

Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação

Maria Ligia de Souza Silva⁽¹⁾, Godofredo Cesar Vitti⁽¹⁾ e Anderson Ricardo Trevizam⁽²⁾

⁽¹⁾Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Dep. de Ciência do Solo, Caixa Postal 9, CEP 13418-900 Piracicaba, SP. E-mail: mlsousi@hotmail.com, gcvitti@esalq.usp.br ⁽²⁾Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Lab. de Fertilidade do Solo, Caixa Postal 96, CEP 13400-970 Piracicaba, SP. E-mail: aanrt@hotmail.com

Resumo – O objetivo deste trabalho foi avaliar a absorção e a capacidade de translocação de metais pesados do solo para os grãos de soja e arroz. O experimento foi realizado em casa de vegetação, em Latossolo Vermelho distroférico, proveniente de Município de Paulínia, SP. As amostras de solo foram coletadas em sete pontos e organizadas em função da distância de uma fábrica emissora de poluente. O delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado, com quatro repetições. Raízes, parte aérea e grãos foram submetidos à digestão por via úmida. A concentração dos metais pesados foi determinada por ICP-OES. Os teores de cádmio e cobre no grão estiveram em níveis adequados para ambas as culturas, enquanto os teores de manganês e zinco apresentaram-se em excesso, tendo acompanhado os níveis de contaminação do solo, com possibilidade de atingir níveis mais altos da cadeia trófica. As raízes limitaram a translocação de cádmio, cobre, ferro e chumbo para a parte aérea de ambas as culturas. Mesmo com a translocação limitada pelas raízes, o chumbo apresentou-se em altos teores nos grãos de soja, e pode, também, como o manganês e o zinco, atingir a cadeia alimentar.

Termos para indexação: *Glycine max*, *Oriza sativa*, poluição do solo, toxicidade de metais pesados.

Concentration of heavy metals in grain of plants cultivated in soil with different contamination levels

Abstract – The aim of this work was to evaluate the absorption and capacity of translocation of heavy metals from the soil to rice and soybean grains. Experiment was carried out in a greenhouse using a dystrophic Typic Hapludox soil from the district of Paulínia, SP. Soil samples were collected in seven different points and were organized according to the distance from a factory, source of pollution. The experimental design used was the completely randomized, with four replications. The roots, aerial leaves and grains were submitted to humid digestion. The concentrations of heavy metals were determined by ICP-OES. Cadmium and copper concentrations in the grains were at normal levels for both cultures, however manganese and zinc concentrations were in excess, according to the levels of soil contamination, possibly being able to reach top trophic levels. The roots limited the translocation of cadmium, copper, iron and lead to the aerial parts of both cultures. Although the translocation of lead was also limited by the roots, it was present in high concentrations in soy grains and, well as manganese and zinc, it can reach the food chain.

Index terms: *Glycine max*, *Oriza sativa*, soil pollution, trace elements toxicity.

Introdução

Os metais pesados ocorrem naturalmente nos solos e alguns deles, tais como cobre (Cu), zinco (Zn) e cobalto (Co), desempenham importante papel na nutrição de plantas e animais, enquanto outros, como cádmio (Cd), chumbo (Pb), arsênio (As) e selênio (Se), exercem efeitos deletérios sobre vários componentes da biosfera (Alloway, 1995; Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Na maioria das vezes, esses elementos estão presentes nos solos, em concentrações ou formas que não oferecem risco para o ambiente. Todavia, nas últimas déca-

das, atividades antropogênicas têm elevado, substancialmente, a concentração de alguns metais pesados em diversos ecossistemas (Kabata-Pendias & Pendias, 2001).

O acúmulo de metais pesados em solos agrícolas é um aspecto de grande preocupação quanto à segurança ambiental. Esses elementos podem expressar seu potencial poluente diretamente nos organismos do solo, pela disponibilidade às plantas em níveis fitotóxicos, além da possibilidade de transferência para a cadeia alimentar, por meio das próprias plantas, ou pela contaminação das

águas de superfície e subsuperfície (Chang et al., 1987; Soares et al., 2005).

Há uma grande variação quanto à sensibilidade de espécies vegetais aos metais pesados. Em revisão realizada por Adriano (2001), 48 culturas foram classificadas de muito sensíveis a muito tolerantes a diversos metais pesados. A sensibilidade à presença de metais pesados no solo diminui na seguinte ordem para essas culturas: amendoim (*Arachis hypogaea* L.), soja (*Glycine max* (L.) Merrill) e milho (*Zea mays* L.). Dentro da espécie vegetal, a tolerância ou sensibilidade também pode variar.

Segundo Baker (1987), a sobrevivência das espécies que crescem em solos contaminados é relacionada à capacidade de tolerar, e não de anular, a toxicidade do elemento contaminante. As concentrações dos metais pesados variam nos diferentes tecidos da planta, e, em geral, os grãos contêm concentração menor do que as partes vegetativas da planta (Berton, 2000).

Com relação à entrada dos metais pesados na cadeia alimentar, Chaney & Oliver (1996) afirmam que as plantas se comportam como mecanismo de transferência de contaminantes do solo, para níveis mais altos na cadeia trófica, como também são barreiras importantes para essa transferência. As plantas restringem a absorção da maioria dos metais pesados do solo, de forma que os seres humanos, os animais e a vida selvagem não se encontram, de maneira geral, ameaçados pela presença desses contaminantes no solo.

