

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

AMENIZANTES EM SOLO CONTAMINADO COM BÁRIO

Ana Lúcia de Lima

Bióloga

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL

Janeiro de 2012

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

AMENIZANTES EM SOLO CONTAMINADO COM BÁRIO

Ana Lúcia de Lima

Orientador: Prof. Dr. Wanderley José de Melo

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Agronomia (Ciência do Solo).

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL

Janeiro de 2012

L732a Lima, Ana Lúcia de
Amenizantes em solo contaminado com bário / Ana Lúcia de
Lima. -- Jaboticabal, 2012
xii, 97 f.: il.; 28 cm

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de
Ciências Agrárias e Veterinárias, 2012
Orientador: Wanderley José de Melo
Banca examinadora: Aline Renee Coscione Gomes, Mara Cristina
Pessoa da Cruz, Marco Antonio Nogueira, João Antonio Galbiatti.
Bibliografia

1. Lama vermelha. 2. Indicador microbiano. 3. Elemento traço. 4.
Lodo de esgoto. 5. Esterco. 6. Calcário, 7. Imobilização. 8. Hidrolise
do FDA. I. Título. II. Jaboticabal-Faculdade de Ciências Agrárias e
Veterinárias.

CDU 631.453

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação – Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.


CERTIFICADO DE APROVAÇÃO


TÍTULO: AMENTZANTES EM SOLO CONTAMINADO COM BÁRIO

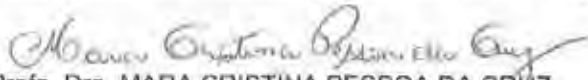
AUTORA: ANA LÚCIA DE LIMA

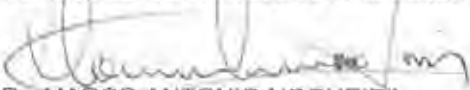
ORIENTADOR: Prof. Dr. WANDERLEY JOSE DE MELO


Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de DOUTOR EM AGRONOMIA (CIÊNCIA DO SOLO), pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. WANDERLEY JOSE DE MELO
Departamento de Tecnologia / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal


Profa. Dra. ALINE RENEE COSCIONE GOMES
Centro de Solos e Recursos Ambientais / Instituto Agronômico de Campinas


Profa. Dra. MARA CRISTINA PESSOA DA CRUZ
Departamento de Solos e Adubos / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal


Prof. Dr. MARCO ANTONIO NOGUEIRA
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária / Londrina/PR


Prof. Dr. JOAO ANTONIO GALBIATTI
Departamento de Engenharia Rural / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal

Data da realização: 12 de janeiro de 2012.

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

ANA LÚCIA DE LIMA – nascida em Caconde – SP, no dia 09 de agosto de 1982, ingressou no curso de Ciências Biológicas na Fundação de Ensino Octavio Bastos (FEOB), em São João da Boa Vista - SP em fevereiro de 2002, obtendo o título de Bióloga em dezembro de 2004. Trabalha na área de Microbiologia e Bioquímica do Solo desde 2006. Em março de 2006 iniciou o curso de Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical (Gestão dos Recursos Agroambientais) na linha de pesquisa de microbiologia do solo no Instituto Agrônomo (IAC) em Campinas – SP, sendo bolsista Capes. Obteve o título de Mestre de Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical (Gestão dos Recursos Agroambiental) em fevereiro de 2008. Durante os cursos de graduação e mestrado, participou de congressos e reuniões científicas nacionais, sendo autor/coautor de várias publicações. Em março de 2008 iniciou o curso de Doutorado em Agronomia (Ciência do Solo) na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista (FCAV/UNESP), Jaboticabal – SP.

Ao meu namorado André Luís

DEDICO

Aos meus Pais, Sebastião e Divina,
por toda a ajuda, apoio,
financiamento, compreensão e
carinho

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

- Ao Prof. Dr. Wanderley José de Melo, pelo apoio, ensinamento, dedicação e pela confiança no meu trabalho;
- À Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV/UNESP) pela acolhida e estrutura no curso de Doutorado;
- Aos membros da banca, Dra. Aline, Dr. Marco Antônio, Dra. Mara e Dr. João Galbiatti, pelas valiosas contribuições;
- À Capes pela bolsa de estudos;
- Aos técnicos do Laboratório de Biogeoquímica do Departamento de Tecnologia, pelo ensinamento, amizade e ajuda em todas as etapas do experimento;
- Aos meus pais, Sebastião de Lima e Divina Ramos de Lima, por todo o apoio, dedicação, incentivo, carinho e amor. Sem eles, com certeza, não estaria realizando este sonho;
- Aos meus irmãos Junior e Amador, e à minha cunhada Patrícia. Apesar de todas as nossas diferenças, sempre torceram por mim. Agradeço principalmente a paciência e a amizade;
- Aos colegas, Luciana, Marcela, Iolanda, Elzane, Mauricio, Carol e todos os outros colegas pela amizade, colaboração, conversas;
- Ao André Luís Gonçalves, essa pessoa encantadora, pelo carinho, dedicação, amizade, compreensão, conselhos, companheirismo, amor. Sem você tudo seria mais difícil. Obrigado por fazer parte da minha vida;
- À Alcoa por ceder a lama vermelha e à Ambient por ceder o lodo de esgoto;
- A todas as pessoas que participaram ou contribuíram para esse trabalho.

SUMÁRIO

RESUMO	ix
ABSTRACT	xi
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1 Elementos traço e ambiente	4
2.2. Bário	5
2.2.1 Características e usos	5
2.2.2 Contaminação do solo por bário.....	7
2.2.3 Absorção e translocação do bário por plantas	8
2.3. Indicadores microbiológicos da qualidade do solo	9
2.4. Recuperação de áreas contaminadas com elementos traço.....	11
2.4.1 Técnicas	11
2.4.2 Materiais.....	14
2.4.2.1 Esterco bovino e lodo de esgoto	14
2.4.2.2 Calcário	15
2.4.2.2 Lama vermelha (red mud)	17
3. MATERIAL E MÉTODOS	19
3.1. Delineamento experimental	19
3.2. Instalação do experimento	19
3.3. Preparação das amostras	21
3.4. Análises Químicas nas amostras de solo	22
3.5. Análises da parte aérea e das raízes das plantas	23
3.6. pH.....	23
3.7. Carbono Orgânico	23
3.8. Análises dos Indicadores Microbianos do solo.....	24
3.8.1 Carbono da biomassa microbiana.....	24
3.8.2 Respiração basal	24

3.8.3 Atividade da enzima desidrogenase	25
3.8.4 Quociente metabólico	25
3.8.5 Hidrólise do diacetado de fluoresceína	26
3.9. Análise estatística	26
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
4.1. pH.....	27
4.2. Carbono orgânico.....	28
4.3. Concentração total e extraível no solo	29
4.3.1 Bário	29
4.3.2 Cálcio.....	33
4.3.3 Concentração total de potássio	35
4.3.5 Concentração de metais no solo	37
4.4. Massa seca de raiz e da parte aérea das plantas de sorgo	39
4.5. Concentração e acúmulo em raízes de plantas de sorgo.....	44
4.5.1 Bário	44
4.5.2 Cálcio.....	49
4.5.3 Potássio	52
4.6. Concentração e acúmulo na parte aérea de plantas de sorgo	55
4.6.1 Bário	55
4.6.2 Cálcio.....	60
4.6.3 Potássio	63
4.7. Indicadores de qualidade do solo.....	65
4.7.1 Respiração basal (RB) e carbono da biomassa microbiana (CBM)	65
4.7.2 Quociente metabólico	69
4.7.3 Hidrólise do FDA e atividade da enzima desidrogenase	71
5. CONCLUSÕES	75
6. REFERÊNCIAS.....	77

AMENIZANTES EM SOLO CONTAMINADO COM BÁRIO

RESUMO - A contaminação do solo é um problema ambiental que pode causar perda da produtividade agrícola, alteração na diversidade microbiana e nos processos biológicos do solo e acúmulo de elementos traço em alimentos. O Ba é um elemento traço pouco estudado e que pode trazer problemas ambientais quando em excesso no ambiente. Medidas diversas têm sido utilizadas para minimizar a contaminação do solo por ETs, dentre elas está o uso de remediadores para imobilizar esses ETs no solo, impedindo ou diminuindo a absorção pelas plantas e a entrada dos contaminantes na cadeia alimentar e parâmetros microbianos são empregados como indicadores da qualidade do solo pela sua sensibilidade a fatores abióticos e bióticos. Os objetivos do trabalho foram avaliar se os remediadores e a contaminação do solo com sais de Ba influenciaram a comunidade microbiana e avaliar se os remediadores, diminuem a disponibilidade do Ba no solo e absorção pela planta. O delineamento experimental foi de blocos casualizados com esquema fatorial 4x5 mais um controle. Foram usados 4 remediadores: lodo de esgoto (LE), lama vermelha (LV), esterco bovino (EB) e calcário (CA), além de uma testemunha sem adição de remediador, e 4 fontes de contaminação com sais de Ba [$\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$, $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, BaSO_4 e BaCO_3] com quatro repetições. A aplicação de Ba reduziu a respiração basal (RB) e o coeficiente metabólico ($q\text{CO}_2$) em relação ao controle e estimulou a hidrólise do FDA. O uso de remediadores aumentou a RB e o $q\text{CO}_2$ e o uso de LE e EB estimularam a atividade do FDA no solo contaminado em relação ao solo sem remediação. A contaminação do solo com os sais mais solúveis de Ba causou redução na massa seca de raiz e da parte aérea, aumentou a concentração e o acúmulo de Ba nas plantas e diminuiu a absorção de Ca. O uso dos remediadores, com exceção do EB, em relação ao solo sem remediação, reduziu a absorção de Ba pelas plantas, sendo que a LV foi a mais eficiente na redução, entretanto as plantas cultivadas no solo com LV tiveram menor massa seca de raiz e, parte aérea.

