

# Silicato de cálcio como amenizante da toxidez de metais pesados em mudas de eucalipto

Adriana Maria de Aguiar Accioly<sup>(1)</sup>, Cláudio Roberto Fonsêca Sousa Soares<sup>(2)</sup> e José Oswaldo Siqueira<sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup>Embrapa Mandioca e Fruticultura Tropical, Caixa Postal 007, CEP 44380-000 Cruz das Almas, BA. E-mail: [adriana@cnpmf.embrapa.br](mailto:adriana@cnpmf.embrapa.br)

<sup>(2)</sup>Universidade Federal de Lavras, Departamento de Ciência do Solo, Caixa Postal 3037, CEP 37200-000 Lavras, MG. E-mail: [crfsoares@gmail.com](mailto:crfsoares@gmail.com), [siqueira@ufla.br](mailto:siqueira@ufla.br)

**Resumo** – O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito do silicato de cálcio na redução da toxidez de metais pesados no solo para *Eucalyptus camaldulensis*. Foram utilizadas cinco doses de silicato de cálcio (0, 1,6, 3,2, 4,8 e 6,4 g kg<sup>-1</sup>), em solos com diferentes graus de contaminação. O experimento foi conduzido em vasos com 1,5 kg de solo, com uma muda por vaso, em esquema fatorial 4x5 (quatro graus de contaminação x cinco doses de silicato). O silicato de cálcio reduziu a toxidez de metais pesados em *E. camaldulensis*, retardou o aparecimento dos sintomas de toxidez e diminuiu os teores de zinco e cádmio na parte aérea das plantas. Entretanto, não evitou totalmente a depressão no crescimento, nos solos com contaminação elevada. O efeito amenizante do silicato foi crescente com o aumento das doses e mais evidente nos solos com contaminação elevada. O efeito benéfico do silicato de cálcio está relacionado à redução da transferência do zinco para a parte aérea do eucalipto.

**Termos para indexação:** *Eucalyptus camaldulensis*, cádmio, fitoestabilização, fitotoxidez, poluição do solo, zinco.

## Calcium silicate to reduce heavy metal toxicity in eucalyptus seedlings

**Abstract** – The objective of this study was to evaluate the effect of calcium silicate to reduce heavy metal toxicity in *Eucalyptus camaldulensis* seedlings. Five doses of calcium silicate (0, 1.6, 3.2, 4.8, and 6.4 g kg<sup>-1</sup>) were used in soils with increasing levels of contamination. The experiment was carried out in pots with 1.5 kg of soil, with one plant each, in a 4x5 factorial array (four levels of contamination x five silicate doses). Calcium silicate minimized heavy metal toxicity to *E. camaldulensis*, delayed the onset of toxicity symptoms, and decreased zinc and cadmium shoot concentrations. However, calcium silicate did not completely overcome the depressive effect upon plant growth in soils with high metal concentrations. Calcium silicate effects increased with increasing doses and were more evident in highly contaminated soils. The beneficial effects of calcium silicate on metal toxicity were highly related to the decrease in zinc translocation to the eucalyptus shoots.

**Index terms:** *Eucalyptus camaldulensis*, cadmium, phytostabilization, phytotoxicity, soil pollution, zinc.

## Introdução

A incorporação dos metais pesados cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), mercúrio (Hg), chumbo (Pb) e zinco (Zn) ao solo, decorrente de ações antrópicas, causa poluição dos ecossistemas e exerce efeitos deletérios em diversas formas de vida (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007), com sérias consequências ambientais e impactos à saúde pública. No caso dos efeitos sobre as plantas, o excesso de metais no solo limita o crescimento e o desenvolvimento da vegetação, pois as plantas absorvem e acumulam quantidades tóxicas desses metais (Raskin et al., 1994), o que inibe processos fisiológicos, como transpiração, respiração e fotossíntese. Dessa forma, a investigação do

comportamento dos metais no solo e do seu potencial fitotóxico é importante para a seleção de tecnologias de remediação do solo.

Apesar de existirem várias tecnologias para a remediação de solos contaminados (Accioly & Siqueira, 2000), a plena recuperação de áreas degradadas pela presença de metais pesados em excesso é ainda difícil. Entre as alternativas, tem-se o emprego de materiais adsorventes e imobilizadores de metais, que reduz a disponibilidade e a mobilidade dos metais no solo (Santos et al., 2007). Produtos capazes de imobilizar metais no solo convertem suas frações solúveis e trocáveis em formas mais estáveis, o que diminui a disponibilidade para as plantas (Mench et al., 1999;

Kirkham, 2006). A redução na disponibilidade ocorre por reação direta de superfície e por meio de alterações no pH (Mench et al., 1999), que causam modificações na forma química dos contaminantes, como precipitação, humificação e transformações redox (Kabata-Pendias & Pendias, 2001).

Diversos materiais têm sido avaliados quanto à capacidade de amenizar a ação tóxica de metais como, por exemplo, calcário, fosfatos, óxidos metálicos de ferro (Fe) e de manganês (Mn), aluminossilicatos (zeólitas, beringita) e escórias (Vangronsveld & Ruttens, 1999; Walker et al., 2003; Li et al., 2008). Escórias diversas, especialmente as ricas em silicatos, têm sido estudadas quanto ao efeito na diminuição da mobilidade dos metais, por meio de mudanças no pH do solo (Li et al., 2008). As escórias básicas constituem-se de silicatos de Ca e Mg que, além de fornecer esses nutrientes às plantas, atuam como corretivos da acidez do solo, são fontes de Si (Lima Filho et al., 1999) e amenizam a toxidez de metais no solo (Ma, 2004; Treder & Cieslinski, 2005; Kirkham, 2006).