No entanto, trabalhos recentes demonstram que plantas cultivadas com altas concentrações de metais pesados podem oferecer risco à saúde humana (Martins et al., 2003; Rangel et al., 2006). Chaney (1980) definiu o conceito “barreira solo-planta”, pelo qual é possível agrupar os elementos químicos nas seguintes categorias: grupo 1 – inclui os elementos insolúveis no solo (Ti, Cr, Zr, Y, Ag e Sn) ou nas raízes fibrosas das plantas, de forma que a parte aérea delas não constitui fonte de transferência desses elementos, mesmo quando o solo está altamente contaminado; grupo 2 – inclui os elementos que podem ser absorvidos pelas raízes, Hg e Pb, mas não são translocados para a parte aérea, em quantidades suficientes para causar risco de transferência na cadeia trófica; grupo 3 – inclui os elementos Zn, Cu, Ni, B, Mn e aqueles para os quais a planta não consegue restringir a translocação e entrada na cadeia alimentar; grupo 4 – inclui os elementos Se e Mo, conhecidos por causarem toxicidade alimentar, e o Cd tóxico ao arroz irrigado.

O objetivo do presente trabalho foi avaliar a absorção e a capacidade de translocação de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn de um solo contaminado para grãos de soja e arroz.

Material e Métodos

O experimento foi conduzido em casa de vegetação, no Departamento de Ciência do Solo, da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, de novembro de 2004 a abril de 2005.

O solo utilizado foi coletado no Município de Paulínia, SP, e encontrava-se em processo de recuperação, por apresentar níveis elevados de metais pesados, cuja contaminação ocorreu por via eólica (Tabela 1). O solo foi classificado como Latossolo Vermelho distroférrico de textura argilosa (Embrapa, 1999).

O experimento foi conduzido em casa de vegetação, em delineamento inteiramente casualizado, com quatro repetições, em vasos com capacidade para 5 dm³, onde foram colocados 4,8 dm³ do solo coletado. Foram utilizados 7 pontos de coleta de solo, organizados em relação à distância da fonte poluidora, da seguinte forma: solo a 100 m da fonte poluidora (L1), 200 m (L2), 300 m (L3), 400 m (L4), 500 m (L5), 600 m (L6) e 700 m (L7), coletados na camada arável. Os teores de metais pesados nas amostras de solo estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Teores (mg kg⁻¹) totais e disponíveis dos metais pesados no solo, em cada tratamento.

Tratamento ⁽¹⁾	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
	Teor total					
L1	25	272	915	540	333	554
L2	23	141	935	563	208	189
L3	20	115	860	536	174	113
L4	23	121	125	583	198	106
L5	26	144	99	664	226	106
L6	28	166	100	719	244	108
L7	27	153	97	570	229	102
	Teor disponível					
L1	0,6	77,0	10,0	38,6	73,1	255,8
L2	0,2	18,8	10,1	64,6	17,6	62,5
L3	0,1	12,3	13,6	77,0	11,9	28,1
L4	-(²)	9,3	9,9	59,6	8,6	14,4
L5	-	11,4	10,9	66,9	11,2	9,3
L6	0,1	13,4	11,6	83,7	12,9	6,7
L7	-	11,7	17,4	51,1	11,2	3,5

⁽¹⁾Pontos de coleta de solo: L1, a 100 m da fonte poluidora; L2, a 200 m da fonte poluidora; L3, a 300 m da fonte poluidora; L4, a 400 m da fonte poluidora; L5, a 500 m da fonte poluidora; L6, a 600 m da fonte poluidora; L7, a 700 m da fonte poluidora. ⁽²⁾Abaixo do limite de detecção de 0,0014 mg L⁻¹.

As espécies utilizadas no experimento foram: *Oriza sativa* L., cultivar IAC 202, e *Glycine max* L., cultivar BRS 133. A adubação NPK foi realizada conforme a necessidade de cada cultura, tendo-se baseado nas recomendações do Boletim 100 (Raij et al., 1997). O arroz recebeu, no plantio, 10 mg dm⁻³ de N e 20 mg dm⁻³ de P e K. Em cobertura, aos 30 e 60 dias após plantio, foram aplicados 20 e 10 mg dm⁻³ de N e K, respectivamente. Para a soja, foram aplicados, no plantio, 20 mg dm⁻³ de N e K e 50 mg dm⁻³ de P e, em cobertura, aos 30 e 60 dias após plantio, 10 mg dm⁻³ para N e K.

Foram semeadas 10 sementes por vaso, no dia 25 de novembro de 2004, com início da germinação no dia 28. O desbaste foi realizado no dia 11 de dezembro de 2004, tendo-se deixado quatro plantas por vaso. A irrigação dos vasos foi realizada de modo a não se ultrapassar o limite máximo de 70% e mínimo de 40% da capacidade de retenção de água do solo, com pesagem diária dos vasos.

As plantas foram cultivadas até a maturação, e a colheita ocorreu aos 110 e 126 dias após plantio para a soja e o arroz, respectivamente. As plantas foram cortadas rente ao solo, separadas em folhas, caules, sementes e vagens, quanto à soja, e folhas, sementes e casca, quanto ao arroz. Foram então lavadas e acondicionadas em sacos de papel e secadas em estufa com circulação forçada de ar, à temperatura entre 65 e 70°C, até peso constante. Depois de secadas, as partes das plantas foram pesadas. A seguir, foram moídas em moinho tipo Wiley, homogeneizadas e acondicionadas em sacos de plástico.