Palavras Chaves: Lama vermelha, lodo de esgoto, esterco, calcário, absorção, imobilização, indicador microbiano, hidrólise do FDA, elementos traço.

AMENDMENTS IN BARIUM CONTAMINATED SOIL

ABSTRACT - Soil contamination is an environmental problem that can lead to agricultural productivity loss, alterations on microbial diversity and on the soil's biological processes and also accumulation of trace-elements in foods. Barium is a trace-element barely studied and can bring environmental problems when present in excess on the environment. Several measures have been taken to minimize soil contamination by trace-elements. Among them is the use of amendments to immobilize these elements in soils, avoiding or reducing plant absorption as long as the entrance of contaminants in the food chain, and the employment of microbial parameters as indicators of soil quality for its sensitivity to biotic and abiotic factors. The experiment's objectives were to evaluate if amendments and soil contamination with barium salts influence microbial community and also to evaluate if amendments reduce barium availability on soils and plant absorption of this element. The experimental design used was random blocks with factorial scheme of 4x5 plus one control. Four amendments were used: sewer sludge (SS), red mud (RM), cattle manure (CM) and limestone (LS), along with another control with no amendment addition, and four contamination sources with barium salts [Ba(NO₃)₂, BaCl₂.2H₂O, BaSO₄ e BaCO₃] with four repetitions. Barium application reduced basal respiration (BR) and metabolic quotient (qCO₂) in relation with control, and stimulated FDA hydrolysis. Amendments use increased BR and qCO₂ and the use of SS and CM stimulated FDA activity in contaminated soil in relation to soil without amendment use. Soil contamination with more soluble barium salts caused reduction on aerial and roots' dry mass, increased barium concentration and accumulation on plants and reduced calcium absorption. Amendments use, with the exception of CM, in relation with soil without amendments, reduced Ba absorption by plants, and RM were the most efficient amendment in this feature. However, plants grown in soils with RM showed minor aerial and roots' dry mass.

KEY-WORDS: red mud, sewer sludge, cattle manure, limestone, absorption, immobilization, microbial indicator, FDA hydrolysis, trace-elements.

1. INTRODUÇÃO

A contaminação de solos por elementos traço (ETs) é um grande problema ambiental que pode ocorrer tanto por fontes naturais como antrópicas. Dentre os elementos traço encontra-se o bário (Ba), que é um metal alcalino terroso, tóxico quando solúvel.

Recentemente, atividades antrópicas têm aumentado a concentração de Ba no solo (SUWA et al., 2008), e, assim como os demais elementos traço, quando em excesso no solo pode inibir o crescimento das plantas e alterar a biodiversidade microbiana, inibindo a atividade microbiana e de seus processos bioquímicos.

Os microrganismos possuem a capacidade de dar respostas rápidas a mudanças na qualidade do solo (ARAÚJO & MONTEIRO, 2007). Por isso, têm sido propostos como indicadores do estresse do solo nos processos de restauração ecológica, uma vez que a comunidade microbiana e muitas enzimas respondem imediatamente a mudanças no estado de fertilidade do solo (HINOJOSA et al., 2004). O carbono da biomassa microbiana, a respiração basal, o quociente metabólico (qCO_2) e atividade enzimática do solo podem ser utilizados como indicadores da qualidade do solo (FERNANDES et al., 2005).

A contaminações do solo por Ba foi observada no Vale do Rio dos Sinos, no Estado do Rio Grande do Sul, onde estudo realizado em solo de aterro industrial demonstrou contaminação por vários metais incluindo o Ba (OLIVEIRA et al., 2008). PICHTEL et al. (2000) estudaram solo contaminado obtido de duas áreas localizadas em Midwest, EUA, e verificaram que a concentração de Ba no solo encontrado foi de 132 mg kg^{-1} e 1130 mg kg^{-1} na área do galpão e na de depósito de baterias, respectivamente.

Experimentos têm demonstrado que as plantas conseguem absorver o bário dos solos e acumular na sua parte aérea. O Ba pode ocorrer em concentrações elevadas nas plantas cultivadas em torno de zonas mineiras, especialmente zonas de mineração de barita (RAGHU 2001). Foi encontrado bário na parte aérea de plantas de girassol,

mostarda e mamona cultivadas em solo contaminado com Ba (COSCIONE & BERTON, 2009). Aumento da concentração de Ba na solução nutritiva, causou aumento na concentração de Ba e provocou sintomas de toxidez em as plantas de feijão (LLUGANY et al., 2000) e em capim Tanzânia (*Panicum maximum* Jacq.) (MONTEIRO et al. 2011). Já MELO et al. (2011) não observaram redução na massa da matéria seca de soja em solo contaminado com Ba, embora tenha sido observada absorção de Ba pelas plantas.

O Ba se comporta de maneira semelhante ao Ca, causando competição na sua absorção (KABATA-PENDIAS, 2010). Estudos mostram que o Ba pode interferir com a nutrição de Ca nas plantas (EPSTEIN & LEGGETT, 1954, WALLACE & ROMNEY, 1971, LLUGANY et al., 2000, SUWA et al., 2008).

Devido aos problemas causados pela contaminação do solo pelos elementos traço, medidas de remediação têm sido estudadas. Uma delas é a remediação *in situ*, que é baseada principalmente na extração ou estabilização dos contaminantes (GRAY et al., 2006).

Pesquisas demonstram que a adição de corretivos ao solo (remediação *in situ*) favorece a imobilização e reduz a mobilidade e a biodisponibilidade dos metais pela adsorção ou precipitação (BOLAN et al., 2003a; LI et al, 2009; LEE et al, 2011a). A aplicação de remediadores e o desenvolvimento de cobertura vegetação desempenham um papel importante na restauração nas propriedades físicas, químicas e biológicas de solos contaminados (PÉREZ-DE-MORA et al., 2005).

Têm sido utilizados vários resíduos industriais como corretivos para corrigir solos contaminados (SANTONA et al., 2006). E aplicação de materiais orgânicos também têm sido proposta, pois melhoram as propriedades do solo contribuindo para o crescimento das plantas e podem estabilizar elementos traço (BOLAN et al., 2003b, WALKER et al., 2003; BAKER et al, 2011).

Redução da disponibilidade de Cd, Zn e Pb e da absorção por plantas de alface (*Lactuca sativa* L.) ocorreu com a aplicação de calcário comparado com o solo sem remediação e com isso houve um aumento da biomassa da parte aérea nos solos remediados com calcário (LEE et al., 2009; LEE et al., 2011b).

A lama vermelha é um subproduto da fabricação de alumínio (Al) e é um material alcalino, rico em ferro (Fe) e óxidos de Al (LOMBI et al., 2002a; GRAY et al., 2006). Pode conter metais, mas possui também a capacidade de se ligar a esses metais diminuindo sua biodisponibilidade (LOMBI et al., 2002b; GRAY et al., 2006; SANTONA et al., 2006; LIU et al., 2011). Em estudo, foi demonstrado que a lama vermelha e a adição de cal a um solo ácido contaminado com elementos traço diminuiu a biodisponibilidade dos mesmos (CASTALDI et al., 2009).

.O objetivo do trabalho foi avaliar se a contaminação do solo com sais de bário, assim como os remediadores esterco, lodo de esgoto, calcário e lama vermelha, influenciaram a comunidade microbiana e avaliar se os remediadores diminuem a disponibilidade de Ba no solo e sua absorção pela planta.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Elementos traço e ambiente

O aumento populacional e industrial tem levado à degradação ambiental e isso tem gerado preocupações com a qualidade ambiental, incluindo os solos. Na última década, a qualidade do solo tornou-se assunto de interesse mundial. DORAN & PARKIN (1994) definiram qualidade do solo como a capacidade deste em funcionar dentro do ecossistema visando sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde das plantas e animais, sendo avaliada pelo uso de indicadores físicos, químicos e biológicos.

