diminuiu os teores de Cd em grãos de trigo (CHOUDHARY; BAILEY; GRANT, 1994; WELCH et al., 1999). Oliver et al. (1994) demonstraram que a concentração de Cd em grãos de trigo podem ser reduzidos em 50% pela adição de 2,5 a 5 kg ha^{-1} de Zn. Outras influências, segundo McLaughlin e Singh (1999), poderiam estar ocorrendo pelas concentrações de Ca^{+2} no solo ou ainda pelo anion SO_4^{-2} que pode aumentar a disponibilidade Cd. Entretanto mais pesquisas sobre estas influências são necessárias segundo os autores.

O acúmulo de Cd nas plantas aumentou significativamente até a dose de 4000. Os valores de %CdppS (Tabela 10) que não diferenciaram entre os tratamentos, com exceção nos tratamentos de 500 e 1000, que apresentaram-se inferiores aos demais. Em relação a %CdppF os maiores valores ao redor de 27% ocorreram com as doses de 500 e 1000. O valor *L* aumentou com a adição de P e os maiores valores foram encontrados nos tratamentos com 500 e 1000.

Na Figura 7 estão as correlações do teor de P, valor *L* de P, Cd do solo extraído por DTPA e Mehlich-1, valor *L* de Cd e pH do solo com o teor de Cd no milho. As correlações com teor e valor *L* de P, Cd extraído por DTPA e pH do solo não foram significativas possivelmente influenciadas pelos valores obtidos no tratamento controle. Demonstrando que estas variáveis influenciaram sobre o teor de Cd no milho.

Tabela 10 – Teor e acúmulo de Cd na parte aérea, porcentagem de Cd na parte aérea proveniente do solo (%CdppS) e do fertilizante (%CdppF), e valor *L* de Cd para o milho

Tratamento mg kg ⁻¹ P	Teor mg kg ⁻¹	Acúmulo µg vaso ⁻¹	CdppS %	CdppF %	valor <i>L</i> mg kg ⁻¹
0	0,37 a	3,25 c			0,57 c
250	0,24 c	3,05 c	81,4 a	18,6 b	0,87 b
500	0,23 c	3,28 c	73,3 b	26,7 a	1,04 a
1000	0,23 c	3,72 b	72,1 b	27,9 a	1,07 a
2000	0,23 c	4,24 b	80,4 a	19,6 b	0,87 b
4000	0,30 b	6,69 a	81,2 a	18,8 b	0,94 b

Valores com letras iguais nas colunas não diferem a 5 % pelo teste de Tukey

Em relação ao pH do solo Accioly et al. (2000) realizaram um experimento com resíduo de siderurgia com três diferentes doses de aplicação e submetidas a duas doses de calagem e observaram que os teores de Cd na parte aérea do milho diminuiu quando foi aplicado calagem ao solo, demonstrando a influência do pH sobre a disponibilidade do Cd no solo.

A disponibilidade de Cd no solo avaliada com o extrator Mehlich-1 e valor *L* de Cd apresentaram capacidade de prever o teor de Cd no milho, sendo a melhor correlação obtida com o extrator Mehlich-1. Em relação aos extratores DTPA e Mehlich-1, Korcak e Fanning (1978) obtiveram correlação significativa entre os teores de Cd em plantas de milho e os teores obtidos nestes extratores em solos com altos teores de Cd.

Quando as variáveis foram correlacionadas com o acúmulo de Cd no milho (Figura 8) as correlações foram significativas, com exceção da correlação realizada com o valor *L* de Cd. O acúmulo de Cd demonstrou ser influenciado pelo aumento do acúmulo de P no milho e pelo pH do solo.

Em relação aos extratores químicos em prever a disponibilidade do Cd no solo observa-se na Figura 8 que a diminuição dos teores extraídos por DTPA aumentou o acúmulo de Cd na planta. Para o extrator Mehlich-1 o aumento do acúmulo de Cd na planta seguiu com o aumento do teor de Cd extraído. A correlação do extrator Mehlich-1 com acúmulo de Cd era esperada, uma vez que o pH do solo diminuiu e como consequência resultaria em maior disponibilidade de Cd.

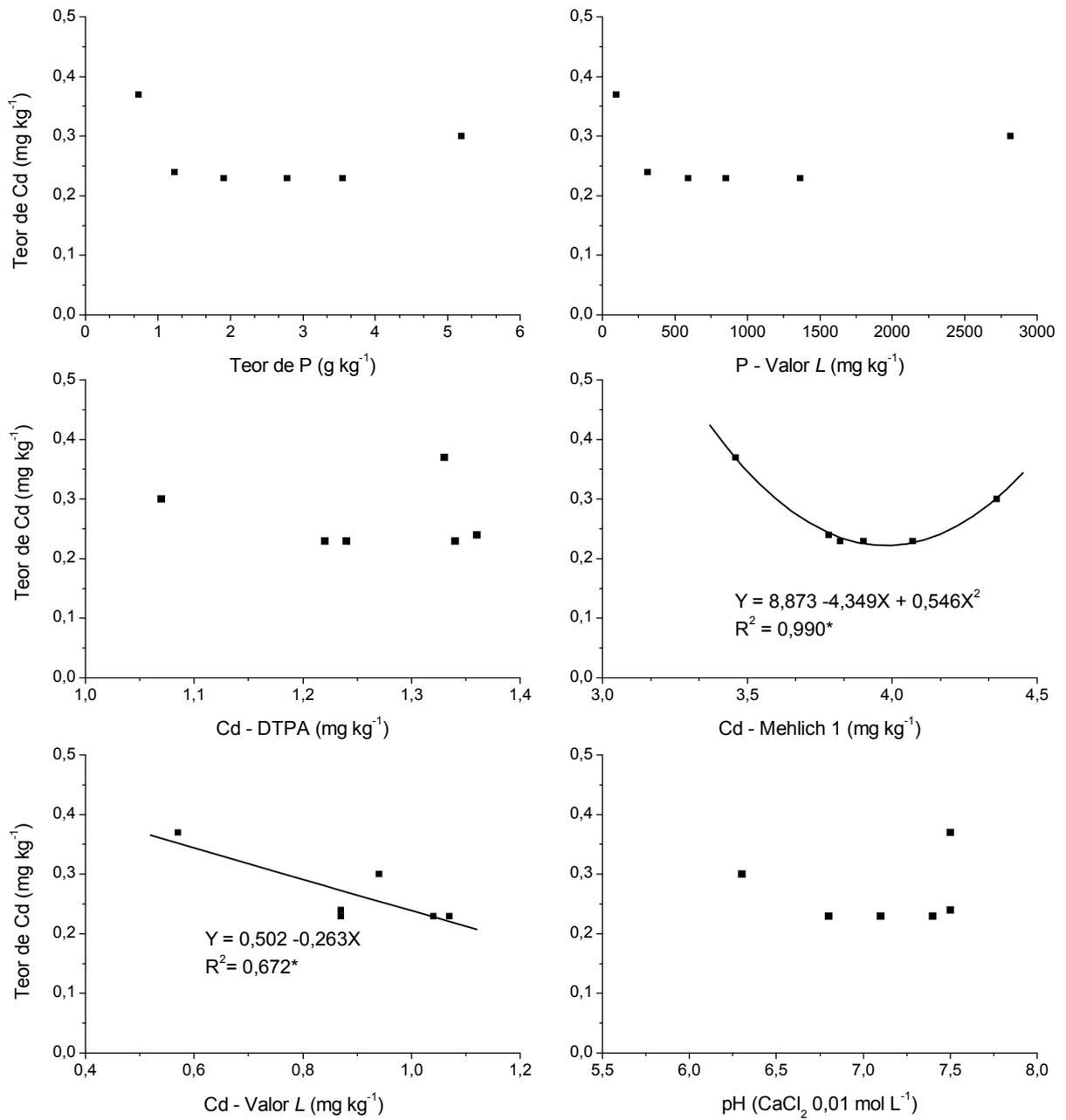


Figura 7 - Correlação do teor de P, Valor L de P, Cd extraído por DTPA e Mehlich-1, Valor L de Cd e pH do solo com o teor de Cd no milho. *Significativo a 5% de probabilidade, pelo teste F