Embora o Si não seja reconhecido como um elemento essencial, ele tem demonstrado efeito benéfico para muitas espécies vegetais (Marschner, 1995; Liang et al., 2007; Ma & Yamaji, 2008). Entre os efeitos positivos do Si, tem-se o aumento da tolerância das plantas à toxidez de Mn, Fe, Cd e Zn (Peaslee & Frink, 1969; Shi et al., 2005; Cunha et al., 2008a; Zhang et al., 2008) e a diminuição do efeito de estresses e de condições adversas do meio ambiente sobre algumas espécies (Epstein, 1999; Ma, 2004; Currie & Perry, 2007; Ma & Yamaji, 2008). O efeito do Si na diminuição da toxidez de metais depende da espécie de planta e está relacionado a três diferentes mecanismos (Ma, 2004). Pela ação do Si pode haver uma menor absorção dos elementos tóxicos (Peaslee & Frink, 1969; Bowen, 1972), uma distribuição mais homogênea na folha (Horst & Marschner, 1978), ou a formação de complexos metal-silicato dentro da planta. Esses complexos são translocados para os vacúolos e acumulados em formas ainda desconhecidas (Neumann & Zur Nieden, 2001).

São escassos os estudos que avaliam o efeito do Si na amenização da toxidez de metais pesados em solos contaminados por vários metais ao mesmo tempo. Paim et al. (2006) verificaram a redução da disponibilidade de metais pesados em solos contaminados, após aplicação de Si combinado com fósforo (P), e afirmaram que a

ação do Si deveu-se ao poder alcalinizante do silicato de cálcio e à sua capacidade de formar silicatos insolúveis.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito do silicato de cálcio na amenização da toxidez de metais pesados para *Eucalyptus camaldulensis*, em solos com diferentes graus de contaminação.

## Material e Métodos

O estudo foi desenvolvido com mudas de *Eucalyptus camaldulensis*, em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras, em vasos com misturas de solo com diferentes graus de contaminação de metais pesados, nos quais foram aplicadas doses crescentes de silicato de cálcio. Os graus de contaminação foram obtidos pela mistura de solo contaminado, coletado em área de estocagem de rejeitos de uma unidade de processamento de Zn, no Município de Três Marias, MG, com um Neossolo Flúvico não contaminado, de modo a se obter proporções entre eles de 0, 25, 50 e 100% (v/v). A contaminação do solo foi designada como: solo não contaminado (0% solo contaminado), contaminação moderada (25% solo contaminado), contaminação intermediária (50% solo contaminado) e contaminação severa (100% solo contaminado). Os solos foram secos ao ar e passados em peneira de malha de 4 mm. Foram preparadas misturas de solo completamente homogêneas. Amostras foram retiradas de cada mistura de solo para análises de teores totais de Zn e Cd, determinados em água régia (Foster, 1995), conforme apresentado na Tabela 1. Pelo fato de os metais Cu e Pb não terem figurado como elementos limitantes ao crescimento vegetal nesses solos (Accioly et al., 2004), eles foram desconsiderados na apresentação dos resultados e discussão do trabalho.

As misturas de solos (1,5 kg) foram colocadas em vasos de polietileno. Procedeu-se à calagem com calcário dolomítico (PRNT 100%, 14% de MgO e 35% de CaO) para elevar o pH do solo a valores próximos de 6.

**Tabela 1.** Teores de cádmio e zinco (mg kg<sup>-1</sup>), extraídos por água régia, em solos com diferentes graus de contaminação com metais pesados.

Metal	Não contaminado	Contaminação moderada	Contaminação intermediária	Contaminação severa
Cd	0,57	7,29	15,75	27,90
Zn	107,39	542,79	1.063,10	1.948,88

O solo ficou incubado por 15 dias, com umidade em torno de 60% do volume total de poros (VTP).

As doses de silicato de cálcio empregadas foram definidas a partir do trabalho de Carvalho et al. (2000), em que foi observada resposta linear do eucalipto à aplicação de Si. Baseado em testes preliminares em laboratório com as misturas de solos contaminados, as doses desse elemento foram aumentadas para garantir o efeito amenizante, com uso de 450, 900, 1.350 e 1.800 mg kg<sup>-1</sup> de Si. Essas doses correspondem à aplicação de 1,6, 3,2, 4,8 e 6,4 g de silicato de cálcio por quilograma de solo. O silicato (CaSiO<sub>3</sub>) com 28,97% de Si e 13,21% de Ca (p.a.) foi aplicado aos solos com os quatro graus de contaminação. Após a aplicação do silicato, o solo foi homogeneizado e incubado por 60 dias, com umidade em torno de 60% do VTP, quando foram retiradas amostras de cada vaso para determinação dos metais pesados, pelo extrator Mehlich-1, e dos teores de Si (Tabela 2).

Foi feita a adubação de plantio com 100 mg kg<sup>-1</sup> de N, 300 mg kg<sup>-1</sup> de P, 170 mg kg<sup>-1</sup> de K e 0,8 mg kg<sup>-1</sup> de B, e depois de uma semana, foi realizado o plantio de

uma muda por vaso, com aproximadamente seis meses de idade e altura de 12 cm.

O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado, com cinco repetições, compondo um fatorial 4x5 (quatro graus de contaminação x cinco doses de silicato), perfazendo um total de 100 parcelas experimentais. O solo nos vasos foi mantido com umidade próxima de 60% do VTP pela adição diária de água deionizada. Aos 15, 21 e 50 dias (final do experimento), foram avaliados os sintomas de fitotoxidez, pela atribuição de notas às plantas: 1, ausência de sintoma de toxidez foliar; 2, clorose internerval ou generalizada; 3, pontos ou nervuras roxas, além dos sintomas presentes em 2; 4, manchas roxas, além dos sintomas de 3; 5, encarquilhamento, além dos sintomas de 4; 6, necrose, além dos sintomas de 5; e 7, morte da planta.