Entre os principais agentes de poluição estão os elementos traço (ETs), podendo ser chamados também de metais pesados ou metais traço, o termo nunca foi definido com precisão, tem sido utilizado em geoquímica para elementos químicos que ocorrem na crosta terrestre em quantidades inferiores a 0,1% (1000 mg kg^{-1}) e também em ciências biológicas, para os elementos em concentrações semelhantes (KABATA-PENDIAS, 2010). A contaminação do solo com elementos traço é um problema mundial e o acúmulo no solo afeta negativamente a qualidade dos alimentos, do solo e do meio ambiente (GRAY et al., 2006). Autoridades de saúde de várias partes do mundo estão cada vez mais preocupadas com os efeitos dos elementos traço no ambiente e na saúde humana (PARK et al., 2011).

Alguns elementos traço são essenciais para os seres vivos, como Fe, Cu, Zn e Mn, enquanto outros, como Cd, Pb, Hg e Ba não têm funções biológicas conhecidas. Quando em excesso no solo, esses elementos podem inibir o crescimento das plantas e causar alterações nas comunidades vegetais, bem como também exercer efeitos adversos sobre os microrganismos do solo, interferindo nas funções do ecossistema, com consequências ao meio ambiente e à saúde pública.

Dentre os elementos traço encontra-se o bário (Ba), que é um metal alcalino terroso altamente tóxico quando solúvel. O Ba encontra-se na lista de elementos potencialmente poluentes da USEPA (United States Environmental Protection Agency) (USEPA, 2003). No Brasil, o Ba encontra-se na lista de valores orientadores para solos e para águas subterrâneas feita pelo CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), na qual a concentração de intervenção em solos agrícolas é de 300 mg kg^{-1} de solo (CONAMA, 2009).

O Ba liberado no processo de intemperismo não é muito móvel, devido à fácil precipitação como sulfatos e carbonatos (KABATA-PENDIAS, 2010). Entretanto, há compostos de Ba muito solúveis em água que podem causar efeitos danosos à saúde humana, já que o bário, quando na forma iônica, é altamente tóxico (KOLJONEN et al., 1992, citados por MINEROPAR, 2005).

A sociedade está cada vez mais preocupada com os efeitos dos elementos traço no meio ambiente e na saúde humana, o que demanda medidas para a reabilitação de solos contaminados (Li et al., 2009). Em resposta, tem sido desenvolvidas técnicas para remediar solos contaminados com elementos traço (GRAY et al., 2006). Tecnologias de remediação ambiental incluem técnicas *in situ* e *ex situ* para a descontaminação do solo poluído, tais como lavagem, separação física, tratamento biológico, vegetais, e lixiviação (BERTOCCHI et al., 2006).

2.2. Bário

2.2.1 Características e usos

O bário é um metal alcalino-terroso, pertencente ao Grupo II da tabela periódica. É um metal macio de cor prata-branco que oxida rapidamente no ar úmido, reage com a água (EPA, 2005) e é fortemente eletropositivo (ECO-SSL, 2005). O bário não existe

livre na natureza, mas ocorre naturalmente na forma de uma mistura de sete isótopos estáveis, ou seja, em estado combinado, sendo as principais formas barita (sulfato de bário) e witherite (carbonato de bário). O Ba pode estar presente em pequenas quantidades em rochas ígneas e também como componente natural de combustíveis fósseis (EHC 107, 1990; ECO-SSL, 2005)

Os compostos de bário com os ânions acetato, nitrato, e halogênios (exceto flúor) são relativamente solúveis em água, enquanto que compostos formados com os íons carbonato, cromato, fluoreto, oxalato, fosfato e sulfato são bastante insolúveis em água (CHOUDHURY & CARY, 2001). Sendo as solubilidades de alguns sais de bário as seguintes: $2,4 \text{ mg L}^{-1}$ a 25°C , 24 mg L^{-1} a 20°C , $105 \times 10^3 \text{ mg L}^{-1}$ a 25°C e $358 \times 10^3 \text{ mg L}^{-1}$ a 20°C para BaSO_4 , BaCO_3 , $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, respectivamente.

O bário é utilizado em vários produtos como artigos de pirotecnia, cerâmica, tintas, esmaltes, vidros ópticos, como absorvente para remoção de vestígios de gás em tubos de vácuo e de televisão, entre outros, que podem resultar na liberação do bário para o ambiente. A emissão para a atmosfera se dá principalmente nos processos industriais envolvidos na mineração, refino e produção de bário, e de produtos químicos à base de bário e, como resultado da combustão do carvão e do petróleo.

O Ba não é essencial aos seres vivos do ponto de vista biológico e é considerado muito tóxico quando está presente no meio ambiente, mesmo em baixas concentrações, pois pode ter efeito acumulativo nos organismos (CUNHA & MACHADO, 2004).

A ingestão, por seres humanos, de pequenas quantidades de bário em curtos períodos de tempo pode provocar vômito, cólicas estomacais, diarreia, dificuldades respiratórias, alterações da pressão sanguínea, adormecimento da face e debilidade muscular. A ingestão de altas quantidades de compostos de bário solúveis em água ou no conteúdo estomacal pode causar alterações no ritmo cardíaco e paralisia, e se não houver tratamento, pode levar a óbito (CETESB, 2011).

2.2.2 Contaminação do solo por bário

O Ba, assim como os demais elementos traço, quando em excesso no solo pode inibir o crescimento das plantas e causar alterações nas comunidades vegetais, como também exercer efeitos adversos sobre os microrganismos do solo, interferindo nas funções do ecossistema, com consequências ao meio ambiente. Recentemente, atividades antrópicas têm aumentado concentração de Ba no solo e na água (SUWA et al., 2008).

Foram observadas contaminações do solo por Ba no Vale do Rio dos Sinos, no Estado do Rio Grande do Sul, em solo de aterro industrial demonstrou contaminação por vários metais, incluindo o Ba (OLIVEIRA et al., 2008). KRISHNA & GOVIL (2007) em trabalho desenvolvido em Surat, Índia, também observaram contaminação do solo com vários ETs sendo o Ba um deles, cuja concentração determinada foi de 471,7 mg kg⁻¹. Estudos de campo e em colunas foram realizados para avaliar a contaminação do solo derivada da atividade mineradora em Sierra Almagrera, sudeste da Espanha, e as amostras de solo e sedimento mostraram concentrações elevadas de ETs, dentre eles o Ba (NAVARRO et al., 2004). PICHTEL et al. (2000) estudaram solo contaminado obtido de duas áreas localizadas em Midwest, EUA, sendo uma área de galpão de fundição e outra uma área de depósito de baterias, e verificaram que a concentração de Ba no solo foi de 132 mg kg⁻¹ e 1130 mg kg⁻¹ na área do galpão e na de depósito de baterias, respectivamente. Em Deurne, Holanda, os resíduos de tratamento térmico que continham metais como Ba proveniente de empresas foram despejados em alguns aterros sanitários sendo despejadas 110 toneladas de resíduos contendo 19,5 toneladas de Ba no período 1956-1971 (LAGAS et al., 1984). Contaminação natural com arsênico e outros elementos tóxicos como o Ba foi estudada em uma área de 50.000 km² da planície na Argentina (FÁRIAS et al., 2003). Há estudos com solo contaminado com Ba e outros metais em mina abandonada em Sierra de Guadarrama, Madri, Espanha, (HERNÁNDEZ & PASTOR, 2008). Na China há estudo com solo de depósito de rejeitos contaminado com bário (LI et al., 2011).

2.2.3 Absorção e translocação do bário por plantas

Alguns experimentos sobre absorção e acúmulo de bário por plantas têm sido relatados ao longo dos anos. O Ba foi determinado em castanha do Brasil (SMITH, 1971a) e em trigo (SMITH, 1971b). Experimento com milho cultivado em solo com aplicação de lodo de esgoto por 9 anos consecutivos mostrou que com o aumento da taxa de aplicação do lodo de esgoto houve aumento na concentração de Ba na espiga e nos grãos (NOGUEIRA et al., 2010). Foi determinado bário na parte aérea de plantas de girassol (21,3 mg kg⁻¹), mostarda (19,4 mg kg⁻¹) e mamona (10,6 mg kg⁻¹) cultivadas em solo contaminado com Ba (COSCIONE & BERTON, 2009). LLUGANY et al. (2000) observaram que, com o aumento da concentração de Ba na solução nutritiva, plantas de feijão acumularam maior quantidade de Ba em todas as partes.