Os vasos foram desmontados, a terra peneirada e as raízes recuperadas. As raízes foram lavadas para remoção da terra aderida à superfície radicular e, em seguida, acondicionadas em sacos de papel e secadas. Amostras das sementes utilizadas no plantio foram analisadas, para servir de comparação com os grãos obtidos nos tratamentos.

De cada tratamento, foram retiradas três amostras de solo, as quais foram secadas ao ar e passadas por peneira com malha de 2 mm. O teor total dos elementos foi determinado em forno de microondas, com o uso de água régia (mistura de 3:1 de HCl/HNO₃), de acordo com Nieuwenhuize et al. (1991), e o teor disponível foi determinado com o extrator DTPA com pH 7,3 (Raij et al., 2001). O material vegetal foi submetido à digestão por via úmida, em sistema aberto, segundo Silva (2006). As concentrações dos metais pesados, nos

extratos de solo e material vegetal, foram determinadas por espectrometria de emissão ótica, em plasma indutivamente acoplado (ICP-OES).

Com base nas concentrações dos elementos e na produção de matéria seca, foram calculadas as quantidades acumuladas dos metais pesados nas raízes, caule e folhas, pela seguinte fórmula: $QA = C \times MS/1000$, em que: QA é a quantidade acumulada em miligrama por vaso; C é a concentração na planta em mg kg⁻¹; e MS é a matéria seca produzida por vaso, em gramas.

Por meio das quantidades acumuladas, calculou-se o índice de translocação dos elementos, de acordo com Abichequer & Bohnen (1998), pela seguinte fórmula: $IT = QA_{Pa}/QA_{At}$, em que: IT é o índice de translocação; QA_{Pa} é a quantidade acumulada na parte aérea, em miligrama por vaso; e QA_{At} é a quantidade acumulada total na planta, em miligrama por vaso.

As concentrações dos metais pesados nos grãos foram analisadas estatisticamente e comparadas pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, mediante o programa estatístico SAS (SAS Institute, 1996).

Resultados e Discussão

O solo apresentou teores totais elevados de Cd (20 a 27 mg kg⁻¹), Cu (120 a 272 mg kg⁻¹), Mn (535 a 719 mg kg⁻¹), Pb (173 a 332 mg kg⁻¹) e Zn (101 a 553 mg kg⁻¹). Os teores de Cd, em todos os pontos, e de Cu, Pb e Zn, em alguns desses pontos, estão acima dos teores permissíveis para área agrícola, conforme a Cetesb (2005), que seriam: Cd, 3 mg kg⁻¹; Cu, 200 mg kg⁻¹; Pb, 180 mg kg⁻¹; e Zn, 450 mg kg⁻¹. Em relação aos teores disponíveis, segundo Raij et al. (1997), são considerados teores altos de Cu, Fe, Mn e Zn em DTPA valores acima de 0,8, 12, 5 e 1,2 mg dm⁻³, respectivamente. Observou-se que os teores disponíveis de Cu variaram de 9,3 a 77 mg dm⁻³, Fe de 9,9 a 17,4 mg dm⁻³, Mn de 38,6 a 83,7 mg dm⁻³ e Zn de 3,5 a 255,8 mg dm⁻³ (Tabela 1).

Na Tabela 2, encontram-se os teores de metais pesados no grão e índice de translocação (IT), da raiz para a parte aérea, nas diferentes distâncias da fonte poluidora, em arroz, sendo que no tratamento L1 a planta não completou o ciclo. Observa-se que, para Cd, não houve diferença estatística entre os pontos até 500 m da fonte poluidora (L5), tendo diferido apenas dos pontos mais distantes (L6 e L7). Os teores de Cu, Fe e Pb foram maiores no L2 e diferiram dos demais tratamentos. Em relação ao Zn, observou-se que o tratamento L3

apresentou maior teor, sem diferir, no entanto, dos tratamentos L4 e L7. Quanto ao Mn, o tratamento L7 apresentou o maior teor, e o L2 o menor.

Comparando-se os teores das sementes, com os obtidos nos grãos nos tratamentos (Tabela 2), observou-se em relação a Cu, Fe, Pb e Zn, as sementes apresentaram menores teores. O mesmo fato não foi observado para Cd e Mn.

De acordo com o Decreto Nº 55.871, de 26 de março de 1965 (Anvisa, 1965), ainda em vigor, os limites máximos de tolerância (LMT) em alimentos (matéria seca) para os elementos Cd, Cu, Pb e Zn são, respectivamente, 1, 30, 50 e 0,5 mg kg⁻¹. Segundo a Associação Brasileira das Indústrias de Alimentação (ABIA, 1985), os LMT de Cu, Pb e Zn permitidos em grãos são de 30, 8 e 50 mg kg⁻¹, respectivamente. Com bases nessas informações, observou-se que os teores de Cd e Cu, em todos os tratamentos, encontram-se abaixo do LMT de ambas as instituições. Em relação ao Zn, os tratamentos L3, L4 e L7 apresentaram teores superiores ao LMT de ambas as instituições, no entanto, pode-se notar que nos demais tratamentos os teores encontram-se bem próximos ao LMT.