Ao final do experimento, determinou-se a altura das plantas que, em seguida, foram colhidas, cortando-se a parte aérea rente ao solo, e o material colhido foi lavado com água deionizada. As raízes foram separadas do solo, lavadas em água corrente até a completa remoção do solo e, finalmente, lavadas em água deionizada. A parte aérea e as raízes foram secas em estufa com circulação forçada de ar, a 60–70°C, até atingir massa constante e, depois de pesadas, foram moídas em moinho tipo Wiley.

Foram determinados os teores de metais pesados e cálcio na parte aérea e na raiz, após digestão nitroperclórica, por meio de espectrofotometria de absorção atômica (Malavolta et al., 1989). O Si foi determinado apenas na parte aérea, pelo método do azul de molibdênio (Furlani & Gallo, 1978). Com base nos teores de metais na planta e no solo, calculou-se o fator de transferência de metais para a parte aérea das plantas, conforme descrito por Baker et al. (1994): fator de transferência = teor dos metais na parte aérea/teor dos metais no solo.

Os dados foram submetidos à análise de variância, utilizando-se o SISVAR (Sistema de Análise de Variância, UFLA), e as equações de regressão foram ajustadas pelo Table Curve (Jandel Scientific).

## Resultados e Discussão

Os sintomas de fitotoxidez observados na parte aérea das plantas foram: redução do crescimento; clorose internerval e generalizada; pontos, nervuras

**Tabela 2.** Teores de cádmio e zinco, extraídos por Mehlich-1, de silício extraído em CaCl<sub>2</sub> 0,0025 mol L<sup>-1</sup>, e pH do solo após aplicação de silicato de cálcio, antes do transplântio das mudas de eucalipto para solos com diferentes graus de contaminação com metais pesados.

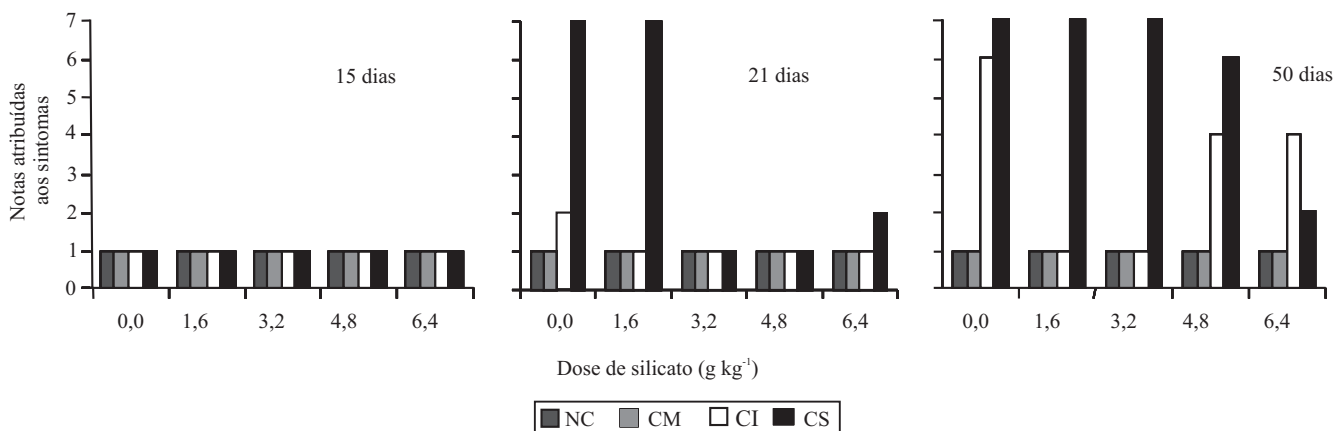
Silicato de cálcio (g kg <sup>-1</sup> )	Cd	Zn	Si	pH
	----- (mg dm <sup>-3</sup> ) -----			
	Não contaminado			
0,0	0,7	10	0,2	5,8
1,6	0,2	14	11,0	6,2
3,2	0,1	12	23,0	6,2
4,8	0,3	28	29,0	6,4
6,4	0,2	17	35,0	6,2
	Contaminação moderada			
0,0	6,0	371	0,2	5,8
1,6	7,0	391	11,0	5,7
3,2	7,0	374	18,0	6,0
4,8	6,0	372	28,0	6,0
6,4	7,0	379	36,0	6,2
	Contaminação intermediária			
0,0	13,0	763	0,6	5,5
1,6	15,0	825	6,0	5,7
3,2	15,0	874	17,0	5,7
4,8	13,0	801	25,0	6,1
6,4	14,0	789	36,0	6,1
	Contaminação severa			
0,0	24,0	1.599	1,0	5,7
1,6	25,0	1.672	3,0	5,7
3,2	23,0	1.681	13,0	5,8
4,8	22,0	1.606	22,0	5,9
6,4	22,0	1.565	29,0	6,1