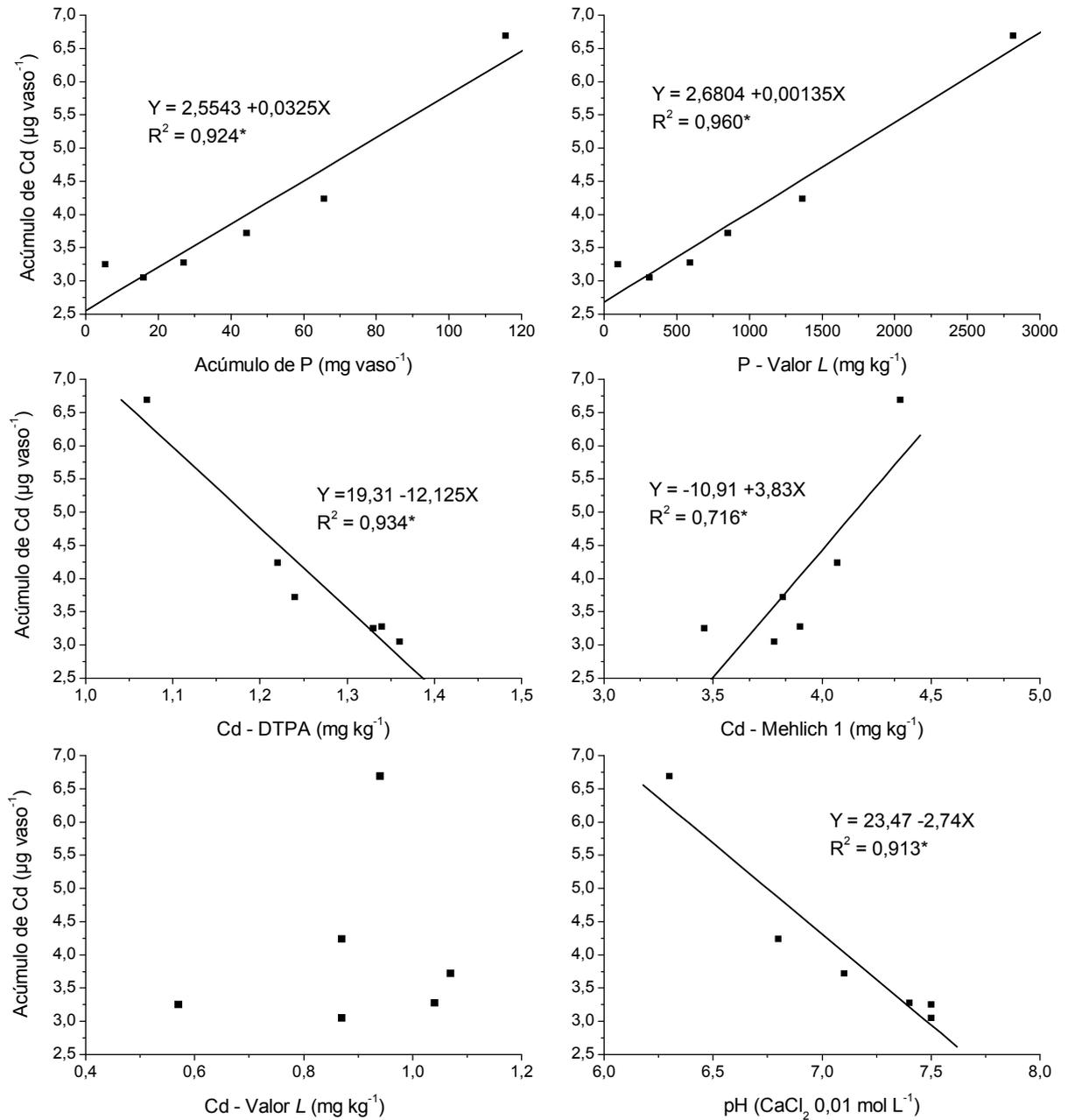


Figura 8 - Correlação do acúmulo de P, Valor L de P, Cd extraído por DTPA e Mehlich-1, Valor L de Cd e pH do solo com o acúmulo de Cd no milho.
*Significativo a 5% de probabilidade, pelo teste F

2.3.4.4 Eucalipto

Os teores e acúmulos de Cd na parte aérea, %CdppS e %CdppF, estão apresentados na Tabela 11, para a cultura do eucalipto. Os teores de Cd permaneceram iguais ao tratamento controle, com exceção do tratamento com a dose de 500. Em relação à faixa crítica de Cd (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001), os teores de Cd no eucalipto apresentaram-se abaixo desta faixa, assim como para o milho os teores estão mais próximo a faixa normal. O acúmulo de Cd nos tratamentos aumentou significativamente até a dose de 2000, com exceção da dose de 4000.

Marques, Moreira e Siqueira (2000), trabalhando com o cultivo de arbóreas em solo contaminado com teores de 135, 18600 e 600 mg kg⁻¹ para Cd, Zn e Pb respectivamente, observaram que as 20 espécies arbóreas testadas apresentaram comportamento diferenciado a contaminação do solo, porém destacou o cedro (*Cedrella fissilis* Vell) que apresentou elevada resistência ao excesso Cd, Zn e Pb.

O nível crítico de toxidez de Cd calculado por Soares et al. (2005), em experimento de solução nutritiva, na parte aérea de *Eucalyptus maculata* e *Eucalyptus urophylla*, foram de 14,5 e 10,8 mg kg⁻¹, respectivamente. Os valores encontrados no presente trabalho foram inferiores em aproximadamente 33 vezes. Accioly, Soares e Siqueira (2009) encontraram teores de Cd na parte aérea de aproximadamente 0,1 a 90 mg kg⁻¹ em *Eucalyptus camaldulensis* submetido a quatro níveis de contaminação que variaram de 0,5 a 27,9 mg kg⁻¹.

Para o %CdppS (Tabela 11) não houve diferença significativa entre os valores obtidos, com exceção do tratamento 250 que se apresentou inferior aos demais tratamentos. Em relação a %CdppF os valores variaram de 28 a 42%. O Valor *L* aumentou com a adição de P, nos tratamentos com SFT onde o tratamento 250 apresentou maior disponibilidade de Cd avaliada por meio do valor *L*.

Na Figura 9 estão as correlações do teor de P, valor *L* de P, Cd do solo extraído por DTPA e Mehlich-1, valor *L* de Cd e pH do solo com o teor de Cd no eucalipto. As correlações realizadas com estes dados não foram significativas, possivelmente influenciadas pelo teor de Cd obtido na dose de 500. Como observado na Tabela 11, os teores de Cd nos demais tratamentos não aumentaram ou diminuíram de forma significativa, com exceção na dose de 500.

Tabela 11 – Teor e acúmulo de Cd na parte aérea, porcentagem de Cd na parte aérea proveniente do solo (%CdppS) e do fertilizante (%CdppF), e valor *L* de Cd para o eucalipto

Tratamento mg kg ⁻¹ P	Teor mg kg ⁻¹	Acúmulo µg vaso ⁻¹	CdppS %	CdppF %	valor <i>L</i> mg kg ⁻¹
0	0,36 a	0,40 d			0,38 c
250	0,36 a	0,94 c	57,7 b	42,3 A	1,07 a
500	0,27 b	1,83 b	65,8 a	34,2 B	0,94 b
1000	0,35 a	2,45 a	71,1 a	28,9 b	0,77 b
2000	0,35 a	2,58 a	67,5 a	32,5 b	0,87 b
4000	0,32 a	1,86 b	66,8 a	33,2 b	0,88 b

Valores com letras iguais nas colunas não diferem a 5 % pelo teste de Tukey

Quando as variáveis foram correlacionadas com o acúmulo de Cd no eucalipto (Figura 10) as correlações foram significativas com o acúmulo de P e pH do solo. O acúmulo de Cd aumentou com o acúmulo de P na planta. O pH do solo entre 6,8 a 7,5 ou seja entre o tratamento controle até a dose de 2000 apresentou aumento do acúmulo de Cd e quando o pH apresentou-se abaixo 6,8 a tendência de acúmulo de Cd possivelmente seja menor, como foi o que ocorreu na dose de 4000.