Os teores de Pb, nos grãos e nas sementes, em todos os tratamentos, apresentam-se acima do LMT (0,5 mg kg⁻¹) das normas da ANVISA (1965). No entanto, se considerarmos o LMT estabelecido pela

ABIA (1985) de 8 mg kg⁻¹, os teores de Pb, em todos os tratamentos, encontram-se adequados.

No caso do Mn, Kabata-Pendias & Pendias (2001) estabeleceram, como faixa crítica, para grãos produzidos em locais contaminados com esse elemento, teores entre 15 e 18 mg kg⁻¹. Verifica-se que, exceto para o tratamento L2, o teor de Mn nos tratamentos, e mesmo na semente utilizada para plantio, encontrou-se bem acima do limite superior estabelecido pelos autores. Quanto ao Fe, não foram encontrados valores de referência que pudessem ser comparados com os obtidos neste trabalho.

Ainda que existam muitas incertezas sobre a especificidade dos mecanismos de absorção dos metais pesados, sobretudo daqueles não essenciais, geralmente o teor e o acúmulo do elemento, nos tecidos da planta, ocorre em função da sua disponibilidade na solução do solo, e os teores nas raízes e na parte aérea aumentam com a elevação da concentração de elementos na solução do solo (Gussarsson et al., 1995).

O arroz acumulou, em geral, mais Cd, Cu, Fe, Mn e Pb na raiz que na parte aérea, enquanto o Zn foi acumulado, em maior proporção, na parte aérea do que na raiz (Figura 1). No tratamento L2, para o Cd, Cu, Mn e Pb, e também no tratamento L7 para o Mn, observou-se maior acúmulo desses elementos na parte aérea do que na raiz. Esses tratamentos apresentaram maiores concentrações desses elementos no solo (Tabela 1).

Segundo Soares et al. (2001), o elevado acúmulo de Pb nas raízes de arroz (Figura 1) pode estar relacionado à imobilização desse elemento, por meio de complexos orgânicos insolúveis presentes no tecido.

O acúmulo de Cd e Cu foi pouco influenciado pela contaminação do solo. A absorção de Cu pode ter sido inibida pela elevada contaminação do solo por Zn, uma vez que existe uma relação de antagonismo na absorção desses dois elementos (Alloway, 1995).

O Fe foi acumulado na raiz em proporção muito superior ao acumulado na parte aérea do arroz. Segundo Berton (2000), as raízes de gramíneas podem liberar os chamados fitossideróforos, que complexam fortemente o Fe.

A absorção pelas plantas, em um solo com diversos metais pesados, pode ser diferente da verificada com elementos isolados, em razão das diversas interações entre esses, que podem ser independentes, antagonistas ou sinérgicas, e as respostas das espécies ao excesso de metais pesados deve ser diferenciada, em consequência da especiação desses elementos no solo (Barceló & Poschenrieder, 1992).

Tabela 2. Teores (mg kg⁻¹) de metais pesados, nos grãos e na semente, e índice de translocação da raiz para parte aérea, no arroz⁽¹⁾.

Tratamento ⁽²⁾	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
	Teores					
L1	- ⁽³⁾	-	-	-	-	-
L2	0,51a	5,45a	18,59a	17,22c	5,27a	47,17b
L3	0,44ab	4,30b	14,92b	70,61b	3,70bc	59,06a
L4	0,43ab	4,21b	14,08b	65,36bc	3,36c	52,76ab
L5	0,41ab	3,97bc	13,99b	59,80bc	3,78bc	45,35b
L6	0,29cd	3,25cd	13,27b	72,25b	4,34ab	46,69b
L7	0,24d	3,23cd	13,17b	360,27a	3,75bc	51,35ab
Semente	0,38bc	2,81d	12,55b	37,97bc	3,03c	14,74c
	Índice de translocação					
L2	52,8	70,6	2,9	75,7	59,2	85,5
L3	11,0	6,6	0,3	29,6	1,6	54,5
L4	11,5	5,8	0,3	30,1	1,8	52,4
L5	8,6	6,3	0,5	49,0	3,4	55,1
L6	8,4	5,8	0,4	48,6	2,4	50,2
L7	10,7	7,7	0,8	72,7	3,3	58,0

⁽¹⁾Médias seguidas por letras iguais, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade. ⁽²⁾Pontos de coleta de solo: L1, a 100 m da fonte poluidora; L2, a 200 m da fonte poluidora; L3, a 300 m da fonte poluidora; L4, a 400 m da fonte poluidora; L5, a 500 m da fonte poluidora; L6, a 600 m da fonte poluidora; L7, a 700 m da fonte poluidora. ⁽³⁾As plantas não se desenvolveram.

A translocação refere-se ao movimento ou à transferência do íon, do local de absorção na raiz para outro ponto qualquer, dentro ou fora da raiz (Malavolta et al., 1997), portanto o IT é representado pela porcentagem da quantidade total absorvida, que foi transferida para a parte aérea (Abichequer & Bohnen, 1998). Quanto maior o IT, maior a quantidade translocada para a parte

aérea. Na Tabela 2, verifica-se que o IT no arroz variou com o elemento, e que os maiores índices foram observados para o Mn e Zn, em todos os tratamentos, e para o Cd, Cu e Pb no tratamento L2 (200 m).