e manchas roxas; encarquilhamento; necrose e até morte das plantas, nos solos com contaminação severa. Os sintomas de fitotoxidez diferiram quanto à intensidade, de acordo com o grau de contaminação do solo, e se agravaram com o tempo de exposição das mudas aos contaminantes (Figura 1). Aos 15 dias após o transplântio, nenhuma das plantas apresentava sintoma de fitotoxidez. Uma semana após, em solo com contaminação intermediária, apenas as plantas que cresceram na ausência de silicato apresentaram sintoma de toxidez (clorose). Em solo com contaminação severa, tanto na ausência quanto com a aplicação de  $1,6 \text{ g kg}^{-1}$  de silicato, as plantas apresentaram acentuados sintomas de fitotoxidez, sendo observada a morte da maioria das plantas ao final de 21 dias. Esse comportamento não foi observado nos tratamentos com  $3,2$  e  $4,8 \text{ g kg}^{-1}$  de silicato. Após 50 dias do plantio do eucalipto, os sintomas de toxidez se agravaram nos solos com contaminação intermediária e severa, e foi observado morte das plantas na dose de  $3,2 \text{ g kg}^{-1}$  de silicato, e necrose por toda a planta, na dose de  $4,8 \text{ g kg}^{-1}$ . O agravamento dos sintomas, com o aumento do tempo de exposição à contaminação, ocorre pelo maior acúmulo dos metais. A absorção contínua desses elementos pelas plantas resulta em teores tóxicos e em surgimento de efeitos fitotóxicos dos metais e de distúrbios fisiológicos (Lasat, 2002; Cunha et al., 2008a). Apesar disso, ao final do experimento, verificou-se que houve benefício da aplicação do silicato de cálcio, mesmo em solo com contaminação severa, pela redução na severidade dos sintomas de toxidez. Esses

sintomas foram caracterizados por deficiência de Fe, folhas intermediárias amareladas, enroladas e com manchas roxas por toda a planta.

A interação entre os fatores estudados (contaminação do solo x silicato de cálcio) apresentou efeito significativo para a altura da planta e produção de matéria seca da parte aérea (Figura 2). Nos solos não contaminados e com contaminação moderada, a adição de silicato não proporcionou efeito significativo na altura de plantas, enquanto que nos solos com contaminação intermediária e severa, houve um incremento na altura das plantas com aumento das doses de silicato de cálcio aplicadas. Contudo, a adição de silicato em solo com contaminação severa não foi capaz de neutralizar os efeitos da toxidez dos metais, e as plantas apresentaram crescimento reduzido. Apesar disso, a adição de  $6,4 \text{ g kg}^{-1}$  de silicato promoveu aumento de 82% na altura das plantas, sob contaminação intermediária, e de até 720% na produção de matéria seca da parte aérea, em solo com contaminação severa, evidência de que o silicato de cálcio beneficia o crescimento do eucalipto mesmo sob elevada contaminação do solo por metais pesados.

A aplicação do silicato de cálcio também beneficiou a produção de matéria seca de raízes ( $y = 0,36 + 0,000072x$ ;  $R^2 = 0,92$ ), mas com efeito amenizante inferior ao observado para a produção de matéria seca da parte aérea. Ao avaliar o efeito do Si sobre a toxicidade de Cd para o arroz, Zhang et al. (2008) verificaram que o fornecimento de Si apresentou efeito amenizante da fitotoxidez para as plantas, em razão do aumento da atividade metabólica do sistema radicular.