O Ba pode ocorrer em concentrações elevadas (podendo chegar a 3500 ppm), nas plantas cultivadas em torno de zonas de mineração, especialmente de barita (RAGHU, 2001). LUTCKMEIER et al. (2006), citados por OLIVEIRA et al. (2008), em estudo na região do Vale do Rio dos Sinos, no Estado do Rio Grande do Sul, encontraram altas concentrações de metais como o Ba acumulados em tecidos vegetais e concluíram que as plantas têm a capacidade de absorver esses metais do solo.

Estudos com plantas de uma área com solo contaminado por Ba e outros metais mostrou que o bário pode ser absorvido pelas plantas, variando a concentração de 7,91 a 179 mg kg⁻¹ (LI et al., 2011). O aumento da concentração de Ba na solução nutritiva reduziu drasticamente a área foliar e a massa seca de capim Tanzânia (*Panicum maximum* Jacq.). Colmos e bainhas acumularam maiores concentrações de Ba e, além do crescimento retardado, sintomas visíveis de toxicidade por Ba como clorose marginal e manchas necróticas nas lâminas foliares foram relatadas (MONTEIRO et al. 2011). Além disso, o Ba se comporta de maneira semelhante ao Ca, causando competição na absorção (KABATA-PENDIAS, 2010). Estudos mostram que o Ba pode interferir com a

nutrição de Ca nas plantas (EPSTEIN & LEGGETT, 1954, WALLACE & ROMNEY, 1971, LLUGANY et al., 2000, SUWA et al., 2008).

2.3. Indicadores microbiológicos da qualidade do solo

Indicadores são atributos que medem ou refletem a situação ambiental ou as condições de sustentabilidade do ecossistema (SMYTH & DUMANSKI, 1995) e podem ser parâmetros físicos, químicos e biológicos. Os indicadores de qualidade dos solos são importantes porque esta afeta o ecossistema (MCBRIDE et al., 2011). Os microrganismos possuem a capacidade de responder rapidamente a mudanças na qualidade do solo, característica que não é observada em curto prazo nos indicadores químicos ou físicos (ARAÚJO & MONTEIRO, 2007).

O solo é um “corpo vivo” e todos os seus processos e componentes estão funcionalmente integrados, em que os processos vitais são expressos e regulados pela biota do solo. Essa regulação da biota se dá sobre a decomposição de resíduos orgânicos, ciclagem de nutrientes, degradação de poluentes, além de sua forte influência na agregação do solo. Os microrganismos são os componentes mais numerosos da fração biológica do solo (BARROS et al., 2010).

A microbiota do solo é responsável por processos como decomposição, ciclagem de nutrientes, transformações bioquímicas específicas (nitrificação, desnitrificação, oxidação e redução do enxofre), fixação biológica do nitrogênio, ação antagônica aos patógenos, produção de substâncias promotoras ou inibidoras de crescimento vegetal e formação de agregados do solo (ANDREÓLA & FERNANDES, 2007).

As características microbiológicas do solo podem ser úteis ao monitoramento da poluição de solos, uma vez que estas são sensíveis, por exemplo, aos efeitos tóxicos de elementos traço. Carbono da biomassa microbiana, a respiração basal, o quociente metabólico (qCO_2) e atividade enzimática do solo podem ser utilizados como indicador da qualidade do solo (BROOKES, 1995; FERNANDES et al., 2005). O estado

microbiológico e bioquímico de um solo tem sido proposto como indicador do estresse do solo, uma vez que muitas enzimas respondem imediatamente a mudanças no estado de fertilidade do solo (PÉREZ-DE-MORA et al., 2005, 2006; TEJADA et al., 2006; HINOJOSA et al., 2008). Enzimas do solo têm sido colocadas como altamente sensíveis a elementos traço e, portanto, têm sido recomendadas como indicadores bioquímicos para avaliar a qualidade do solo contaminado com elementos traço (HINOJOSA et al., 2004, 2008).

Elementos traço influenciam negativamente a biomassa e as atividades microbianas em solos contaminados (BHATTACHARYYA et al., 2008). Alguns autores determinaram correlação negativa entre ETs e respiração basal em solo contaminado (BHATTACHARYYA et al., 2008; LEE et al., 2009). Os elevados teores de ETs em solos tiveram impactos significativos no tamanho e na atividade da comunidade microbiana do solo, e a remediação desses solos resultou no aumento dos indicadores da atividade biológica e do tamanho das populações, o que sugere a recuperação da comunidade microbiana (KELLY et al., 2003).

As enzimas têm se mostrado sensíveis à carga crescente de ETs no solo (SPEIR et al., 2010). Entretanto, há estudos que mostram que a atividade de enzimas do solo foi significativamente maior em solos com altas doses de cobre, zinco, estanho e bário (WYSZKOWSKI et al., 2006).

Embora vários estudos tenham investigado a capacidade de remediadores inorgânicos de reduzir a mobilidade dos elementos traço em solos contaminados, a influência dos remediadores por si só, na atividade microbiana do solo, permanece pouco investigada (LEE et al., 2011b).

As técnicas de remediação utilizadas em estudo melhoraram o estado químico e biológico dos solos contaminados. As alterações contribuíram para reduzir a biodisponibilidade dos elementos traço, aumentar o pH do solo, e restaurar suas propriedades microbiológicas (PÉREZ-DE-MORA et al., 2005).

A utilização de esterco bovino compostado aumentou a atividade microbiana em solos contaminados com chumbo e zinco (BAKER et al., 2011). Análises de carbono da biomassa microbiana, respiração basal e atividade da enzima FDA foram

negativamente correlacionados com a biodisponibilidade dos elementos traço no solo (BHATTACHARYA et al., 2008).

2.4. Recuperação de áreas contaminadas com elementos traço

2.4.1 Técnicas

Técnicas de remediação de solo contaminado com elementos traço são baseadas na extração ou estabilização do contaminante (PÉRES-DE-MORA et al., 2005), que podem ser realizadas *in situ* ou *ex situ* (BERTOCCHI et al., 2006). Dentre as técnicas de remediação *in situ* está a estratégia de imobilização química, que consiste em minimizar a migração de elementos traço para a subsuperfície do solo, como também, reduzir sua biodisponibilidade (MESQUITA et al., 2006).

Recentemente, muita atenção tem sido dada ao desenvolvimento de métodos de imobilização *in situ*, porque são economicamente mais viáveis e não interferem na paisagem, na hidrologia e no ecossistema natural da região em comparação com as técnicas convencionais de escavação, tratamento e deposição (FUNGARO et al., 2004). Comparando com outras técnicas de remediação, a estabilização química *in situ* é mais barata e pode fornecer uma solução de remediação em longo prazo pela formação de minerais ou precipitados de baixa solubilidade (LEE et al., 2009, BURGOS et al., 2010).

Os processos químicos primários envolvidos na imobilização de contaminantes no solo podem ser somente um ou combinação dos seguintes processos: precipitação de superfície, adsorção em superfícies minerais (formação de complexos estáveis e de troca iônica), precipitação de sais, e co-precipitação, sendo que o pH do solo, potencial redox, minerais de argila, e matéria orgânica são fatores que podem controlar os processos de imobilização de contaminantes (UDEIGWE et al., 2011).

A técnica de remediação *in situ* aumenta a fixação do elemento que está potencialmente móvel ou biodisponível pela adição de um estabilizante ao solo, aumentando a proporção de elementos traço na fase sólida do solo, os remediadores são capazes de adsorver, complexar ou precipitar esses elementos traço, induzir mudanças no pH ou na matéria orgânica. No geral, a escolha de um remediador adequado para o tratamento do solo depende do tipo de contaminante, da interação do remediador com o solo e sua influência sobre a fase aquosa do solo (RIJKENBERG & DEPREE, 2010).

Pesquisas demonstram que a adição de corretivos químicos de solo *in situ* favorece a imobilização e reduz a mobilidade e a biodisponibilidade dos elementos traço através de adsorção ou precipitação (BOLAN et al., 2003a; BASTA & MCGOWEN, 2004; CASTALDI et al., 2005; RIJKENBERG & DEPREE, 2010). Adsorção dos ETs se dá pela formação de complexos de superfície que pode ser tanto por ligação física ou ligações a íons metálicos e a moléculas de superfície de outro componente, e é dependente do pH, sendo que o aumento da adsorção dos metais é atribuído ao aumento de cargas negativas, precipitação na forma de hidróxidos e formação de espécies hidroxila que são mais fortemente retidos em comparação com espécies de íon livre de metal (PARK et al., 2011).

Os componentes do solo envolvidos na adsorção de elementos-traço são: óxidos, principalmente de Fe e Mn e, em menor grau, Al e Si; minerais de argila; matéria orgânica; carbonatos, fosfatos, sulfetos e os sais básicos. De todos estes componentes, minerais de argila, hidróxidos e matéria orgânica são considerados o grupo mais importante em contribuir para competir e para a absorção ETs (KABATA-PENDIAS, 2010).