As plantas não conseguem limitar a absorção de Cu, Mn e Zn, como observado, e não servem de barreira à entrada desses elementos na cadeia alimentar (Chaney,

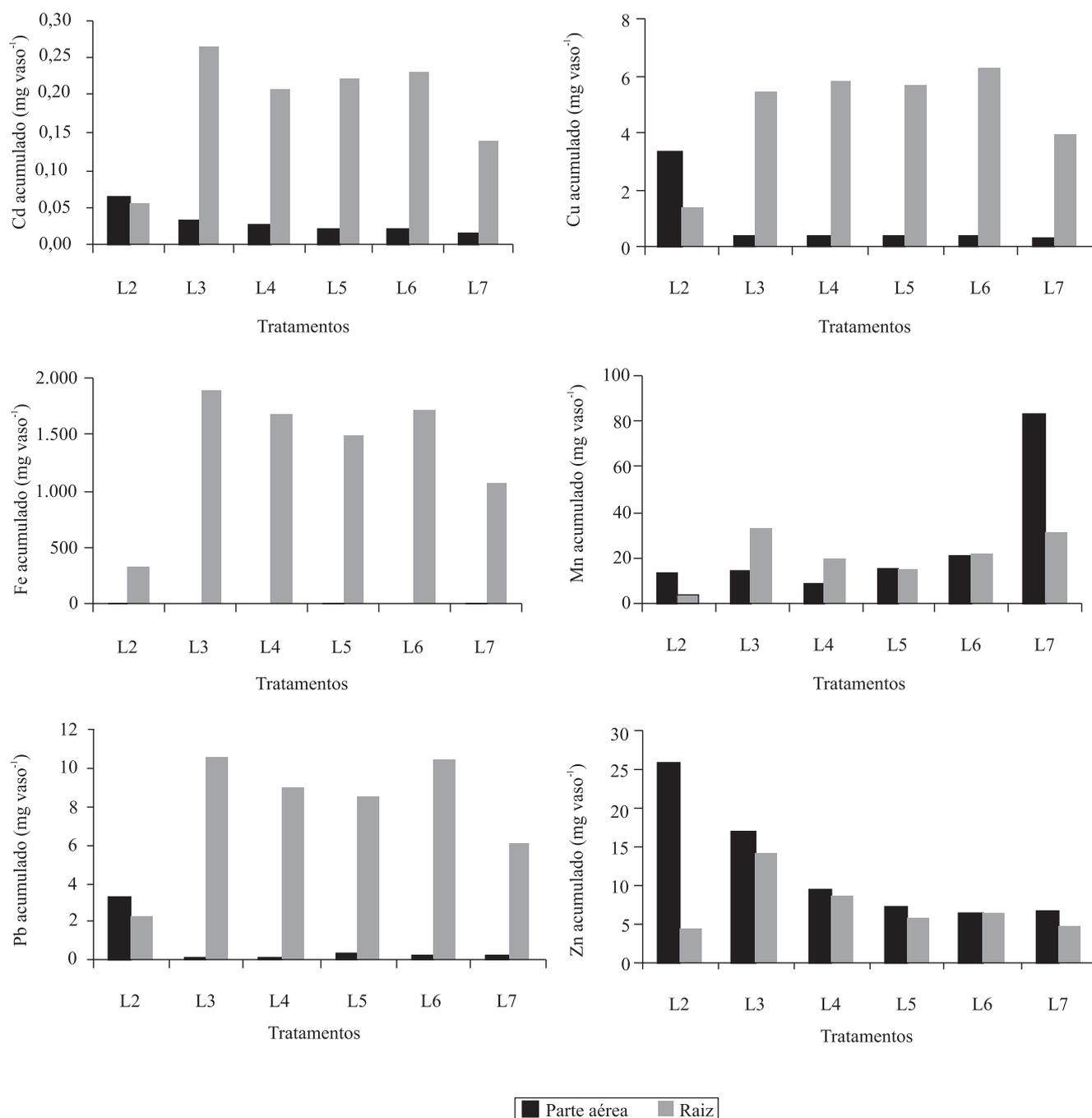


Figura 1. Quantidade acumulada de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn (mg vaso^{-1}), na parte aérea e na raiz das plantas de arroz.

1980). Isso pode ser comprovado para o Mn e Zn. Para Pb, observou-se a baixa transferência da raiz para a parte aérea, o que concorda com Chaney (1980); no entanto, essa transferência foi suficiente para que esse elemento se acumulasse nos grãos em níveis altos (Tabela 2).

A translocação de Fe foi afetada por outros metais pesados presentes no solo. O Cd, por exemplo, pode ter influenciado na diminuição do IT de Fe (Paiva et al., 2002), fato este também observado por Soares (1999), em mudas de eucalipto, e por Yang et al. (1996), em diferentes espécies.

Poucos são os estudos relacionados à influência da presença de metais pesados, sobre o índice de translocação em plantas herbáceas e em gramíneas, espécies amplamente estudadas em ambientes contaminados (Paiva et al., 2002).

Na Tabela 3, encontram-se os teores de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn, nos grãos e na semente, e o IT da raiz para a parte aérea, em soja. Observa-se que o tratamento L1 apresentou maiores teores de Cd, Cu, Fe, Pb e Zn tendo diferido estatisticamente dos demais tratamentos. Para o Mn, o maior teor foi obtido no tratamento L7.

Nota-se que os teores de Mn e Zn, em todos os tratamentos, foram maiores que o teor encontrado na semente. Quanto ao Cd, os tratamentos L1, L2 e L3 apre-

sentaram teores acima do obtido na semente; quanto ao Cu, apenas os tratamentos L1 e L2; e quanto ao Pb, apenas o tratamento L1. Para o Fe, apenas o tratamento L7 apresentou teor menor que a semente.