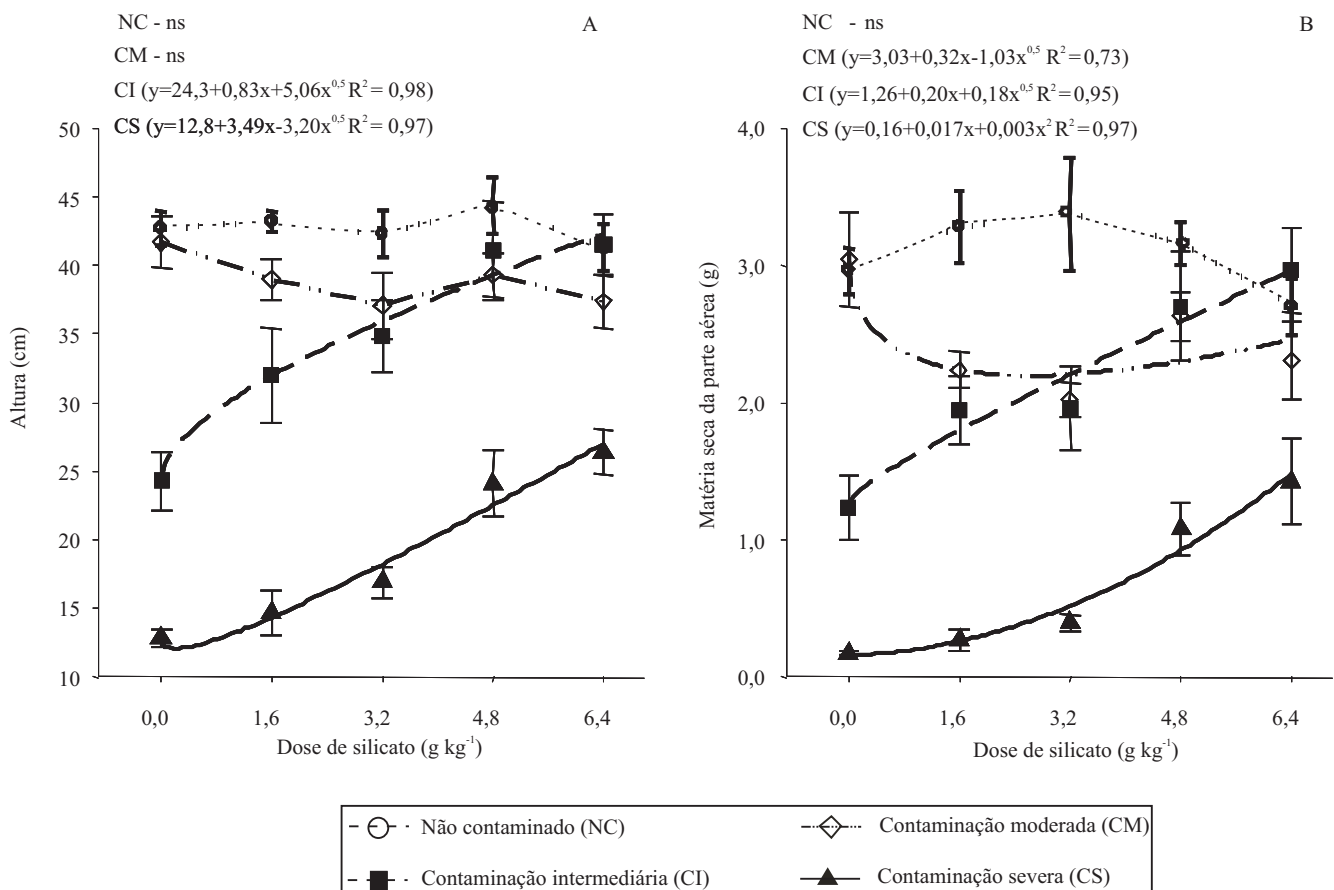


**Figura 1.** Sintomas de toxidez de metais em *Eucalyptus camaldulensis* aos 15, 21 e 50 dias após o transplântio, submetido a diferentes graus de contaminação do solo com metais pesados e a diferentes doses de silicato de cálcio. NC, não contaminado; CM, contaminação moderada; CI, contaminação intermediária; CS, contaminação severa.

Observou-se interação significativa entre os fatores estudados sobre os teores dos metais pesados e de Si na matéria seca das plantas. Os teores de Zn na matéria seca da parte aérea aumentaram de acordo com a elevação da contaminação, principalmente nas menores doses de silicato de cálcio (Figura 3). Entretanto, a adição de 6,4 g kg<sup>-1</sup> de silicato reduziu em mais de 74% os teores de Zn na matéria seca da parte aérea, em solo com contaminação severa. Apesar de elevadas reduções na parte aérea das plantas, principalmente com uso da maior dose de silicato de cálcio, os teores de Zn ainda permaneceram entre 100 e 400 mg kg<sup>-1</sup>, teores considerados tóxicos para o crescimento de várias espécies (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). No entanto, a aplicação de elevadas doses de silicato de cálcio reduziu os teores de Zn a valores inferiores aos

níveis críticos de toxidez encontrados por Soares et al. (2001), em solução nutritiva, para *Eucalyptus maculata* e *E. urophylla*, de 853 e 698 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente.

À semelhança do observado com Zn, foram verificados aumentos nos teores de Cd na parte aérea das plantas, em razão da contaminação do solo (Figura 3). Em todos os solos contaminados e em todas as doses de silicato de cálcio, os teores de Cd estiveram dentro ou acima da faixa crítica de toxidez – que varia de 5 a 30 mg kg<sup>-1</sup> (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Estiveram também acima dos níveis críticos de toxidez para *E. maculata* e *E. urophylla*, de 14,5 e 13 mg kg<sup>-1</sup> (Soares et al., 2005), respectivamente. Isso indica que o excesso desse metal foi limitante ao crescimento do eucalipto, independentemente da dose de silicato utilizada. A aplicação de 6,4 g kg<sup>-1</sup>