Em relação aos extratores químicos em prever a disponibilidade do Cd no solo observa-se na Figura 10 que não ocorreu correlação com o acúmulo de Cd no eucalipto. No entanto, pode-se observar uma tendência para o DTPA, em que o acúmulo aumente a medida que a disponibilidade do Cd extraído por DTPA diminuiu e inversamente para Mehlich-1, com uma tendência de aumento no acúmulo de Cd com o aumento da disponibilidade do Cd extraído. Observa-se que nestes casos a correlação estaria afetada pelo acúmulo ocorrido na última dose de P aplicada. Correlação significativa foi encontrada entre o acúmulo de Cd e teor disponível avaliado com o valor *L*. O maior valor *L*, ou seja, 0,75 mg kg⁻¹ apresentaria um acúmulo de Cd no eucalipto de 2,44 µg vaso⁻¹.

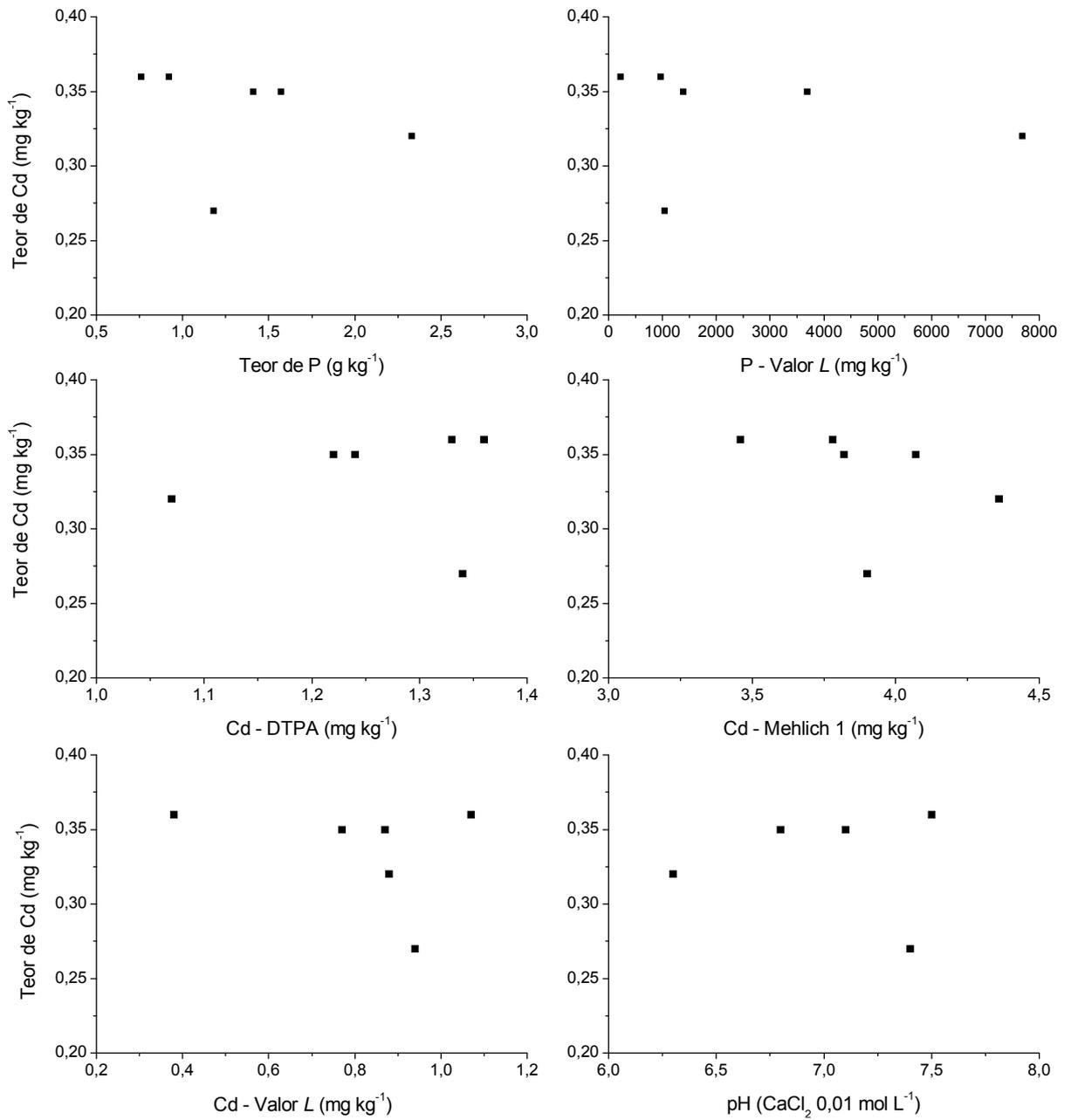


Figura 9 - Correlação do teor de P, Valor L de P, Cd extraído por DTPA e Mehlich-1, Valor L de Cd e pH do solo com o teor de Cd no eucalipto

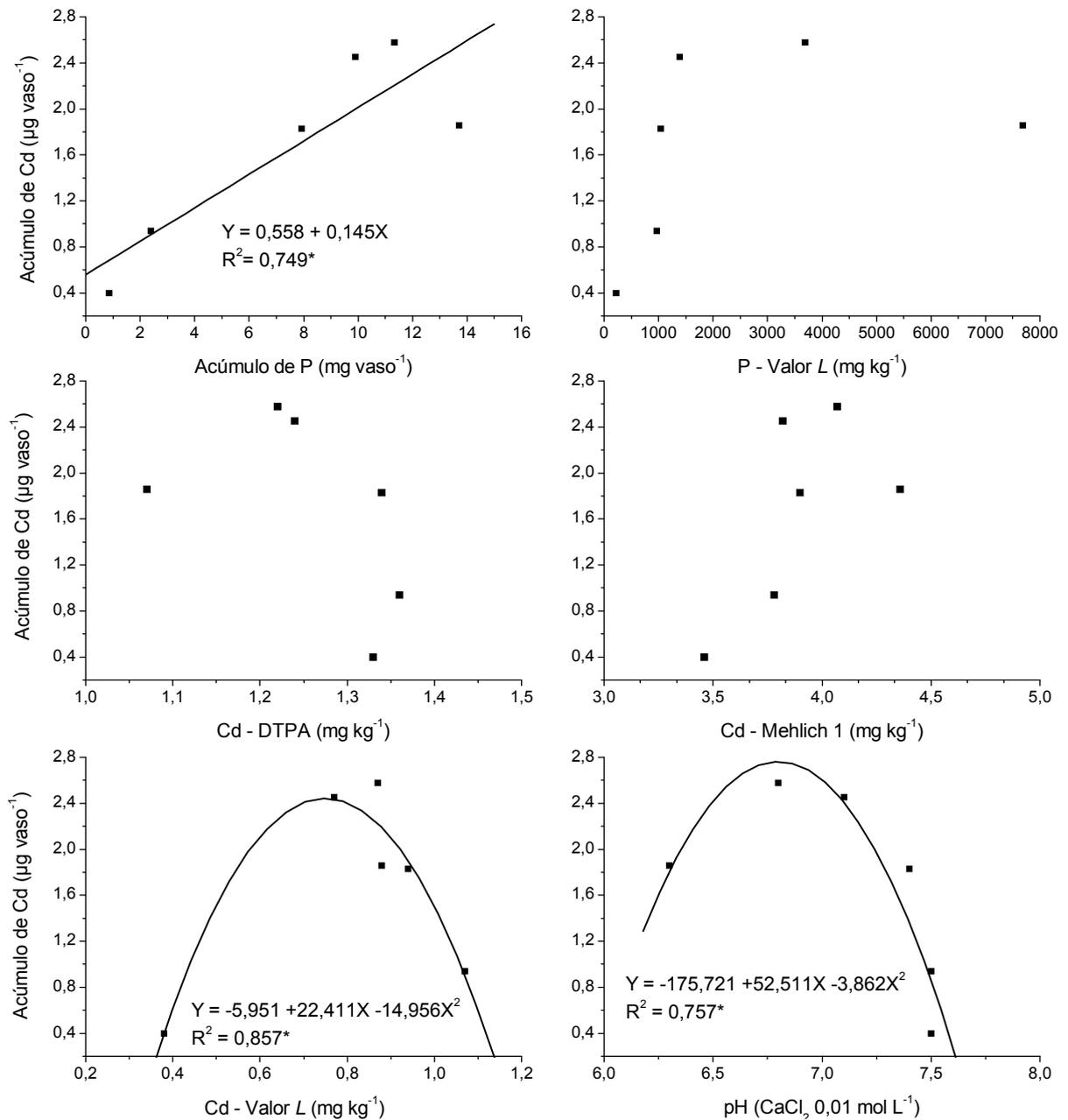


Figura 10 - Correlação do acúmulo de P, Valor L de P, Cd extraído por DTPA e Mehlich-1, Valor L de Cd e pH do solo com o acúmulo de Cd no eucalipto. *Significativo a 5% de probabilidade, pelo teste F

2.3.5 Comportamento e poder extrator das culturas do milho, feijão alface e eucalipto

2.3.5.1 Porcentagem de Absorção de Cádmio

Calculou-se, a partir da equação 4, a porcentagem de absorção do Cd em relação ao conteúdo total de Cd no solo (%Abs Solo) e a partir da equação 5 a absorção do Cd em relação ao total de Cd adicionado pelo SFT (%Abs Fertilizante). Os dados foram calculados, distinguindo-se o Cd proveniente do solo e do fertilizante, mediante as informações obtidas com o traçador ^{109}Cd e calculados pelas equações 1 e 2.