Como observado para os grãos de arroz, os grãos de soja apresentaram teores de Cd e Cu abaixo do LMT adotado pela ANVISA (1965) e ABIA (1985), de 1 e 30 mg kg⁻¹, respectivamente.

O Pb apresentou teores acima do LMT (0,5 mg kg⁻¹), mesmo na semente, de acordo com ANVISA (1965), como observado nos grãos de arroz. Considerando-se o LMT estabelecido pela ABIA (1985), de 8 mg kg⁻¹ na matéria seca, observa-se que, no tratamento L1 e na semente, os teores foram superiores a esse limite, no entanto, nos tratamentos L2 e L7 os teores foram bem próximos ao limite máximo.

Quanto ao Zn, nota-se que, em todos os tratamentos, os teores nos grãos encontram-se acima do LMT (50 mg kg⁻¹). Apenas a semente apresentou teores abaixo do LMT utilizado pela ANVISA. Quando se considera a matéria seca (ABIA, 1985), os tratamentos L4, L5 e L6 apresentam-se abaixo do LMT estabelecido (50 mg kg⁻¹).

Para o Mn, pode-se observar, em todos os tratamentos e na semente, teores acima do LMT estabelecido por Kabata-Pendias & Pendias (2001) (15 e 18 mg kg⁻¹). Para o Fe, não foram encontrados dados que pudessem ser comparados.

Rangel et al. (2006) avaliaram o teor de metais pesados, em folhas e grãos de milho, cultivado em solo que recebeu doses altas de lodo de esgoto, e observaram que os teores de Cu, Ni, Pb e Zn atingiram o LMT estabelecido pela ABIA, como também os limites de Mn estabelecidos por Kabata-Pendias & Pendias (2001). No entanto, os teores desses elementos encontravam-se em níveis tóxicos nas folhas.

Nem todos os metais pesados são igualmente retidos nas raízes das diferentes espécies, o que sugere que a tolerância a um determinado elemento não garante, necessariamente, a tolerância a outro (Antosiewicz, 1992). Fatores como estágio de desenvolvimento da planta, tempo de exposição ao elemento e as diferentes espécies químicas dos elementos interferem nos teores dos elementos nas diferentes partes da planta (Alloway, 1995). A regulação da absorção de metais pesados na rizosfera, o acúmulo desses nas raízes, desde que preservada sua integridade e funções primárias, e a baixa translocação para a parte aérea são considerados mecanismos pelos

Tabela 3. Teores (mg kg⁻¹) de metais pesados, nos grãos e na semente, e índice de translocação (IT) da raiz para a parte aérea em soja⁽¹⁾.

Tratamentos ⁽²⁾	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
	Teores					
L1	0,89a	22,45a	76,01a	101,09b	19,58a	171,39a
L2	0,43b	11,58b	59,50b	41,37cd	8,23c	78,97b
L3	0,41b	10,71b	53,05bc	48,08cd	7,60cd	71,98b
L4	0,31c	10,54b	51,46bcd	32,91cd	7,39cd	50,67d
L5	0,27c	10,62b	46,38cde	42,06cd	5,67d	51,48d
L6	0,28c	10,04b	45,56cde	62,28c	6,13d	51,29d
L7	0,27c	9,64b	37,59e	277,08a	8,43c	59,86c
Semente	0,31c	11,24b	41,22de	21,38d	10,82b	30,02c
	Índice de translocação					
L1	83,1	33,4	19,3	79,8	30,7	87,4
L2	49,8	37,7	9,4	58,2	21,5	79,1
L3	24,8	29,5	4,6	51,0	14,1	74,3
L4	22,2	50,6	31,0	69,1	25,4	80,2
L5	39,8	39,2	12,1	77,8	16,6	78,5
L6	22,5	25,8	4,2	59,8	10,0	60,4
L7	18,9	24,3	2,7	83,7	11,6	82,1

⁽¹⁾Médias seguidas por letras iguais, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade. ⁽²⁾Pontos de coleta de solo: L1, a 100 m da fonte poluidora; L2, a 200 m da fonte poluidora; L3, a 300 m da fonte poluidora; L4, a 400 m da fonte poluidora; L5, a 500 m da fonte poluidora; L6, a 600 m da fonte poluidora; L7, a 700 m da fonte poluidora.

quais o sistema radicular pode contribuir para a tolerância de espécies a metais pesados (Arduini et al., 1996).

A soja acumulou, em geral, mais Cd, Cu, Fe e Pb na raiz que na parte aérea, enquanto o Mn e o Zn foram acumulados em maior proporção na parte aérea do que na raiz (Figura 2). O Cd, no tratamento L2, apresentou maior acúmulo na parte aérea do que na raiz.

O acúmulo de Cd, Cu e Pb foi pouco influenciado pela contaminação do solo, em comparação ao Mn e

Zn. A baixa absorção de Cu foi consequência da elevada contaminação do solo por Zn, enquanto o elevado acúmulo de Pb nas raízes pode estar relacionado à imobilização desse elemento, por complexos orgânicos presentes no tecido radicular (Soares et al., 2001). O Fe é menos acumulado na parte aérea da planta. Altos teores de Zn no solo podem competir com o Fe na absorção pelas plantas, possivelmente em razão da similaridade entre o raio iônico desses elementos (Silva, 2006).