Recentemente, diversos produtos têm sido considerados pelo seu potencial como corretivos para recuperação de solos contaminados (LOMBI et al., 2002b). Os corretivos alcalinos aumentam o pH do solo (FILIUS et al., 1998) e favorecem a formação de óxidos, precipitados de metal-carbonato e complexos que diminuem a solubilidade do metal (CHLOPECKA & ADRIANO, 1996).

Método comum para a imobilização dos metais no solo é a aplicação de calcário, fosfatos ou resíduos orgânicos (BOLAN & DURAISAMY, 2003). O uso de remediadores (calcário, esterco de suíno, entre outros) diminuiu a concentração de Cu e Cd em arroz (LI et al, 2009). Comparando com o solo sem remediação, as concentrações de arsênio e elementos traço em alface diminuíram nos solos com remediados com calcário e lama vermelha e escória de fundição (LEE et al., 2011a).

Compostos orgânicos melhoram a bioremediação dos elementos traço através de vários processos que incluem imobilização através de reações de adsorção (PARK et al., 2011). Entretanto têm sido utilizados vários resíduos industriais como corretivos para solos contaminados (SANTONA et al., 2006). Em estudo foi demonstrado que a lama vermelha e a adição de calcário a um solo ácido contaminado com elementos traço favoreceram a diminuição da biodisponibilidade de Pb, Cd e Zn, o que promoveu melhora no crescimento das plantas (CASTALDI et al., 2009).

A estabilização de elementos traço no solo pode ser alcançada pela adição de remediadores (calcário, apatita, zeolitas, matérias orgânicos ou óxidos de Fe e Mn, etc.) que são capazes de adsorver, complexar ou precipitar os elementos traço (BURGOS et al., 2010).

Solos contaminados têm sido remediados utilizando produtos (amenizantes), tais como calcário e matéria orgânica (LOMBI et al., 2002b). Vários amenizantes tem sido testados para a imobilização *in situ* de ETs em solos poluídos, dentre elas, minerais (GARCÍA-SANCHEZ et al., 1999), zeólitas sintéticas (GARAU et al., 2007), calcário (GEEBLEN et al., 2003), matéria orgânica (BROWN et al., 2004), lama vermelha (FRIESL et al., 2004), calcário e fosfatos (HETTIARACHCHI & PIERZYNSKI, 2002).

Os corretivos mais amplamente utilizados podem ser inorgânicos (calcário, fosfato minerais, óxidos de Fe e Al) ou orgânicos (lodo de esgoto ou biossólidos) (BASTA et al., 2001; CASTALDI et al., 2005).

2.4.2 Materiais

2.4.2.1 Esterco bovino e lodo de esgoto

Existem várias estratégias para a imobilização química de ETs nos solos contaminados. TEJADA et al. (2008a) relatam que a adição de materiais orgânicos pode ser considerada uma boa estratégia de remediação de solos poluídos com ETs. Amenizantes orgânicos que contêm elevada percentagem de matéria orgânica humificada, como esterco, podem diminuir a biodisponibilidade dos elementos traço no solo, permitindo assim o restabelecimento da vegetação em zonas contaminadas (TORDOFF et al., 2000; CASTALDI & MELIS, 2004; MARQUES et al., 2008). Outra forma é a utilização de composto contendo resíduos urbanos e vegetais (CASTALDI et al., 2005).

Materiais orgânicos melhoram as propriedades do solo contribuindo para o crescimento das plantas e podem estabilizar ETs, como Pb e Zn, em área de mineração (BAKER et al., 2011). O uso agrícola do lodo de esgoto como adubo orgânico é considerado hoje como a alternativa promissora de disposição final deste resíduo, devido a sua sustentabilidade (ROCHA, 1998) e seu efeito pode ser potencializado, aliando-se à utilização agrícola e recuperação de áreas degradadas (CASTRO et al., 2002).

Os efeitos dos amenizantes com matéria orgânica na biodisponibilidade de elementos traço dependem da natureza da matéria orgânica e do tipo particular de solo e de metais envolvidos (CLEMENTE et al., 2005). Remediadores como biossólidos e esterco são ricos em matéria orgânica e têm mostrado que podem sequestrar metais do solo, reduzindo assim seu efeito tóxico no crescimento das plantas (BOLAN et al., 2003b).

Os compostos orgânicos podem remediar solos contaminados com elementos traço através de vários processos que incluem a imobilização, a redução, volatilização e

modificação na rizosfera. A imobilização se dá através de reações de adsorção, que é atribuída a um aumento das cargas de superfície e a presença de compostos de ligação aos metais. A matéria orgânica do solo tem uma alta afinidade por cátions metálicos, devido à presença de ligantes ou grupos funcionais (PARK et al., 2011).

WALKER et al. (2004) relataram menor concentração de Zn nos tecidos de plantas de *Chenopodium album* L. cultivadas em solo acrescido de esterco. CLEMENTE et al. (2005) encontraram o mesmo comportamento para *Brassica juncea* (L.) Czern cultivada em solos contaminados que receberam matéria orgânica. MARQUES et al. (2008) também observaram que a adição de esterco no solo aumenta a capacidade da planta *Solanum nigrum* em diminuir a percolação de Zn a partir da matriz contaminada.

A aplicação de esterco de suíno diminuiu as concentrações de Cu e Cd disponíveis nos solos e essa diminuição resultou na redução da absorção desses metais pelas raízes e as concentrações na palha e grãos de arroz (LI et al., 2009). O uso de remediadores orgânicos reduziu a biodisponibilidade de metais por meio de adsorção e reações de complexação, reduzindo assim a sua transferência pela absorção pelas plantas e a lixiviação (PARK et al., 2011). A aplicação de compostos de dejetos de animais reduziu a absorção de Cd por plantas de espinafre e aumentou a matéria fresca (SATO et al., 2010).

2.4.2.2 Calcário

A adição de calcário aos solos poluídos com elementos traço é uma conhecida estratégia para aumentar o pH do solo precipitando os ETs na forma de carbonatos, óxidos e hidróxidos de elementos traço e diminuindo a sua solubilidade (CHLOPECKA & ADRIANO, 1996; LOMBI et al., 2002b; CASTALDI et al., 2005). Desta forma, é possível reduzir a sua disponibilidade para às plantas e lixiviação para águas subterrâneas (KUO et al., 1985, BOSE et al., 2008).

Várias razões têm sido atribuídas à imobilização de ETs induzida pela aplicação de calcário: aumento da carga negativa (CEC) em solos de carga variável; formação hidroxilas ligadas fortemente às espécies de metal; precipitação de metais como hidróxidos e sequestro devido à atividade microbiana, adição de cálcio na forma de calcário também provoca uma inibição da translocação de metal de raiz para a parte aérea (BOLAN et al., 2003a).

Estudos mostram que a aplicação de calcário reduz a disponibilidade dos elementos traço no solo, reduzindo a absorção pelas plantas. A aplicação de CaCO_3 , sozinho ou em combinação com esterco bovino, teve efeito positivo na retenção de Zn, Cu e Ni no solo e reduziu o conteúdo de Zn em alface, a aplicação isolada de CaCO_3 reduziu significativamente o conteúdo de Ni (PAULOSE et al., 2007).

A aplicação de CaCO_3 aumentou o pH do solo corrigido com lama vermelha, o que reduziu a absorção do metal pelo arroz, trigo e couve (CHEN et al., 2000). SIMÃO (1999) avaliou o efeito de cinco materiais na mitigação da fitotoxidez causada pelo excesso de elementos traço no solo para *Mimosa caesalpinifolia* e observou que a adição de 4 t ha^{-1} de calcário reduziu a absorção de Zn e Cd pela planta, e, conseqüentemente, reduziu os sintomas de fitotoxidez e propiciou seu maior crescimento. A adição de calcário pode aumentar o pH do solo e, ao mesmo tempo diminuir os elementos traço solúveis e extraíveis no solo em comparação ao solo controle. Também foi eficaz na redução na absorção de Zn, Pb, Ni, Cd e Cu em *Festuca rubra* (GRAY et al., 2006)

ACCIOLY et al. (2004) observaram que o calcário exerceu ação amenizante na toxidez de Zn e Cd no solo, beneficiando o crescimento de mudas de *Eucalyptus camaldulensis*, e que essa ação resultou da redução na disponibilidade de Zn e Cd no solo e conseqüente redução na absorção desses elementos pela planta. ANTON (1990), ao trabalhar com dois solos (Latosolo Roxo distrófico e Terra Roxa Estruturada), verificou que a calagem diminuiu o teor de Ni extraível com DTPA e reduziu o efeito tóxico de altas doses do elemento no feijoeiro. Os tratamentos com calcário reduziram o efeito tóxico dos metais nas plantas, reduzindo a disponibilidade de metais extraíveis por DTPA nos solos (BOSE et al., 2008).