Na Tabela 12 estão os dados da porcentagem de absorção de Cd pelas culturas da alface, feijão, milho e eucalipto. Para facilitar a visualização dos valores da %Abs Solo estes foram multiplicados por 1000. A %Abs Solo para a alface permaneceu constante até a dose de 500 e depois aumentou com o aumento da dose de P. Para o feijão ocorreu um pequeno aumento na %Abs Solo nas doses de 500 a 2000, diminuindo na última dose. O milho apresentou %Abs Solo praticamente constante, com exceção da última dose, que apresentou ligeiro aumento. No eucalipto a %Abs Solo apresentou aumento significativo até a dose de 2000, diminuindo na última dose de P.

Comparando as culturas, observa-se, na Tabela 12, que a %Abs Solo foi maior na alface, seguido do milho e por último no eucalipto e feijão. No geral a maior %Abs Solo foi de 30,2% na alface e de menor %Abs Solo no feijão de 0,3%. Esses valores podem ser considerados baixos, levando-se em consideração as condições as quais o solo contaminado se encontrava, como, por exemplo, pH entre 6,3 e 7,5, que resulta em diminuição na disponibilidade do elemento para a cultura, como também por influência de outros elementos, tais como Zn e Cu.

Em relação aos valores de %Abs Fertilizante no fertilizante e adicionado ao solo através dos tratamentos com SFT (Tabela 12) para a cultura da alface, tiveram aumentos significativos até a dose de 1000, e depois diminuíram até a dose de 4000. Para o feijão ocorreu diminuição na %Abs Fertilizante com o aumento da dose, com exceção no tratamento 2000, em que teve aumento, que pode ter sido decorrente do baixo desenvolvimento da cultura, como observado na produção de matéria seca. Para as culturas do milho e do eucalipto, verificou-se diminuição significativa na %Abs Fertilizante até a dose mais alta de P aplicada.

Comparando as culturas, observa-se na Tabela 12, que a %Abs Fertilizante, nas doses de 250 e 500, foi maior no milho, seguido do eucalipto e alface e por último o feijão. Nas doses de 1000, 2000 e 4000, doses estas que aportaram maior quantidade Cd ao solo via SFT, a maior %Abs Fertilizante foi encontrada para a alface, seguida de milho e eucalipto, sendo a de menor porcentagem o feijão. No geral a maior %Abs Fertilizante foi de aproximadamente 2,2% na alface e de menor %Abs Fertilizante no feijão com 0,01%.

Tabela 12 – Porcentagem de Absorção de Cd do Solo e do Fertilizante, para a alface, feijão, milho e eucalipto

Tratamento	Alface	Feijão	Milho	Eucalipto
	Absorção Solo			
mg kg ⁻¹ P	% x 1000			
0	7,5 c A	0,5 b C	3,8 b B	0,5 c C
250	1,5 c A	0,5 b C	2,9 b B	0,6 c C
500	9,4 c A	0,7 a C	2,8 b B	1,4 b C
1000	17,9 b A	1,0 a D	3,1 b B	2,0 a C
2000	30,2 a A	0,7 a D	4,0 b B	2,0 a C
4000	28,9 a A	0,3 b D	6,3 a B	1,4 b C

Tratamento	Absorção Fertilizante			
	%			
250	0,319 c C	0,103 a D	0,775 a A	0,552 a B
500	0,385 c B	0,044 b D	0,616 a A	0,435 b B
1000	2,173 a A	0,033 b C	0,361 b B	0,247 c B
2000	1,289 b A	0,072 a C	0,143 c B	0,148 d B
4000	0,481 c A	0,013 c C	0,110 c B	0,054 e B

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5%

2.3.5.2 Índice de Transferência (IT)

As plantas apresentam comportamentos diferentes em relação às condições de solo e clima, as quais foram submetidas. Além das avaliações dos teores e acúmulos de Cd na planta, pode-se avaliar a transferência de um determinado elemento no solo para a parte aérea de uma determinada cultura. Esta referência é conhecida como fator de transferência (t) (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000; LUBBEN; SAUERBECK, 1991) ou coeficiente de transferência (C_T) (FYTIANOS et al., 2001; KIEKENS; COTTEINE; Van LANDSCHOOT, 1984). Em Andrade; Tavares e Mahler (2007), o fator é descrito como coeficiente de fitoextração (CE) expresso em porcentagem.

No presente trabalho denominou-se como Índice de Transferência (IT) calculado de acordo com a equação 6. Outras variações podem ser obtidas com esta equação, como a realizada por Silva (2006), denominado como índice de translocação, onde a diferença consiste na divisão do teor de um determinado elemento encontrado na parte aérea da cultura pelo teor encontrado nas raízes, fornecendo assim um índice de translocação “dentro” da planta.

Os valores de IT calculado para a alface, feijão, milho e eucalipto encontram-se na Tabela 13. O IT para a alface diminuiu, até a dose de 500, passando a aumentar na dose de 1000 a 4000. Para a alface Smilde; Van Luit e Van Driel (1992) encontraram valor de IT de 12,18 em um solo que recebeu 4 mg kg^{-1} de Cd, e para espinafre, 21 valor este superior ao da alface.

O IT para o feijão aumentou até a dose de 2000 diminuindo na última dose. Para o milho e eucalipto o IT permaneceu constante nas doses de P aplicada, com exceção na dose de 500, em que ocorreu uma ligeira diminuição. Smilde; Van Luit e Van Driel (1992) encontraram valor de IT de 4,24 para o milho.

Os valores encontrados para o milho e eucalipto estão abaixo de 0,01, indicando uma tolerância da cultura na absorção de Cd, nas condições de solo estudada, enquanto para o feijão e alface os valores estão acima de 0,01. Os maiores valores de IT obtidos com na alface são indícios de uma cultura com maior potencial fitoextrator (HENRY, 2000). Em seguida os maiores valores foram encontrados no feijão e por último no milho e eucalipto. As diferenças encontradas nos valores de IT estão relacionadas, com o grau de fitotoxidez da cultura, da tolerância da cultura e das condições as quais as plantas têm para o seu desenvolvimento (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000; FYTIANOS et al., 2001).

Kumar et al. (1995) encontraram coeficientes de fitoextração para mostarda-da-índia (*Brassica juncea* L. Czern) de 58 para Cr^{6+} , de 0,1 para Cr^{+3} , 52 para Cd^{2+} , 31 para Ni^{2+} , 1,7 Pb^{2+} e 17 para Zn^{2+} . Dentre os coeficientes de fitoextração encontrados pelo autor, o de menor valor está para o Cr^{+3} indicando dificuldade da cultura em remover o elemento do solo.

Em locais ao redor de uma área industrial da Grécia foram coletadas amostras de alface e encontrados coeficientes de transferência de 1,75 (FYTIANOS et al., 2001) ou seja a cultura apresentou a capacidade de absorver 17,5% do teor de Cd contido neste solo.