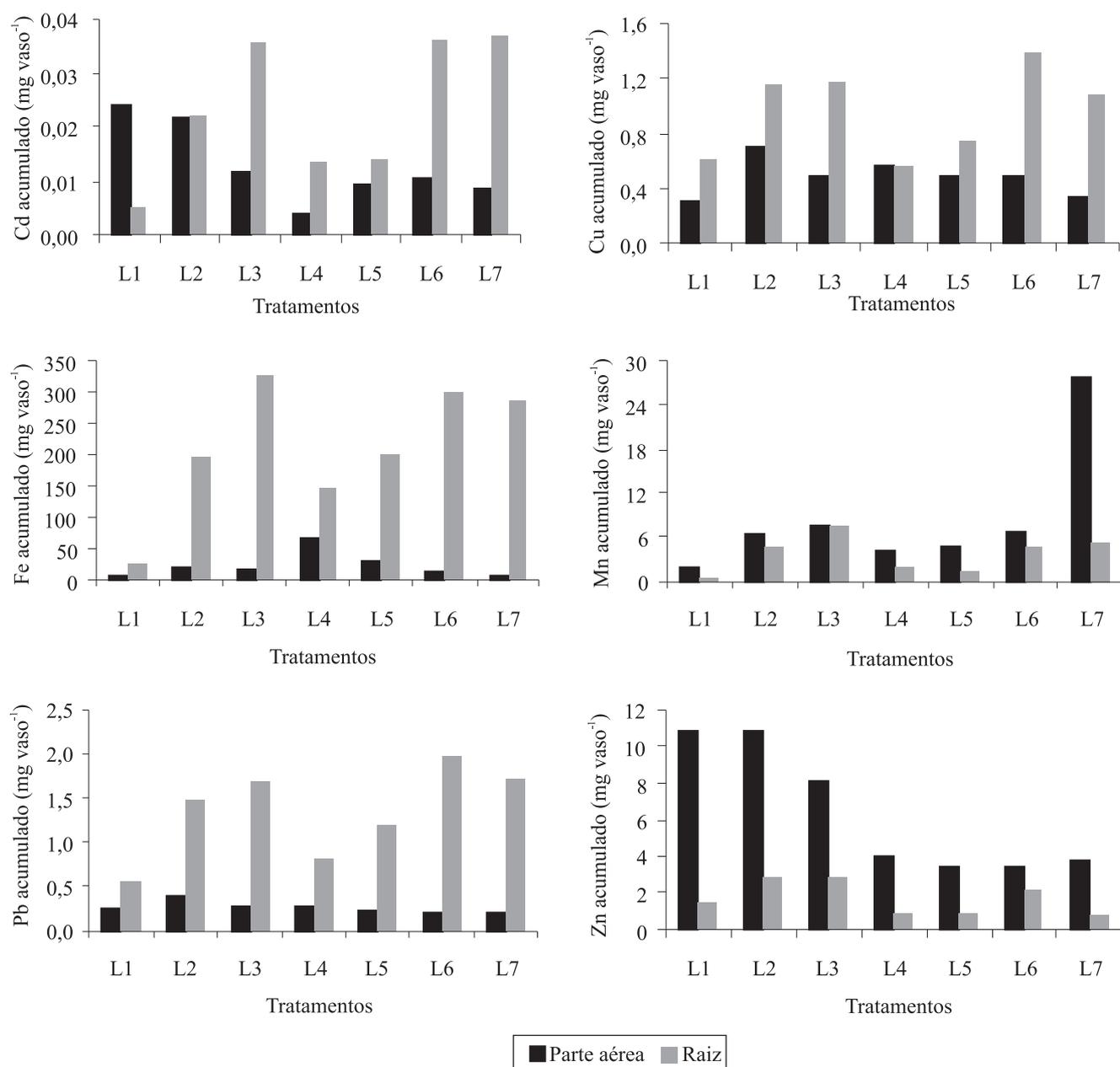


Figura 2. Quantidade acumulada de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn (mg vaso^{-1}), na parte aérea e na raiz das plantas de soja.

O IT na soja variou com o elemento, como observado para as plantas de arroz. Os maiores IT para plantas de soja foram observados para Mn e Zn e foram intermediários para Cd e Cu, em todos os tratamentos.

Observa-se que Cu, Mn e Zn translocaram das raízes para a parte aérea. Para Pb, observa-se baixa transferência da raiz para a parte aérea, no entanto, essa transferência, como ocorreu para o arroz, foi suficiente para que esse elemento se acumulasse nos grãos em níveis altos. A translocação de Fe, para a soja, foi pouco afetada pelos outros metais pesados presentes no solo.

Conclusões

1. As raízes de arroz limitam a translocação de Cd, Cu, Fe, Mn e Pb para a parte aérea.
2. As raízes de soja limitam a translocação de Cd, Cu, Fe e Pb para a parte aérea.
3. As plantas de arroz e soja restringem a transferência de Cd e Cu do solo para o grão, o que não ocorre com Mn e Zn.
4. As plantas de arroz limitam a transferência de Pb do solo para o grão, enquanto as de soja não.