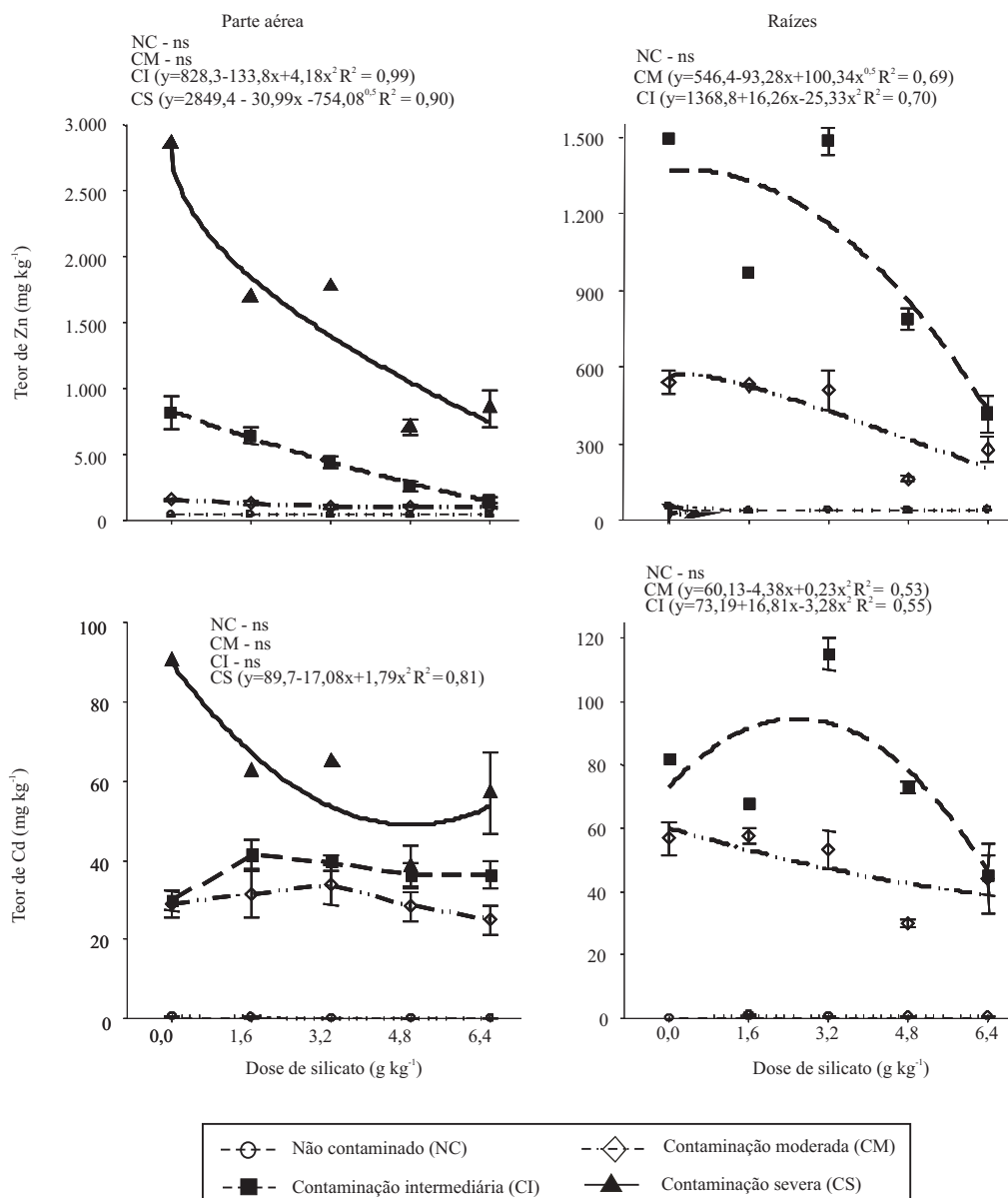


**Figura 2.** Altura média (A) e produção de matéria seca da parte aérea (B) de *Eucalyptus camaldulensis* após 50 dias de crescimento em solos com diferentes graus de contaminação com metais pesados e com diferentes doses de silicato de cálcio (ns, não-significativo).



de silicato de cálcio, no entanto, reduziu em 40% os teores de Cd na parte aérea, em solo com contaminação severa, o que evidencia o efeito amenizante do silicato de cálcio sobre a toxicidade deste elemento para as plantas (Figura 3). Cunha et al. (2008b) verificaram efeito semelhante do Si na amenização da toxicidade de Zn e Cd para o milho quando esses elementos foram aplicados isoladamente ao solo.

O efeito da adição do silicato de cálcio sobre os teores de Zn e Cd nas raízes do eucalipto está apresentado na Figura 3. No solo com contaminação severa, a massa de raízes produzida não foi suficiente para a determinação desses elementos e, por isso, os dados dos teores nas raízes foram apresentados apenas para o solo não contaminado e solos com contaminação moderada e intermediária. Verificou-se que os teores de Zn e Cd foram superiores aos verificados na parte



**Figura 3.** Teores de zinco e cádmio na matéria seca da parte aérea e de raízes de *Eucalyptus camaldulensis* submetido a diferentes graus de contaminação com metais pesados e diferentes doses de silicato de cálcio no solo (ns, não-significativo).

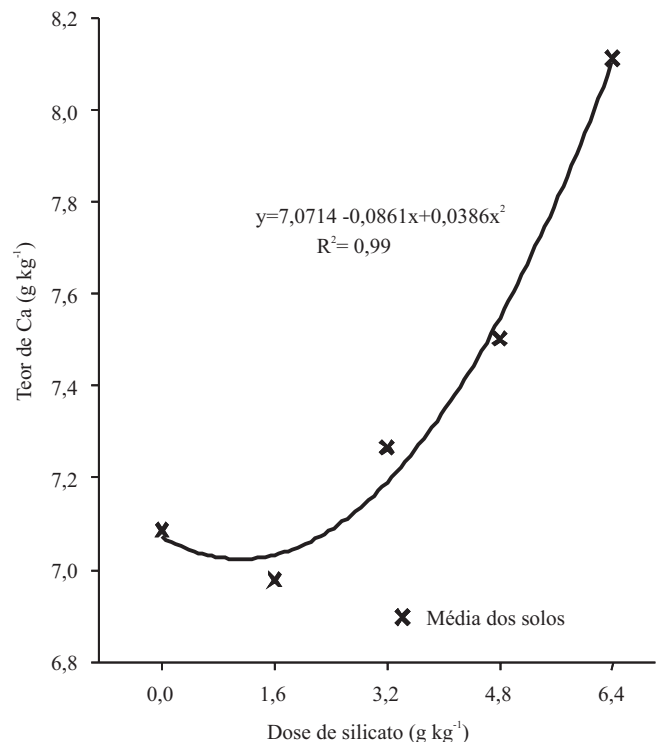
aérea das plantas. Silva et al. (2007) observaram que plantas de arroz e soja limitam a translocação de Cd, Cu, Fe e Pb para a parte aérea das plantas, e também os acumulam mais nas raízes. Os teores de Zn, nas raízes do eucalipto, foram reduzidos em mais de 60%, quando se adicionou  $6,4 \text{ g kg}^{-1}$  de silicato, enquanto que, para o Cd, a consistência e magnitude dos efeitos foram inferiores aos observados para Zn. Segundo Ma & Yamaji (2008), há evidências de que o Si pode reduzir o fluxo apoplástico e a absorção de metais tóxicos pelas plantas por meio da deposição de Si nas raízes. Entretanto, Shi et al. (2005), ao avaliar o efeito do Si sobre a distribuição de Cd em plantas de arroz, comentaram que pode haver discrepância na concentração de metais no apoplasto e no simplasto, após a aplicação de Si, e esse comportamento varia entre as espécies de plantas e os metais considerados. Desta forma, estudos fisiológicos mais aprofundados são necessários para se compreender o efeito do Si sobre a compartimentalização diferenciada de metais no eucalipto e sua contribuição para a amenização da fitotoxicidade. Cunha et al. (2008b) verificaram várias modificações anatômicas em plantas de milho, pelo efeito amenizante do Si sobre a toxicidade de Zn e Cd, incluindo alterações estruturais no diâmetro do xilema, mesofilo e espessura da epiderme. Esses autores verificaram, ainda, que a deposição de sílica na endoderme e no periciclo das raízes teria um importante papel na tolerância do milho a esses elementos.