Tabela 13 – Índices de transferências (IT) do Cd do solo para a parte aérea da alface, feijão, milho e eucalipto

Tratamento mg kg ⁻¹ P	Alface	Feijão	Milho	Eucalipto
0	0,191 a A	0,014 d B	0,009 a C	0,008 a C
250	0,092 b A	0,014 d B	0,006 a C	0,008 a C
500	0,068 c A	0,018 cd B	0,005 b C	0,006 b C
1000	0,097 b A	0,025 b B	0,005 a C	0,008 a C
2000	0,177 a A	0,043 a B	0,005 a C	0,008 a C
4000	0,175 a A	0,023 bc B	0,007 ab C	0,007 ab C

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5%

2.3.5.3 Comparação entre os teores, acúmulos e valor L de Cd entre as culturas

Na Tabela 14 estão as comparações dos teores, acúmulos e valor *L* de Cd entre as culturas estudadas. Em relação ao teor, os maiores valores foram encontrados na alface, seguido de feijão e por último milho e eucalipto com os mesmos teores. Quando comparados os acúmulos, o maior valor está na alface, seguido do milho, eucalipto e por último o feijão. As diferenças ocorridas entre as culturas no acúmulo estariam relacionadas com a produção de matéria seca de cada cultura. Outro possível fator de influência estaria no tempo o qual a cultura permaneceu no vaso que, no presente estudo, foi diferente entre uma cultura e outra, sendo para o feijão de 20 dias.

O valor *L* de Cd foi maior para a cultura da alface, seguido de feijão e por último milho e eucalipto com os mesmos valores estatisticamente. Porém nas doses mais elevadas de 2000 e 4000 o valor *L* de Cd foi igual para a alface e o feijão e por último para o milho e eucalipto.

Segundo Andrade; Tavares e Mahler (2007) algumas culturas por questões de segurança alimentar e preservação do ecossistema não devem ser utilizadas como espécies acumuladoras, pois são utilizadas em alimentação animal ou humana. No presente trabalho somente a alface, apesar de indícios de uma potencial cultura para extração de Cd, em comparação as outras culturas estudadas não poderia ser utilizada, por seu consumo ser mais direto e in-natura. O feijão e milho podem ser utilizados com espécies acumuladoras de Cd desde que a produção de biomassa seca seja interrompida antes da formação de grãos.

Andrade; Tavares e Mahler (2007) ainda abordam que na atualidade buscam-se plantas com poder de absorção em concentrações de 1 a 3% na matéria seca para a realização de trabalhos de fitorremediação ou ainda plantas modificadas geneticamente para extração em maiores quantidade.

Tabela 14 – Comparação entre os teores, acúmulos e valor L de Cd entre as culturas da alface, feijão, milho e eucalipto

Tratamento	Alface	Feijão	Milho	Eucalipto
Teor				
mg kg ⁻¹ P	----- mg kg ⁻¹ -----			
0	8,25 a	0,61 b	0,37 c	0,36 c
250	3,98 a	0,60 b	0,24 c	0,36 c
500	2,95 a	0,76 b	0,23 c	0,27 c
1000	4,20 a	1,07 b	0,23 c	0,35 c
2000	7,61 a	1,86 b	0,23 c	0,35 c
4000	7,55 a	1,01 b	0,30 c	0,32 c
Acúmulo				
mg kg ⁻¹ P	----- µg vaso ⁻¹ -----			
0	6,46 a	0,41 c	3,25 b	0,40 c
250	10,10 a	0,47 d	3,05 b	0,94 c
500	8,64 a	0,70 d	3,28 b	1,83 c
1000	21,66 a	0,92 d	3,72 b	2,45 c
2000	33,41 a	1,03 d	4,24 b	2,58 c
4000	30,45 a	0,39 d	6,69 b	1,86 c
valor L				
mg kg ⁻¹ P	----- mg kg ⁻¹ -----			
0	2,62 a	2,24 b	0,57 c	0,38 d
250	2,70 a	2,77 b	0,87 c	1,07 c
500	2,77 a	2,43 b	1,04 c	0,94 c
1000	3,99 a	2,52 b	1,07 c	0,77 c
2000	3,72 a	3,97 a	0,87 b	0,87 b
4000	3,40 a	3,89 a	0,94 b	0,88 b

Letras nas linhas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5%

3 CONCLUSÕES

A adição de superfosfato triplo no solo contaminado promoveu diminuição do pH do solo e aumento do teor de fósforo disponível até a maior dose de SFT aplicada.

O extrator DTPA demonstrou uma indisponibilização do Cd no solo, enquanto no extrator Mehlich-1 verificou-se um aumento na disponibilidade do Cd.

Apesar das condições do solo com altos teores de elementos disponíveis, as culturas da alface, milho e eucalipto responderam a doses de P, com aumentos na produção de matéria seca, teor e acúmulos de fósforo.

A cultura do feijão não respondeu a dose de fósforo aplicada em produção de matéria seca, porém os teores de P aumentaram com as doses de fósforo.

Os teores de Cd na alface diminuíram, em relação ao tratamento controle, nas doses de 250 a 500 mg kg⁻¹ de fósforo e na cultura do milho nas doses de 250 a 1000 mg kg⁻¹.

No feijão os teores de Cd aumentaram até a dose 2000 mg kg⁻¹ de fósforo e no eucalipto os teores de Cd não apresentaram diferenças entre os tratamentos.

O acúmulo de Cd e a disponibilidade avaliada através do valor *L* nas culturas estudadas, com exceção do eucalipto, aumentaram consideravelmente até a última dose de fósforo.

Dos teores ou acúmulos de Cd encontrados nas culturas, de 2 a 40% destes foram provenientes do Cd contido no superfosfato triplo.

A porcentagem de absorção de Cd do solo é inferior a 0,03% nas culturas, sendo os maiores valores encontrados na seguinte ordem: alface, milho, eucalipto e feijão. Em relação à porcentagem de absorção do Cd do fertilizante este foi encontrado nas culturas estudadas desde 0,01 a 2,2%.

O maior índice de transferência de Cd do solo para parte aérea da cultura foi encontrado na alface.

Dentre as culturas estudadas a que apresentou potencial para projetos de fitorremediação foi à alface porém devido as suas restrições as culturas mais indicadas são a do eucalipto e milho.

REFERÊNCIAS

- ABREU, C.A.; ABREU, M.F.; van RAIJ, B.; SANTOS, W.R. Comparação de métodos de análise para avaliar a disponibilidade de metais pesados em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 19, n. 3, p. 463-468, 1995.
- ABREU, C.A.; ABREU, M.F.; BERTON, R.S. Análise química de solos para metais pesados. **Tópicos em Ciências do Solo**, Viçosa, v. 2, p. 1-48, 2002.
- ACCIOLY, A.M.A.; SOARES, C.R.F.S.; SIQUEIRA, J.O. Silicato de cálcio como amenizante da toxidez de metais pesados em mudas de eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 44, n. 2, p. 180-188, 2009.
- ACCIOLY, A.M.A.; SIQUEIRA, J.O. Contaminação química e biorremediação do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, v. 1, p. 299-351, 2000.
- ACCIOLY, A.M.A.; FURTINI NETO, A.E.; MUNIZ, J.A.; FAQUIN, V.; GUEDES, G.A.A. Pó de forno elétrico de siderurgia como fonte de micronutrientes e de contaminantes para plantas de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 7, p. 1483-1491, 2000.
- ADRIANO, D.C. **Trace elements in the terrestrial environment**. New York: Springer-Verlag, 1986. 533 p.
- ADRIANO, D.C. **Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals**. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 2001. 867 p.
- ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. 2. ed. London: Blackie Academic & Professional, 1995. 368 p.
- ALMAS, A.R.; SINGH, B.R. Plant uptake of cadmium-109 and zinc-65 at different temperature and organic matter levels. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 30, p. 869-877, 2001.
- ALMAS, A.; SINGH, B.R.; SALBU, B. Mobility of cadmium-109 and zinc-65 soil influenced by equilibration time, temperature, and organic matter. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 28, p. 1742-1750, 1999.
- ALVAREZ V, F.C.; BOARETTO, A.E.; ABREU JUNIOR, C.H.; MURAOKA, T.; TREVIZAM, A.R.; NASCIMENTO FILHO, V.F. Fitodisponibilidade de Cd en suelo de diferente pH tratado con lodo albañal estimada por método isotópico y extracción química. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 5, p. 1020-1026, 2008a.
- ALVAREZ V, F.C.; BOARETTO, A.E.; ABREU JUNIOR, C.H.; MURAOKA, T.; TREVIZAM, A.R.; FERNANDES, H.M.G. Alteraciones químicas y fitodisponibilidad de níquel en suelo tratado con lodo. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 5, p. 990-997, 2008b.