Diminuição das concentrações biodisponíveis de Cu e Cd em solos e redução da absorção desses metais por plantas de arroz foi observada em solo com aplicação de calcário (LI et al., 2009). Redução da disponibilidade de Cd, Zn e Pb e da absorção por plantas de alface (*Lactuca sativa* L.) ocorreu com a aplicação de calcário comparado com o solo sem remediação e, com isso, houve um aumento da biomassa da parte aérea das plantas nos solos remediados com calcário (LEE et al., 2011b; LEE et al., 2009).

2.4.2.2 Lama vermelha (red mud)

Um produto industrial que tem demonstrado um grande potencial para imobilizar elementos traço no solo e reduzir sua absorção pelos vegetais é a lama vermelha. A lama vermelha é um resíduo com textura fina que resulta da digestão da bauxita no decurso do processo Bayer (APAK et al., 1998). É, portanto, um subproduto da fabricação de alumínio (Al) e é um material alcalino, rico em ferro (Fe) e óxidos de Al (GRAY et al., 2006; LOMBI et al., 2002a).

A lama possui a capacidade de se ligar a metais diminuindo sua biodisponibilidade. Isto tem sido demonstrado por inúmeros pesquisadores que usaram lama vermelha como remediador do solo, pois é constituída principalmente de partículas finas de sílica, óxidos e hidróxidos alumínio, cálcio, ferro e titânio, que são responsáveis pela sua elevada reatividade de superfície (SANTONA et al., 2006).

Por causa de seu elevado pH, lama vermelha pode ser usada como adsorvente causando a precipitação de superfície e adsorção dos ETs. A elevada afinidade de adsorção aos elementos traço pela lama vermelha é atribuída às reações quimissorção na superfície dos componentes óxidos, por exemplo, Fe_2O_3 , Al_2O_3 , TiO_2 (LIU et al., 2011).

As aplicações de remediadores industriais ricos em Fe demonstraram ser altamente eficazes na estabilização de elementos traço, diminuindo os níveis de

contaminantes extraíveis. Como resultado, a aplicação de lama vermelha reduziu a disponibilidade e a absorção de Cd, Zn e Pb por plantas de alface (*Lactuca sativa* L.) comparado com o solo sem remediação (LEE et al., 2011a).

Vários autores têm mostrado que a aplicação de lama vermelha em solos contaminados com elementos traço pode também aumentar significativamente a adsorção de metais solúveis e diminuir suas concentrações (PHILLIPS, 1998; LOMBI et al., 2002a). PHILLIPS (1998) mostrou que a aplicação de 5% (m/m) de lama vermelha em areia reduziu a extração de Cu, Pb e Zn em 98,8, 87,6 e 93,7%, respectivamente. A adição de lama vermelha na proporção de (1% m/m) e 2% (m/m) (FRIESL et al., 2003 e LOMBI et al., 2002a, respectivamente) em solos poluídos com elementos traço podem reduzir as frações solúveis de metais nos solos e o acúmulo de Cd, Ni e Zi nas plantas em certos solos. A aplicação de lama vermelha diminuiu a absorção de Zn, Pb e Cd e aumentou a massa da parte aérea de plantas de alface (*Lactuca sativa* L.) cultivadas em solo contaminado (LEE et al., 2009).

GRAY et al. (2006) observaram que a adição de 3 ou 5% (m/m) de lama vermelha pode aumentar o pH do solo e ao mesmo tempo diminuir o teor de elementos traço solúveis no solo em comparação com o controle. A lama vermelha foi eficaz na redução dos teores de Zn, Pb, Ni, Cd, Cu e na absorção de metais por *Festuca rubra* e permitiu uma revegetação quase completa de uma área de solo anteriormente nua de solo. Outras pesquisas devem investigar o potencial dos corretivos para reduzir a disponibilidade de elementos traço por um prazo maior.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Delineamento experimental

O experimento foi realizado em vasos de 10 kg, em casa de vegetação, na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV) da Unesp, em Jaboticabal, SP. O delineamento experimental foi em blocos casualizados e com esquema fatorial 4x5, mais um controle (CO). O CO foi corrigido de modo a elevar a saturação por bases (V%) até 70% (5,26 t ha⁻¹ de calcário); sendo 4 os tratamentos constituídos por remediadores, lodo de esgoto (LE), lama vermelha (LV), esterco bovino (EB) e calcário (CA), e 1 tratamento sem adição de remediador (SR) e 4 fontes de contaminação com sais de bário: nitrato de Ba (BaNO₃)₂, cloreto de Ba (BaCl₂.2H₂O), sulfato de Ba (BaSO₄) e carbonato de Ba (BaCO₃), com quatro repetições.

3.2. Instalação do experimento

Os vasos foram preenchidos com amostras de Latossolo Vermelho distrófico contaminadas artificialmente com os sais de Ba. Os atributos químicos do solo utilizado estão na tabela 1. As doses de bário aplicadas foram dosadas de acordo com as fórmulas dos produtos de modo que fossem iguais ao valor de intervenção proposto pelo CONAMA (2009), 300 mg kg⁻¹ de Ba em área agrícola. Junto com a incorporação dos sais de Ba no solo, foram aplicadas doses equivalentes a 10 t ha⁻¹ de lodo de esgoto (50 g vaso⁻¹), 13 t ha⁻¹ de esterco bovino (65 g vaso⁻¹), 2% (m/m) (200 g vaso⁻¹), de lama vermelha (LOMBI et al., 2002a,b) à umidade de 57% e 5,26 t ha⁻¹ de calcário (26,3 g vaso⁻¹) que corresponde a quantidade necessária para elevar a saturação por bases (V%) até 70%. A avaliação de pH, carbono orgânico e dos teores de metais

encontrados na LE, EB e LV são apresentados na tabela 2. O solo contaminado e acrescido dos remediadores ficou incubado por cerca de 30 dias antes da semeadura de plantas de sorgo [(*Sorghum bicolor* L. Moench) cultivar AG 1020] foi usado como planta teste para avaliar a toxidez e a disponibilidade do elemento traço.

Tabela 1. Resultado da análise química do solo antes da instalação do experimento.

pH	MO	P resina	K	Ca	Mg	H+Al	SB	T	V
CaCl ₂	g dm ⁻³	mg dm ⁻³	-----mmolc dm ⁻³ -----						
4,0	12	13	1,0	13	3	58	17	75	23
	B	Cu	Fe	Mn	Zn				
	-----mg dm ⁻³ -----								
	0,19	0,6	19	2,9	0,3				

Foram semeadas 5 sementes em cada vaso. Após 20 dias, foi feito o desbaste deixando uma planta por vaso. As plantas foram cultivadas por 115 dias e receberam adubações de acordo com MELO et al. (1998) e os tratos culturais foram realizados quando necessários; aplicou-se 1 g L⁻¹ de Actara[®], pois houve infestação por afídeos). Após esse período as plantas foram colhidas e o solo coletado para as análises.

Tabela 2. Resultada da análise química dos remediadores usados no experimento.

		LV	EB	LE
pH (CaCl₂)		11,9	7,6	6,5
C orgânico	g kg ⁻¹	ND	30,64	25,53
Ca	mg kg ⁻¹	7875,0	5945,8	43750,0
K	mg kg ⁻¹	1333,3	7548,3	812,5
Cr	mg kg ⁻¹	29,8	26,7	190,5
Mn	mg kg ⁻¹	1267,8	200,5	587,2
Zn	mg kg ⁻¹	77,7	95,5	2206,0
Ni	mg kg ⁻¹	8,5	5,2	339,0
Cu	mg kg ⁻¹	3,8	14,1	812,3
Pb	mg kg ⁻¹	80,7	9,1	130,4
Ba	mg kg ⁻¹	49,2	35,3	357,4
Fe	mg g ⁻¹	65,7	11,9	32,3

C orgânico- Carbono Orgânico, LV – lama vermelha, EB – Esterco Bovino, LE – Lodo de Esgoto, ND – Não determinado

3.3. Preparação das amostras

Aos 115 dias, as plantas de sorgo foram colhidas e as amostras foram lavadas com solução de água corrente e água destilada. Após a lavagem, as amostras foram acondicionadas em sacos de papel e colocadas para secar em estufa com circulação forçada de ar e mantidas a 60-70^o C até obtenção de massa constante.

As raízes também foram coletadas, lavadas em água corrente, em solução de ácido clorídrico, em água corrente e em água destilada. Após a lavagem, as amostras

foram acondicionadas em sacos de papel e colocadas para secar em estufa com circulação forçada de ar e mantidas a 60-70° C até obtenção de massa constante.

Depois de secas, as amostras de parte aérea e raiz, foram moídas e acondicionadas em sacos de polietileno devidamente identificados e armazenadas em freezer até a realização das análises.