Os teores de Si na parte aérea das plantas, que variaram de  $2,2$  a  $3,4 \text{ g kg}^{-1}$ , foram pouco influenciados pela aplicação de silicato de cálcio ao solo e pelo grau de contaminação. Essa faixa de ocorrência está de acordo com os teores relatados na literatura para o eucalipto (Furlani & Gallo, 1978), que não é considerado uma planta acumuladora de Si ( $>4 \text{ g kg}^{-1}$  de  $\text{SiO}_2$ ) (Currie & Perry, 2007). Ressalta-se que os metais pesados são absorvidos preferencialmente na forma divalente (Marschner, 1995), enquanto que o ácido silícico não dissociado ( $\text{Si}(\text{OH})_4$ ) é a forma na qual o Si é absorvido e translocado para a parte aérea (Horst & Marschner, 1978), razão pela qual interações diretas entre o Si e os metais, durante a absorção, são improváveis.

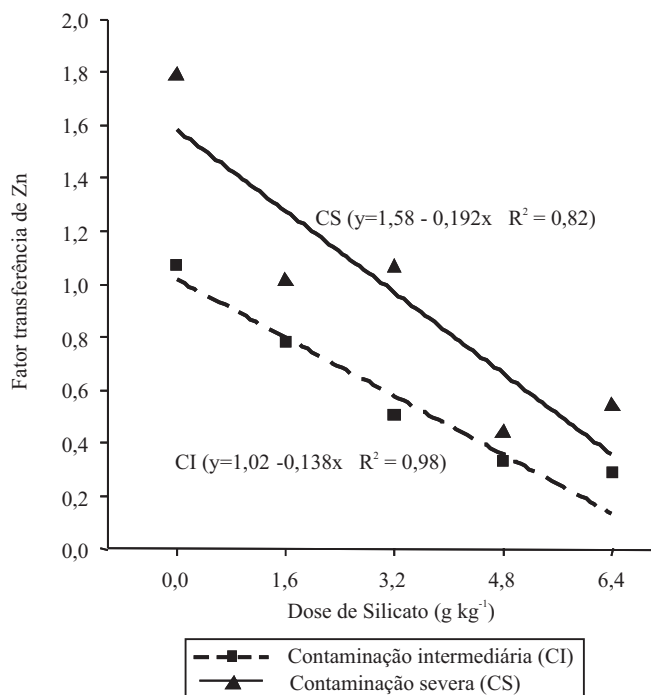
Ao contrário do Si, verificou-se que, independentemente da contaminação do solo, houve um aumento significativo dos teores de Ca na parte aérea do eucalipto em razão do aumento nas doses de silicato de cálcio (Figura 4). Sabe-se que o Ca exerce efeito antagônico sobre a absorção

de Zn e Cd (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007), e isso pode explicar, em parte, os benefícios da adição do silicato de cálcio para o crescimento do eucalipto em solo com contaminação intermediária e severa. O efeito na diminuição dos teores de Zn e Cd na parte aérea das plantas foi maior no solo com contaminação severa (Figuras 3). Estudos recentes têm sugerido que precipitados eletrodensos de metais pesados com o Si, encontrados na superfície foliar, nos espaços intercelulares, na parede celular dos vasos do xilema e no vacúolo, podem ser responsáveis pela prevenção da absorção excessiva desses elementos, o que refletiria em maior tolerância das plantas à contaminação do solo (Neumann & Zur Nieden, 2001; Treder & Cieslinski, 2005).

Os valores do fator de transferência de metais pesados na planta mostraram relação inversa entre o fornecimento do silicato de cálcio e o transporte de Zn para a parte aérea (Figura 5). Foi constatado que a maior dose de silicato reduziu em mais de 75% o fator



**Figura 4.** Teor de cálcio na matéria seca da parte aérea de *Eucalyptus camaldulensis* submetido a diferentes graus de contaminação com metais pesados e a diferentes doses de silicato de cálcio no solo.



**Figura 5.** Fator transferência de zinco do solo para a parte aérea de *Eucalyptus camaldulensis* submetido a diferentes graus de contaminação com metais pesados e a diferentes doses de silicato de cálcio no solo.

transferência de Zn para a parte aérea, nos solos com contaminação intermediária e severa (Figura 5). Não foi observada essa relação com o Cd. Ainda assim os valores nos solos com contaminação severa foram reduzidos em 32% em relação à testemunha, com a adição de 6,4 g kg<sup>-1</sup> silicato de cálcio. Assim, a redução na transferência de Zn foi mais acentuada do que a de Cd.

### Conclusões

1. A aplicação de silicato de cálcio tem efeito amenizante da toxidez de zinco e cádmio em *Eucalyptus camaldulensis* e diminui os teores destes metais na parte aérea das plantas.

2. O efeito amenizante do silicato de cálcio, relacionado à redução da transferência dos metais pesados do solo para a parte aérea do eucalipto, é mais acentuado para o zinco.

### Referências

ACCIOLY, A.M.A.; SIQUEIRA, J.O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R.F. de; ALVAREZ

VENEGAS, V.H.; SCHAEFER, C.E. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p.299-352.

ACCIOLY, A.M.A.; SIQUEIRA, J.O.; CURTI, N.; MOREIRA, F.M.S. Amenização do calcário na toxidez de zinco e cádmio para mudas de *Eucalyptus camaldulensis* cultivadas em solo contaminado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.775-783, 2004.

BAKER, A.J.M.; McGRATH, S.P.; SIDOLI, C.M.D.; REEVES, R.D. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. **Resources Conservation and Recycling**, v.11, p.41-49, 1994.

BOWEN, J.E. Manganese-silicon interaction and its effect on growth of Sudan grass. **Plant and Soil**, v.37, p.577-588, 1972.

CARVALHO, R.; FURTININETO, A.E.; CURTI, N.; FERNANDES, L.A.; OLIVEIRA JÚNIOR, A.C. Dessorção de fósforo por silício em solos cultivados com eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.69-74, 2000.