ALVAREZ V, F.C.; DUETE, R.R.C.; MURAOKA, T.; DUETE, W.L.C.; ABREU JUNIOR, C.H. Utilização de fósforo do solo e do fertilizante por tomateiro. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 59, n. 1, p. 167-172, 2002.

AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; COSTA, L.M.; DIAS, I.E.; BARROS, N.F. Aplicação de resíduo siderúrgico em um latossolo: efeitos na correção do solo e na disponibilidade de nutrientes e metais pesados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 17, n. 2, p. 299-304, 1993.

AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; COSTA, L.M.; OLIVEIRA, C.; VELLOSO, A.C.X. Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 16, p. 271-276, 1992.

ANDRADE, J.C.M.; TAVARES, S.R.L.; MAHLER, C.F. **Fitorremediação**: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental. São Paulo: Oficina de Textos, 2007. 176 p.

ANJOS, A.R.M.; MATTIAZZO, M.E. Extratores para Cd, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb e Zn em latossolos tratados com bio sólido e cultivados com milho. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, n. 2, p. 337-344, 2001.

AYATI, M.; MADSEN, H.E.L. Crystallization of some heavy metal phosphates alone and in the presence of calcium ion. **Journal of Crystal Growth**, Amsterdam, v. 208, n. 1/4, p. 579-591, 2001.

AZEVEDO, F.A.; CHASIN, A.A.M. **Metais**: gerenciamento da toxicidade. São Paulo: Editora Atheneu, 2003. 554 p.

BAKER, D.E.; CHESNIN, L. Chemical monitoring of soils for environmental quality and animal and human health. **Advances in Agronomy**, New York, v. 27, p. 305-374, 1975.

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

BASTA, N.T.; GRADWOHL, R.; SNETHEN, K.L.; SCHRODER, J.L. Chemical immobilization of lead, zinc and cadmium in smelter-contaminated soils using biosolids and rock phosphate. **Journal Environment Quality**, Madison, v. 30, p. 1222-1230, 2001.

BATAGLIA, O.C.; FURLANI, A.M.C.; TEIXEIRA, J.P.F.; FURLANI, P.R.; GALLO, J.R. **Métodos de análise química de plantas**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1983. 48 p. (Boletim Técnico, 78).

BATAGLIA, O.C.; RAIJ, B. van. Soluções extratoras na avaliação da fitodisponibilidade do zinco em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 18, p. 457-461, 1994.

BECKETT, P.H.T. Critical tissue concentration as indicators of toxicity. **Suelos Ecuatoriales**, Bogotá, v. 21, p. 39-44, 1991.

BERGMANN, W. **Nutritional disorders of plants**: development, visual and analytical diagnosis. New York: G. Fisher, 1992. 368 p.

BOLAN, N.S.; ADRIANO, D.C.; DURAISAMY, P.; MANI, A.; ARULMOZHISELVAN, K. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. I Effect of phosphate addition. **Plant and Soil**, Netherlands, v. 250, p. 83-94, 2003.

CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônomo**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1986. 94 p. (Boletim Técnico, 106).

CAO, R.X.; MA, L.Q.; CHEN, M.; SINGH, S.P.; HARRIS, W.G. Phosphate-induced metal immobilization in a contaminated site. **Environmental Pollution**, London, v. 122, p. 19-28, 2003.

CHEN, H.M.; ZHENG, C.R.; TU, C.; SHEN, Z.G. Chemical methods and phytoremediation of soil contaminated with heavy metals. **Chemosphere**, Oxford, v. 41, p. 229-234, 2000.

CHEN, Z.S.; LEE, G.J.; LIU, J.C. The effects of chemical remediation treatments on the extractability and speciation of cadmium and lead in contaminated soils. **Chemosphere**, Oxford, v. 41, p. 235-242, 2000.

CHEN, S.B.; ZHU, Y.G.; MA, Y.B. The effect of grain size of rock phosphate amendment on immobilization in contaminated soils. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. B134, p. 74-79, 2006.

CHEN, S.; XU, M.; MA, Y.; YANG, J. Evaluation of different phosphate amendments on availability of metals in contaminated soil. **Ecotoxicology Environmental Safety**, St. Louis, v. 67, p. 278-285, 2007.

CHENG, S.F.; HSEU, Z.Y. In-situ immobilization of cadmium and lead by different amendments in two contaminated soils. **Water, Air, and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 140, p. 73-84, 2002.

CHOUDHARY, M.; BAILEY, L.D.; GRANT, C.A. Effect of zinc on cadmium concentration in the tissue of durum wheat. **Canadian Journal of Plant Science**, Ottawa, v. 4, p. 549-552, 1994.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2005. 5 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental, 2001. 247 p. (Relatório Técnico CETESB).

COZZOLINO, S.M.F. **Biodisponibilidade de nutrientes**. Barueri: Manole, 2005. 878 p.

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. Gerência de rejeitos radioativos em instalações radioativas. Norma CNEN-NE-6.05 de dezembro de 1985. Estabelece critérios gerais e requisitos básicos relativos à gerência de rejeitos radioativos. **Diário Oficial da União**, Brasília, 17 dez. 1985.

CUNHA, K.P.V.; NASCIMENTO, C.W.A.; PIMENTEL, R.M.M.; ACCIOLY, A.M.A.; SILVA, A.J. Disponibilidade, acúmulo e toxidez de cádmio e zinco em milho cultivado em solo contaminado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 32, n. 3, p. 1319-1328, 2008.

DAVIS, R.D.; BECKETT, P.H.T.; WOLLAN, E. Critical levels of twenty potentially toxic elements in young spring barley. **Plant and Soil**, The Hague, v. 449, n. 2, p. 395-408, 1978.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solo**. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 1999. 412 p.

EVANGELISTA, J. **Alimentos: um estudo abrangente**. São Paulo: Editora Atheneu, 2000. 450 p.

FAQUIN, V.; MALAVOLTA, E.; MURAOKA, T. Cinética da absorção de fosfato em soja sob influência de micorriza vesículo-arbuscular. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 14, n. 1, p. 41-48, 1990.

FAYIGA, A.O.; MA, L.Q. Using phosphate rock to immobilization metals in soil and increase arsenic uptake by hyperaccumulator *Pteris vittata*. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 359, p. 17-25, 2006.

FYTIANOS, K.; KATSIANIS, G.; TRIANTAFYLLOU, P.; ZACHARIADIS, G. Accumulation of heavy metals in vegetables grown in an industrial area in relation soil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 67, p. 423-430, 2001.

GIBNEY, M.J.; VORSTER, H.H.; KOK, F.J. **Introdução à nutrição humana**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2005. 317 p.

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

HART, J.J.; WELCH, R.M.; NORVELL, W.A.; KOCHIAN, L.V. Transport interactions between cadmium and zinc in roots of bread and durum wheat seedlings. **Plant Physiology**, Rockville, v. 131, p. 453-459, 2004.

HALIM, M.; CONTE, P.; PICCOLO, A. Potential availability of heavy metals to phytoextraction from contaminated soils induced by exogenous humic substances. **Chemosphere**, Oxford, v. 52, p. 265-275, 2003.

HAMON, R.; WUNDKE, J.; McLAUGHLIN, M.; NAIDU, R. Availability of zinc and cadmium to different plant species. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 35, p. 1267-1277, 1997.

HAMON, R.E.; McLAUGHLIN, M.J.; NAIDU, R.; CORREL, R. Long-term changes in cadmium bioavailability in soil. **Environment Science Technology**, Washington, v. 32, p. 3699-3703, 1998.

HAMON, R.E.; MIKE, M.; COZENS, G. Mechanisms of attenuation of metal availability in situ remediation treatments. **Environment Science Technology**, Washington, v. 36, p. 3991-3996, 2002.

HAQ, A.U.; BATES, T.E.; SOON, Y.K. Comparison of extractants for plant-available zinc, cadmium, nickel, and copper in contaminated soils. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 44, p. 772-776, 1980.

HENRY, J.R. **An overview of the phytoremediation of lead and mercury**. National Network of Environmental Management Studies (NNEMS). Washington, DC: USEPA, 2000. 51 p.