Referências

- ABIA (São Paulo, SP). **Compêndio da legislação dos alimentos**. São Paulo, 1985. Não paginado.
- ABICHEQUER, A.D.; BOHNEN, H. Eficiência de absorção, translocação e utilização de fósforo por variedades de trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.22, p.21-26, 1998.
- ADRIANO, D.C. **Trace elements in the terrestrial environment: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals**. New York: Springer, 2001. 867p.
- ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. 2nd ed. New York: Blackie Academic & Professional, 1995. 368p.
- ANTOSIEWICZ, D.M. Adaptation of plants to an environment polluted with heavy metals. **Acta Societatis Botanicorum Poliniae**, v.61, p.281-299, 1992.
- ANVISA. **Decreto nº 55.871, de 26 de março de 1965**. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/legis/decretos/55871_65.htm>. Acesso em: 7 jun. 2006.
- ARDUINI, I.; GODBOLD, D.L.; ONNIS, A. Cadmium and copper uptake and distribution in Mediterranean tree seedlings. **Physiologia Plantarum**, v.97, p.111-117, 1996.
- BAKER, A.J.M. Metal tolerance. **New Phytologist**, v.106, p.93-111, 1987.
- BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. **Suelos y Planta**, v.2, p.345-361, 1992.
- BERTON, R.S. Riscos de contaminação do agrossistema com metais pesados. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.259-268.
- CETESB. **Decisão de diretoria Nº 195-2005-E, de 23 de novembro de 2005**. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf>. Acesso em: 3 maio 2006.
- CHANEY, R.L. Health risks associated with toxic metals in municipal sludge. In: BITTON, G.; DAMRON, B.L.; EDDS, G.T.; DAVIDSON, J.M. (Ed.). **Sludge health risks of land application**. Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1980. p.59-83.
- CHANEY, R.L.; OLIVER, D.P. Sources, potential adverse effects and remediation of agriculture soil contaminants. In: NAIDU, R. (Ed.). **Contaminants and the soil environment in the Australasia-Pacific region**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1996. p.323-359.
- CHANG, A.C.; PAGE, A.L.; WARNEKE, J.E.; GRGUREVIC, E. Sequential extraction on soil heavy metals following a sludge application. **Journal of Environmental Quality**, v.13, p.33-38, 1987.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solo**. Brasília: Embrapa-SPI, 1999. 412p.
- GUSSARSSON, M.; ADALSTEINSSON, P.J.; JENSÉN, P.; ASP, H. Cadmium and copper interactions on the accumulation and distribution of Cd and Cu in birch (*Betula pendula* Roth) seedlings. **Plant and Soil**, v.171, p.185-187, 1995.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants**. 3rd ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413p.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2.ed. Piracicaba: Potafos, 1997. 319p.
- MARTINS, A.L.C.; BATAGLIA, O.C.; CAMARGO, O.A.; CANTARELLA, H. Produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho em solo adubado com lodo de esgoto, com e sem calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.563-574, 2003.
- NIEUWENHUIZE, J.; POLEY-VOS, C.H.; AKKER, A.H. van den; DELFT, W. van. Comparison of microwave and conventional extraction techniques for the determination of metals in soil, sediment and sludge samples by atomic spectrometry. **Analyst**, v.116, p.347-351, 1991.
- PAIVA, H.N. de; CARVALHO, J.G. de; SIQUEIRA, J.O. Índice de translocação de nutrientes em mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) e de Ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl.) submetidas a doses crescentes de cádmio, níquel e chumbo. **Revista Árvore**, v.26, p.467-473, 2002.
- RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed. Campinas: Instituto Agronômico, 1997. 285p. (Boletim técnico, 100).

- RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A.; CANTARELLA, H.; ABREU, C.A. Os métodos de análise química do sistema IAC de análise de solo no contexto nacional. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2001. p.251-261.
- RANGEL, O.J.P.; SILVA, C.A.; BETTIOL, W.; DYNIA, J.F. Efeitos de aplicações de lodos de esgoto sobre os teores de metais pesados em folhas e grãos de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.30, p.583-594, 2006.
- SAS INSTITUTE (Cary, Estados Unidos). **SAS/STAT user's guide**. Version 6.11. 4th ed. Cary, 1996. 842p.
- SILVA, M.L.S. **Avaliação do comportamento de elementos traços essenciais e não essenciais em solo contaminado sob cultivo de plantas**. 2006. 112p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.
- SOARES, C.R.F.S. **Toxidez de zinco, cobre, cádmio e chumbo para o eucalipto em solução nutritiva**. 1999. 132p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.
- SOARES, C.R.F.S.; GRAZZIOTTI, P.H.; SIQUEIRA, J.O.; CARVALHO, J.G. de; MOREIRA, F.M.S. Toxidez de zinco no crescimento e nutrição de *Eucalyptus maculata* e *Eucalyptus urophylla* em solução nutritiva. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.36, p.339-348, 2001.
- SOARES, C.R.F.S.; SIQUEIRA, J.O.; CARVALHO, J.G. de; MOREIRA, F.M.S. Fitotoxidez de cádmio para *Eucalyptus maculata* e *E. urophylla* em solução nutritiva. **Revista Árvore**, v.29, p.175-183, 2005.
- YANG, X.; BALIGAR, V.C.; MARTENS, D.C.; CLARK, R.B. Cadmium effects on influx and transport of mineral nutrients in plant species. **Journal of Plant Nutrition**, v.19, p.643-656, 1996.

Recebido em 21 de novembro de 2006 e aprovado em 2 de março de 2007