Para as análises químicas as amostras dos solos foram coletadas, posteriormente peneiradas em peneira de malha de 2 mm, secadas ao ar e armazenadas em câmara seca até a realização das análises.

Pra as análises microbiológicas as amostras coletadas e peneiradas foram armazenadas em refrigerador. Para a realização das análises foi corrigida a capacidade de campo das amostras de acordo com cada metodologia e as mesmas foram incubadas por 48 horas antes do início das análises com a finalidade de ativar a microbiota, pois o solo estava guardado em geladeira.

3.4. Análises Químicas nas amostras de solo

O teor total dos metais (Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Ni, Pb, Zn e Ba) foram determinados em extrato obtido por digestão com HNO₃, HCl e H₂O₂ concentrados aquecidos em chapa segundo método 3050b (USEPA, 1996). A determinação dos teores de Ca, Cr, Fe, Mg Mn, Ni, Pb, Zn e do Ba foi realizado por espectrofotometria de absorção atômica, e o teor de K por fotometria de chama (SARRUGE & HAAG, 1974).

O Ba extraível no solo foi avaliado através em extrato Mehlich 3, sendo uma solução composta por NH₄F 0,015 mol L⁻¹ + NH₄NO₃ 0,25 mol L⁻¹ + CH₃COOH 0,2 mol L⁻¹ + HNO₃ 0,013 mol L⁻¹ + EDTA 0,001 mol L⁻¹ (MEHLICH, 1984) e a determinação foi realizada por espectrofotometria de absorção atômica.

3.5. Análises da parte aérea e das raízes das plantas

A determinação da massa da matéria seca da parte aérea e da matéria seca de raiz ocorreu após a secagem em estufa a 60-65°C até peso constante, e foi dada pela pesagem das amostras em balança analítica.

A disponibilidade dos metais (Ca, K e Ba), foi determinada no extrato obtido por digestão com HNO₃, HCl e H₂O₂ concentrados aquecidos em chapa segundo método 3050b (USEPA, 1996). A determinação dos teores de Ca e Ba foi realizado por espectrofotometria de absorção atômica, e o teor de K por fotometria de chama (SARRUGE & HAAG, 1974).

3.6. pH

A determinação do pH se deu através da adição de CaCl₂ (0,01M) à amostra de solo, agitou-se a amostra, esperou decantar e realizou a leitura em potenciômetro (EMBRAPA, 1997).

3.7. Carbono Orgânico

A determinação do C orgânico se deu por via úmida com dicromato de potássio em meio sulfúrico aquecido em placa aquecedora e o excesso de dicromato foi titulado com solução de sulfato ferroso amoniacal (VETTORI, 1969).

3.8. Análises dos Indicadores Microbianos do solo

3.8.1 Carbono da biomassa microbiana

O carbono da biomassa microbiana (CBM) foi determinado pelo método da fumigação-extração (VANCE et al., 1987). A amostra de solo foi dividida em duas subamostras, uma delas foi fumigada com clorofórmio e a outra foi mantida ao natural. As amostras fumigadas foram incubadas por um período de 24 horas a 25°C e as não fumigadas mantidas no refrigerador.

A extração do CBM das amostras fumigadas e não fumigadas foi realizada com solução de sulfato de potássio a 0,5 mol L⁻¹ (as amostras foram agitadas por 60 minutos em agitador horizontal, com posterior filtração em papel de filtro).

Após a extração, foi retirado 8 ml do extrato para a determinação do CBM, a esse extrato foi adicionando 2ml de dicromato de potássio (0,066mol L⁻¹), 10ml de H₂SO₄ e 5ml de H₃PO₄ concentrados. A mistura foi aquecida em banho Maria por 1 hora, após o aquecimento acrescentou-se 50 ml de água deionizada. Após o resfriamento realizou-se a titulação com sulfato ferroso amoniacal (0,033 mol L⁻¹) na presença de indicador Ferroin.

3.8.2 Respiração basal

A respiração basal do solo é dada pela estimativa do CO₂ liberado durante a incubação do solo em um sistema fechado (ALEF, 1995).

As amostras de solo foram colocada em beckeres, que foram inseridos em frascos hermeticamente fechados contendo 25 ml de solução de NaOH na concentração de 0,05 mol L⁻¹. Os frascos foram incubados por 72 horas a 25°C. Após esse período, para

a realização da análise foi adicionado 5 ml de cloreto de bário a 50% e 3 gotas de fenolftaleína aos frascos, o becker foi retirado do frasco, e então foi realizada a titulação do NaOH com HCl a $0,05 \text{ ml L}^{-1}$

3.8.3 Atividade da enzima desidrogenase

A atividade da enzima desidrogenase no solo foi determinada pelo método proposto por THALMANN (1968) citado por ALEF (1995) e consiste na redução do TTC (cloreto de 2, 3, 5 metifeniltetrazólico) a TPF (trifenilformazam) que possui coloração vermelha, o que permite a leitura em espectrofotômetro.

Cinco g de solo foram pesados e colocados em tubo de ensaio com tampa; adicionaram-se 5 ml de cloreto de 2,3,5- trifeniltetrazólio (TTC) a 1%; agitou-se e incubou-se em BOD a 37°C durante 24 horas no escuro. Após esse período adicionou-se 40 ml de acetona divididos em 2 etapas com intervalo de 30 minutos, agitou-se e filtrou-se em papel filtro, realizando-se em seguida a leitura em espectrofotômetro a comprimento de onda de 546 nm, e os cálculos foram baseados em curva de calibração com concentração de TPF 0, 5, 10, 20, 30 e $40 \mu\text{g ml}^{-1}$.

3.8.4 Quociente metabólico

O quociente metabólico foi determinado pela relação entre a respiração basal e o carbono da biomassa microbiana, ou seja, representa a quantidade de C-CO₂ liberado por unidade de C-Biomassa microbiana (ANDERSON, 1994).

3.8.5 Hidrólise do diacetato de fluoresceína

A hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) foi determinada de acordo com SCHNURER & ROSSWALL (1982), e tem como princípio a hidrólise do FDA pela ação de várias enzimas a um composto fluorescente (fluoresceína) que pode ser determinado quantitativamente por espectrofotometria.

Dois g de solo foram pesados e colocados Erlenmeyer 250 ml; adicionaram-s 25 ml de tampão fosfatado a pH 7,6 e 2,5 ml de diacetato de fluoresceína e incubou-se em BOD a 25°C durante 3 horas. Para cada amostra foi realizado um branco com apenas a solução tampão. Para encerrar a atividade foram adicionados 25 ml de acetona, agitou-se e filtrou-se em papel filtro, realizando-se em seguida a leitura em espectrofotômetro a comprimento de onda de 490 nm, e os cálculos foram baseados em curva de calibração com concentração de fluoresceína de 0, 0,5, 1, 2, 5 e 10 e 20 $\mu\text{g ml}^{-1}$.

3.9. Análise estatística

Os dados foram submetidos à análise de variância e, nos casos em que o teste F for significativo, foi usado o teste de Tukey a 5% para comparação de médias. Foi aplicado ainda o teste de Dunnett para comparação das médias entre os tratamentos e o solo controle, ambos através do programa Assisat (SILVA & AZEVEDO, 2002).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. pH

O solo CO apresentou pH maior que a maioria dos tratamentos, com exceção do solo contaminado com BaCO_3 na presença de CA (Tabela 3), pois foi aplicado calcário para correção do pH inicial do solo CO. A aplicação de calcário aumenta o pH do solo (ACOSTA-MARTÍNEZ & TABATABAI, 2000).

Tabela 3: pH em solo contaminado com sais de Ba e tratados com diferentes remediadores.

Sal de Ba	Remediadores					Média
	SR	LE	LV	EB	CA	
	pH (CaCl_2)					
BaSO_4	4,44 aC*	4,46 aC*	5,40 aB*	4,27 aC*	5,95 aA*	4,91 ab
BaCO_3	4,42 aC*	4,64 aC*	5,69 aB*	4,48 aC*	6,22 aA	5,09 a
$\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$	4,37 aB*	4,48 aB*	5,41 aA*	4,33 aB*	5,53 bA*	4,82 b
$\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	4,43 aB*	4,52 aB*	4,77 bB*	4,40 aB*	5,95 aA*	4,82 b
Média	4,42 C	4,52 C	5,32 B	4,37 C	5,91 A	
Controle			6,56			

$P > F$ Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; $R \times S = 0,001$

(SR) sem remediação, (LE) lodo de esgoto, (LV) lama vermelha, (EB) esterco bovino e (CA) calcário. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas comparam na mesma linha, as minúsculas comparam na mesma coluna e * compara o controle (CO) com as médias dos tratamentos.