HETTIARACHCHI, G.M.; PIERZYNSKI, G.M.; RANSOM, M.D. In situ stabilization of soil lead using phosphorus and manganese oxide. **Environment Science Technology**, Washington, v. 34, p. 4614-4619, 2000.

HUTCHINSON, J.J.; YOUNG, S.D.; MCGRATH, S.P.; WEST, H.M.; BLACK, C.R.; BAKER, A.J.M. Determining uptake of 'non-labile' soil cadmium by *Thlaspi caerulescens* using isotopic dilution techniques. **New Phytologist**, London, v.146, p. 453-460, 2000.

JONES, K.C.; JOHNSTON, A.E. Evidence for an increase in the Cd content of herbage since 1860's. **Environmental Science and Technology**, Washington, v. 26, p. 834-836, 1992.

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

KAPLAN, D.I.; KNOX, A.S. Enhanced contaminant desorption induced by phosphate mineral additions to sediment. **Environmental Science and Technology**, Washington, v. 38, p. 3153-3160, 2004.

KIEKENS, L.; COTTEINE, A.; VAN LANDSCHOOT, G. Chemistry activity and biological effect of sludge-borne heavy metals and inorganic metal salts added to soils. **Plant and Soil**, The Hague, v.79, p. 89-99, 1984.

KOLELI, N.; EKER, S.; CAKMAK, I. Effect of zinc fertilization on cadmium toxicity in durum and bread wheat grown in zinc-deficient soil. **Environmental Pollution**, London, v. 131, p. 453-459, 2004.

KORCAK, R.F.; FANNING, D.S. Extractability of cadmium, copper, nickel and zinc by double acid versus DTPA and plant content at excessive soil levels. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 7, n. 4, p. 506-512, 1978.

KUKIERAND, U.; CHANEY, R.L. In situ remediation of nickel phytotoxicity for different plant species. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 27, n. 3, p. 465-495, 2004.

KUMAR, P.B.A.N.; DUSHENKOV, V.; MOTTO, H.; RASKIN, I. Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils. **Environmental Science and Technology**, Washington, v. 29, n.5, p. 1232-1238, 1995.

LARSEN, S. The use of ^{32}P in studies on the uptake of phosphorus by plants. **Plant and Soil**, The Hague, v. 4, p. 1-10, 1952.

LINDSAY, W.L.; NORVELL, W.A. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 42, p. 421-428, 1978.

LOGAN, T.J.; FELTZ, R.E. Plant uptake of cadmium from acid-extracted anaerobically digested sewage sludge. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 14, n. 3, p. 495-500, 1984.

LUBBEN, S.; SAUERBECK, D. The uptake and distribution of heavy metals by spring wheat. **Water, Air, and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 57/58, p. 239-247, 1991.

MACLEAN, J. Cadmium in different plant species and its availability in soils as influenced by organic matter and additions of lime, P, Cd and Zn. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 56, p. 129-138, 1976.

MAENPAA, K.A.; KUKKONEN, J.V.K.; LYDY, M.J. Remediation of heavy metal-contaminated soils using phosphorus: evaluation of bioavailability using an earthworm bioassay. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 43, p. 389-398, 2002.

MALAVOLTA, E. **Manual de química agrícola: adubos e adubação**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1967. 606 p.

MALAVOLTA, E. **Micronutrientes e metais pesados: mitos, mistificação e fatos**. São Paulo: Produquímica, 1994. 140 p.

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

MASSOURA, S.T.; ECHEVARRIA, G.; LECLERC-CESSAC, E.; MOREL, J.L. Response of excluder, indicator, and hyperaccumulator plants to nickel availability in soils. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 42, p. 933-938, 2004.

MATTIAZZO, M.E.; BERTON, R.S.; CRUZ, M.C.P. Disponibilidade e avaliação de metais pesados potencialmente tóxicos. In: FERREIRA, M.E. (Ed.). **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq; FAPESP; POTAFOS, 2001. p. 213-234.

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

McGOWEN, S.L.; BASTA, N.T.; BROWN, G.O. Use of diammonium phosphate to reduce heavy metal solubility and transport in smelter-contaminated soil. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 30, p. 493-500, 2001.

McLAUGHLIN, M.J.; SINGH, B.R. **Cadmium in soils and plants**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1999. 269 p.

McLAUGHLIN, M.J.; PARKER, D.R.; CLARKE, J.M. Metals and micronutrientes – food safety issues. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 60, p. 143-163, 1999.

McLAUGHLIN, M.J.; PALMER, L.T.; TILLER, K.G.; BEECH, T.A.; SMART, M.K. Increased soil salinity causes elevated cadmium concentrations in field-grown potato tubers. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 23, p. 1013-1018, 1994.

MILLER, J.E.; HASSET, J.J.; KOEPPE, D.E. The effect of soil lead sorption capacity on the uptake of lead in corn. **Communications Soils Science in Plant Analysis**, New York, v. 6, p. 349-358, 1975.

MEHLICH, A. New extractant for soil test evaluation of phosphorus, potassium, magnesium, calcium, sodium, manganese and zinc. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 9, n. 2, p. 477-492, 1978.

MURAOKA, T. Efeito de fontes de nitrogênio na absorção de fósforo pelo trigo. **Energia Nuclear e Agricultura**, Piracicaba, v. 5, n.1, p. 31-40, 1983.

NAKHONE, L.N.; YOUNG, S.D. The significance of (radio-)labile cadmium pools in soil. **Environmental Pollution**, London, v. 82, p. 73-77, 1993.

NASCIMENTO, C.W.A.; PEREIRA, J.B.M. Absorção e distribuição de cádmio e micronutrientes em cultivares de feijoeiro expostas a doses de cádmio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 32, n. 12, p. 1303-1308, 1997.

NASCIMENTO FILHO, V.F.; LOBÃO, A.E. **Detecção de ³²P em amostras de origem animal e vegetal por efeito Cerenkov, cintilação líquida e detector GM**. Piracicaba: CENA/USP, 1977. (Boletim Científico, 48).

NEPTUNE, A.M.L.; MURAOKA, T. Uso de isótopos em química e fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Campinas, v. 2, p.151-163, 1978.

NORVELL, W.A. Comparison of chelating agents as extractants for metals in diverse soil materials. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 48, n. 6, p. 1285-1292, 1984.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. 1. ed. Viçosa: UFV, DPS, 1999. 399 p.

O'CONNOR, G.A. Use and misuse of the DTPA soil test. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 17, n. 4, p. 715-718, 1988.

OLIVER, D.P.; WIHELM, N.S.; McFARIANE, J.D.; TILLER, K.G.; COZENS, G.D. Effect of soil and foliar applications of zinc on cadmium concentration in wheat grain. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, East Melbourne, v. 37, p. 677-681, 1997.

PAIM, L.A. **Contaminação do solo por metais pesados: silício e fósforo como agentes amenizadores**. 2002. 67 f. Tese (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2002.

PAIM, L.A.; CARVALHO, R.; PATTO ABREU, C.L.; GUERREIRO, M.C. Estudo dos efeitos do silício e fósforo na redução da disponibilidade de metais pesados em área de mineração. **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 28-33, 2006.

PEZZAROSSA, B.; MALORGIO, F.; LUBRANO, L.; TOGNONI, F.; PETRUZZELLI, G. Phosphatic fertilizers as a source of heavy metals in protected cultivation, **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 21, n. 9/10, p. 737-751, 1990.

PIERZYNSKI, G.M.; SIMS, J.T.; VANGE, G.F. **Soils and environmental quality**. New York: Lewis Publishers, 1994. 313 p.

PRIMAVESI, O.; PIASENTIM, R.M.; ARMELIN, M.J.A.; PRIMAVESI, A.C.P.A.; PEDROSO, A. Caracterização mineral de insumos agrícolas, pelo método de análise por ativação com nêutrons. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE INSTRUMENTAÇÃO AGROPECUÁRIA, 2., 2000, São Paulo. **Anais...** São Carlos, Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2000. p. 148-153.

RAIJ, B. van; CANTARELA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (Ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônômico, 1997. 285 p. (Boletim Técnico, 100).

RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico de Campinas, 2001. 285 p.

RAVEN, K.P.; LOEPPERT, R.H. Trace element composition of fertilizers and soil amendments. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 26, p. 551-557, 1997.