CUNHA, K.P.V. da; NASCIMENTO, C.W.A. do; PIMENTEL, R.M.M.; FERREIRA, C.P. Cellular localization of cadmium and structural changes in maize plants grown on a Cd contaminated soil with and without liming. **Journal of Hazardous Materials**, v.160, p.228-234, 2008a.

CUNHA, K.P.V. da; NASCIMENTO, C.W.A. do; SILVA, A.J. da. Silicon alleviates the toxicity of cadmium and zinc for maize (*Zea mays* L.) grown on a contaminated soil. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v.171, p.849-853, 2008b.

CURRIE, H.A.; PERRY, C.C. Silica in plants: biological, biochemical and chemical studies. **Annals of Botany**, v.100, p.1383-1389, 2007.

EPSTEIN, E. Silicon. **Annual Review in Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v.50, p.641-664, 1999.

FORSTER, J.C. Heavy metals. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London: Academic Press, 1995. p.101-143.

FURLANI, P.R.; GALLO, J.R. Determinação de silício em material vegetal, pelo método colorimétrico do "azul-demolibdênio". **Bragantia**, v.37, p.5-11, 1978.

HORST, W.J.; MARSCHNER, H. Effect of silicon on manganese tolerance on bean-plants (*Phaseolus vulgaris* L.). **Plant and Soil**, v.50, p.287-303, 1978.

KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A.B. **Trace elements from soil to human**. New York: Springer, 2007. 450p.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3<sup>rd</sup> ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413p.

KIRKHAM, M.B. Cadmium in plants on polluted soils: effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. **Geoderma**, v.137, p.19-32, 2006.

LASAT, M.M. Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanisms. **Journal of Environmental Quality**, v.31, p.109-120, 2002.

LI, P.; WANG, X.X.; ZHANG, T.L.; ZHOU, D.; HE, Y.Q. Effects of several amendments on rice growth and uptake of copper and



- cadmium from a contaminated soil. **Journal of Environmental Sciences**, v.20, p.449-455, 2008.
- LIANG, Y.C.; SUN, W.C.; ZHU, Y.G.; CHRISTIE, P. Mechanisms of silicon-mediated alleviation of abiotic stresses in higher plants: a review. **Environmental Pollution**, v.147, p.422-428, 2007.
- LIMA FILHO, O.F. de; LIMA, M.T.G. de; TSAI, S.M. O silício na agricultura. **Informações Agronômicas**, n.87, p.1-7, 1999.
- MA, J.F. Role of silicon in enhancing the resistance of plants to biotic and abiotic stresses. **Soil Science and Plant Nutrition**, v.50, p.11-18, 2004.
- MA, J.F.; YAMAJI, N. Functions and transport of silicon in plants. **Cellular and Molecular Life Sciences**, v.65, p.3049-3057, 2008.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: Potafos, 1989. 201p.
- MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2.ed. San Diego: Academic Press, 1995. 889p.
- MENCH, M.; VANGRONSVELD, J.; LEPP, N.W.; EDWARDS, R. Physico-chemical aspects and efficiency of trace element immobilization by soil amendments. In: VANGRONSVELD, J.; CUNNINGHAM, S.D. (Ed.). **Metal-contaminated soils**. Germany: Springer-Verlag, 1999. p.151-182.
- NEUMANN, D.; ZUR NIEDEN, U. Silicon and heavy metal tolerance of higher plants. **Phytochemistry**, v.56, p.685-692, 2001.
- PAIM, L.A.; CARVALHO, R.; ABREU, C.M.P.; GUERREIRO, M.C. Estudo dos efeitos do silício e do fósforo na redução da disponibilidade de metais pesados em área de mineração. **Química Nova**, v.29, p.28-33, 2006.
- PEASLEE, D.E.; FRINK, C.R. Influence of silicic acid on uptake of Mn, Al, Zn, and Cu by tomatoes (*Lycopersicon esculentum*) grown on an acid soil. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.33, p.569-571, 1969.
- RASKIN, I.; KUMAR, P.B.A.N.; DUSHENKOV, S.; SALT, D.E. Bioconcentration of heavy metals by plants. **Current Opinion in Biotechnology**, v.5, p.285-290, 1994.
- SANTOS, F.S. dos; MAGALHÃES, M.O.L.; MAZUR, N.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B. Chemical amendment and phytostabilization of an industrial residue contaminated with Zn and Cd. **Scientia Agricola**, v.64, p.506-512, 2007.
- SHI, X.H.; ZHANG, C.C.; WANG, H.; ZHANG, F.S. Effect of Si on the distribution of Cd in rice seedlings. **Plant and Soil**, v.272, p.53-60, 2005.
- SILVA, M.L. de S.; VITTI, G.C.; TREVIZAM, A.R. Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.42, p.527-535, 2007.
- 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.
- TREDEDER, W.; CIESLINSKI, G. Effect of silicon application on cadmium uptake and distribution in strawberry plants grown on contaminated soils. **Journal of Plant Nutrition**, v.28, p.917-929, 2005.
- VANGRONSVELD, 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.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A.E.; CARVALHO, J.G. **Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas**. Lavras: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras, 1999. p.389-404.
- WALKER, D.J.; CLEMENTE, R.; ROIG, A.; BERNAL, M.P. The effects of soil amendments on heavy metal bioavailability in two contaminated Mediterranean soils. **Environmental Pollution**, v.122, p.303-312, 2003.
- ZHANG, C.; WANG, L.; NIE, O.; ZHANG, W.; ZHANG, F. Long-term effects of exogenous silicon on cadmium translocation and toxicity in rice (*Oryza sativa* L.). **Environmental and Experimental Botany**, v.62, p.300-307, 2008.

---

Recebido em 15 de outubro de 2008 e aprovado em 29 de janeiro de 2009