RIBEIRO FILHO, M.R. **Materiais orgânicos como agentes amenizantes da toxicidade de metais pesados no solo**. 2003. 102 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

RIBEIRO FILHO, M.R.; SIQUEIRA, J.O.; CURY, N.; SIMÃO, J.B.P. Fracionamento e biodisponibilidade de metais em solo contaminado incubado com materiais orgânicos e inorgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, p. 495-507, 2001.

ROBINSON, B.; GREEN, S.; MILL, T.; CLOTHIER, B.; VELDE, M.D.; LAPLANE, R.; FUNG, L.; DEUVER, M.; HURTS, S.; THAYALAHUMARAN, T.; DIJSSEL, C.D. Phytoremediation: using plants as biopumps to improve degraded environments. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 41, p. 599-611, 2003.

SAS. Statistical Analysis System Institute. **SAS/STAT User's guide**, version 6. 4. ed. Cary, NC: SAS Institute Inc., 1989. v. 1/2, 1686 p.

SALCEDO, I.H.; BERTINO, F.; SAMPAIO, E.V.S.B. Reactivity of phosphorus in Northeastern Brazilian soils assessed by isotopic dilution. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 55, p. 140-145, 1990.

SANTOS, G.C.G.; ABREU, C.A.; CAMARGO, O.A.; ABREU, M.F. Pó-de-aciaria como fonte de zinco para milho e seu efeito na disponibilidade de metais pesados. **Bragantia**, Campinas, v. 61, n. 3, p. 257-266, 2002.

SCIVITTARO, W.B.; BOARETTO, A.E.; MURAOKA, T. Eficiência agrônômica de fertilizantes fosfatados fluidos e sólidos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 21, n. 3, p. 505-511, 1997.

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**, Brasília, v. 42, n. 4, p. 527-535, 2007.

SILVA, M.L.S. **Avaliação do comportamento de elementos traço essenciais e não essenciais em solo contaminado sob cultivo de plantas**. 2006. 112 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

SILVA, F.V.; NOGUEIRA, A.R.A.; SOUZA, G.B.; ZAGATTO, E.A.G. A polyvalent flow injection system for multielemental spectrophotometric analysis of plant materials. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 370, p. 39-46, 1998.

SILVA, A. J. **Metais pesados em plantas de milho (*Zea Mays L.*) cultivadas com diferentes fontes e doses de fósforo, formas de localização de fertilizantes e níveis de calagem**. 1994. 135 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1994.

SIMÃO, J.B.P. **Mitigação da fitotoxidez de metais pesados no solo, através do uso de materiais orgânicos e inorgânicos**. 1999. 135 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1999.

SMILDE, K.W.; VAN LUIT, B.; VAN DRIEL, W. The extraction by soil and absorption by plants of applied zinc and cadmium. **Plant and Soil**, The Hague, v. 143, p. 233-238, 1992.

SMOLDERS, E.; BRANS, K.; FOLDI, A.; MERCKX, R. Cadmium fixation in soil measured by isotopic dilution. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, p. 78-85, 1999.

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

SOLTANPOUR, P.N. Determination of nutrient availability and elemental toxicity by AB-DTPA soil test and ICPS. **Advances in Soil Science**, New York, v. 16, p. 165-190, 1991.

SPARKS, D.L. **Environmental soil chemistry**. New York: Academic Press, 1995. 267p.

STACEY, S.; MERRINGTON, G.; McLAUGHLIN, M.J. The effect of aging biosolids on the availability of cadmium and zinc in soil. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 52, p. 313-321, 2001.

STANHOPE, K.G.; YONG, S.D.; HUTCHINSON, J.J.; KAMATH, R. Use of isotopic dilution techniques to assess the mobilization of nonlabile Cd by chelating agents in phytoremediation. **Environment Science and Technology**, Washington, v. 34, p. 4123-4127, 2000.

STERTZ, S.C.; FREITAS, R.J.S.; ROSA, M.I.; PENTEADO, P.T.P.S. Qualidade nutricional e contaminantes de alface (*Lactuca sativa* L.) convencional, orgânica e hidropônica. **Visão Acadêmica**, Curitiba, v. 6, n. 1, p. 51-59, 2005.

TANG, X.Y.; ZHU, Y.G.; CHEN, S.B.; TANG, L.L.; CHEN, X.P. Assessment of the effectiveness of different phosphorus fertilizers to remediate Pb-contaminated soil using in vitro test. **Environment International**, New York, v. 30, p. 531-537, 2004.

TISDALE, S.L.; NELSON, W.L.; BEATON, J.D. **Soil fertility and fertilizer**. 4. ed. New York: Macmillan, 1985. 754 p.

TOMÉ JUNIOR, J.B. **Manual para Interpretação de análise de solo**. Guaíba: Agropecuária, 1997. 247 p.

VANGROSVELD, J.; CUNNINGHAM, S.D. Introduction to the concepts. In: VANGROSVELD, J.; CUNNINGHAM, S.D. (Ed.). **Metal-contaminated soils: in situ inactivation and phytoremediation**. Berlin: Springer, 1998. p. 1-15.

VANGROSVELD, J.; RUTTENS, A. In-situ reclamation techniques for heavy metal contaminated soils. In: SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G.; FURTINI NETO, A.E.; FAQUIN, V.; CARVALHO, J.G. **Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas**. Lavras: SBCS, 1999. 818p.

VANGROSVELD, J.; STERCKX, J.; van ASSHE, F.; CLIJSTERS, H. Rehabilitation studies on an old non-ferrous waste dumping ground: effects of revegetation and metal immobilization by beringite. **Journal of Geochemistry Exploration**, St. Louis, v. 52, p. 221-229, 1995.

VOSE, P.B. **Introduction to nuclear techniques in agronomy and plant biology**. New York: Pergamon Press, 1980. 391 p.

WANG, CH.; WILLIS, D.L.; LOVELAND, W.D. Gamma ray spectrometry using scintillation detectors. In: WANG, C.H.; WILLIS, D.L.; LOVELAND, W.D. (Ed.). **Radiotracer methodology in the biological, environmental and physical sciences**. Englewood Cliffs:, Prentice-Hall, 1965. p. 142-162.

WANG, Y.M.; CHEN, T.C.; YEH, K.J.; SHUE, M.F. Stabilization of an elevated heavy metal contaminated site. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. B88, p. 63-74, 2001.

WELCH, R.M.; HART, J.J.; NORVELL, W.A.; SULLIVAN, L.A.; KOCHIAN, L.V. Effects of nutrient solution zinc activity on net uptake, translocation, and root export of cadmium and zinc by separated sections of intact durum wheat (*Triticum turgidum* L. var durum) seedling roots. **Plant and Soil**, The Hague, v. 208, p. 243-250, 1999.

WHITBREAD ABRUTAT, P.H. The potential of some soil amendments to improve tree growth on metalliferous mine wastes. **Plant and Soil**, The Hague, v. 192, p. 199-217, 1997.

ZHU, Y.G.; CHEN, S.B.; YANG, J.C. Effects of soil amendments on lead uptake by two vegetable crops from a lead-contaminated soil from Anhui, China. **Environment International**, New York, v. 30, p. 351-356, 2004.

ZWONITZER, J.C.; PIERZYNSKI, G.M.; HETTIARACHCHI, G.M. Effects of phosphorus additions on lead, cadmium, and zinc bioavailability in a metal-contaminated soil. **Water, Air, and soil Pollution**, Dordrecht, v. 143, p. 193-209, 2003.

ANEXOS

Anexo I – Teores de cálcio, magnésio e potássio trocáveis, soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions (T) e saturação por bases (V) nas amostras de solo.

Tratamento	cálcio	magnésio	potássio	SB	T	V
	----- mmol _c dm ⁻³ -----					%
0	449,4 c	119,6 a	3,9 a	572,9 c	580,6 c	98,7 a
250	477,6 b	114,9 a	3,6 a	596,0 b	604,0 bc	98,7 a
500	471,3 b	111,3 a	3,6 a	586,1 b	595,0 bc	98,5 b
1000	472,0 b	124,2 a	3,6 a	599,8 b	610,0 bc	98,3 c
2000	473,8 b	120,8 a	4,6 a	599,1 b	612,3 b	97,8 d
4000	543,4 a	114,9 a	3,9 a	662,1 a	680,5 a	97,3 e
Média	481,2	117,6	3,9	602,7	613,7	98,2

Letras minúsculas nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5%