O pH do solo contaminado não variou quanto à fonte de sais quando foi aplicado o mesmo remediador, com exceção dos solos remediados com LV, onde a contaminação

com cloreto de bário reduziu o pH, e dos solos remediados com CA, sendo que a contaminação com nitrato de bário também reduziu o pH (Tabela 3).

Os solos com aplicação de CA tiveram aumento no pH em comparação com os demais tratamentos. A aplicação de LV nos solos contaminados também proporcionou aumento do pH em relação aos solos remediados com EB e LE e dos solos SR, com exceção dos solos remediados contaminados com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Tabela 3).

Em outro estudo, foi observado que a aplicação de LV e CA aumentaram o pH do solo, o que reduziu a disponibilidade de metais (GRAY et al., 2006). A lama vermelha, um subproduto da fabricação de alumínio (Al), é um material alcalino, causando, portanto, aumento no pH do solo com aplicação desse remediador (GRAY et al., 2006; LOMBI et al., 2002a).

4.2. Carbono orgânico

O teor de C orgânico do solo CO não diferiu dos outros tratamentos. Em relação ao C orgânico, observa-se que em todos os solos contaminados a aplicação de LE e EB aumentou a quantidade de C orgânico em relação aos demais remediadores, com exceção do solo contaminado com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$, onde a aplicação de EB não alterou o teor de C orgânico em relação ao solo SR e nos solos remediados com CA e LV (Tabela 4). Aumento no teor de carbono orgânico em relação ao solo controle ocorreu nos solos onde foram usados remediadores orgânicos (PÉREZ-DE-MORA et al., 2005; BURGOS et al., 2010).

No solo SR e no solo contaminado com BaSO_4 , observou-se maior teor de C orgânico seguido do solo contaminado por BaCO_3 e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. Já o solo contaminado com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ apresentou menor valor de C orgânico (Tabela 4).

Os solos que receberam LE não apresentaram diferença no teor de C orgânico entre os tipos de contaminante. Nos solos onde foi aplicado LV como remediador, o solo contaminado com BaSO_4 apresentou maior quantidade de C orgânico, seguido do

solo com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$. No solo com aplicação de EB, os solos com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ apresentaram menor teor de C orgânico em relação aos outros contaminantes. Nos solos com remediação de CA, os contaminados com BaSO_4 e BaCO_3 apresentaram maior quantidade de C orgânico (Tabela 4).

Tabela 4: Carbono orgânico em solo contaminado com sais de Ba e tratados com diferentes remediadores.

Sal de Ba	Remediadores					Média
	SR	LE	LV	EB	CA	
	g de C kg⁻¹ solo					
BaSO_4	9,50 aAB	9,80 aA	9,06 aB	9,85 abA	8,98 aB	9,44 a
BaCO_3	8,46 bC	9,50 aB	8,55 abC	10,28 Aa	8,76 aC	9,11 b
$\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$	7,79 cB	9,56 aA	8,11 bcB	9,51 bA	8,10 bB	8,62 c
$\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	8,47 bB	9,64 aA	7,84 cC	9,51 bA	7,81 bC	8,66 c
Média	8,56 b	9,64 A	8,39 B	9,79 A	8,42 B	
Controle			8,89			

P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS = 0,001

(SR) sem remediação, (LE) lodo de esgoto, (LV) lama vermelha, (EB) esterco bovino e (CA) calcário. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas comparam na mesma linha, as minúsculas comparam na mesma coluna e * compara o controle (CO) com as médias dos tratamentos.

4.3. Concentração total e extraível no solo

4.3.1 Bário

A aplicação dos sais de bário promoveu a contaminação do solo com o metal (Tabela 5). Mas não na concentração de 300 mg kg^{-1} conforme esperado, sendo que concentração média total foi de $142,79 \text{ mg kg}^{-1}$, o que corresponde a um valor próximo

ao nível de prevenção proposto pelo CONAMA que é de 150 mg kg^{-1} solo, mas não o valor de intervenção (300 mg kg^{-1} solo) (CONAMA, 2009).

A concentração de Ba extraível no solo contaminado com BaSO_4 foi aproximadamente 10 vezes maior que no solo controle. Entretanto, não houve diferenças em relação ao controle, com exceção do solo que teve aplicação de CA (Tabela 5). Já nos demais solos contaminados, a concentração de Ba extraível foi maior que no solo CO. A baixa solubilidade do sal BaSO_4 ($2,4 \text{ mg L}^{-1}$ a 25°C) pode ser a explicação para o fato de não haver diferenças na concentração de Ba extraível em relação ao solo controle.

A aplicação de bário na forma de $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ resultou em maior concentração de bário total e os solos com a aplicação de BaSO_4 e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ apresentaram menor concentração de Ba (Tabela 5). Dessa forma, pode-se afirmar que o sal $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ resultou em maior potencial contaminante que os demais sais, pois apresentou maior concentração de Ba no solo (170 mg kg^{-1}).

O solo contaminado com BaSO_4 e com aplicação de LV como remediador teve menor concentração de Ba total, embora não tenha se diferenciado da concentração do solo SR e dos solos remediados com LE e EB. Já no solo com aplicação de CA como remediador houve a maior concentração de bário. No solo contaminado com BaCO_3 e $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$, remediado com EB, a concentração de Ba total foi menor em comparação com os demais remediadores. No solo contaminado com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, não houve diferença na concentração de Ba entre os diferentes solos remediados (Tabela 5).

Os solos com aplicação de EB e de LV apresentaram, de maneira geral, menor concentração de Ba no solo (125 e 131 mg kg^{-1} solo, respectivamente) comparado com a concentração do solo SR e o dos solos remediados com LE e CA (152 , 151 e 155 mg kg^{-1} , respectivamente). Estudo mostrou resultado parecido com o obtido neste trabalho em que a aplicação de calcário no solo não alterou as concentrações totais de Zn, Cd, Pb, Ni e Cu, lama vermelha (GRAY et al., 2006).

Tabela 5: Concentração total e extraível (Mehlich-3) de bário em solo contaminado com sais de bário e tratados com diferentes remediadores.

Sal de Ba	Remediadores					Média
	SR	LE	LV	EB	CA	
Concentração total de Ba no Solo (mg kg⁻¹)						
BaSO ₄	124 cB*	127 bB*	109 bB*	116 bB*	171 aA*	130 bc
BaCO ₃	158 abA*	157 abA*	134 abAB*	115 bB*	152 abA	143 b
Ba(NO ₃) ₂	188 aA*	184 aAB*	158 aAB*	153 aB*	168 aAB*	170 a
BaCl ₂ .2H ₂ O	139 bcA*	135 bA*	121 aA*	115 bA*	131 bA*	128 c
Média	152 A	151 A	130 B	125 B	155 A	
Controle	6,60					
P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS =0,02						

Concentração Ba extraível no Solo (mg kg⁻¹)						
BaSO ₄	20 bA	19 bA	24 bA	20 cA	38 cA*	24 c
BaCO ₃	37 bC*	32 abC*	75 aB*	55 bBC*	127 bA*	66 b
Ba(NO ₃) ₂	62 aBC*	46 aC*	82 aB*	71 abB*	153 aA*	83 a
BaCl ₂ .2H ₂ O	73 aBC*	54 aC*	74 aBC*	84 aB*	120 bA*	81 a
Média	48 CD	38 D	64 B	58 BC	110 A	
Controle	1,95					
P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS =0,001						

(SR) sem remediação, (LE) lodo de esgoto, (LV) lama vermelha, (EB) esterco bovino e (CA) calcário. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas comparam na mesma linha, as minúsculas comparam na mesma coluna e * compara o controle (CO) com as médias dos tratamentos.

No solo sem remediação e nos solos remediados, o solo contaminado com BaSO₄ e BaCO₃ foram os que apresentou menor concentração de Ba extraível, enquanto que os solos contaminados com BaCl₂.2H₂O e Ba(NO₃)₂ foram os que apresentaram maior concentração (Tabela 5).

Como já citado, o sulfato de bário é de baixa solubilidade, por isso a concentração de Ba extraível nos solos contaminados com esse sal foi menor que a concentração determinada nos solos contaminados com os outros sais. Apesar do sal

BaCO₃ apresentar também baixa solubilidade (24 mg L⁻¹ a 20 °C), ela é superior ao do sulfato de Ba. Entretanto, não houve diferença na concentração de Ba extraível (em Mehlich 3) do solo contaminado com carbonato e do solo contaminado com sulfato. Já os sais Ba(NO₃)₂ e BaCl₂.2H₂O são considerados solúveis (105x10³ mg L⁻¹ a 25 °C e 358x10³ mg L⁻¹ a 20 °C, respectivamente), e isso explica o fato de a maior concentração de Ba extraível ter sido encontrada nos solos contaminados com esses sais. Os compostos de bário com os ânions nitrato e halogênios (exceto flúor) são relativamente solúveis em água, enquanto que compostos com íons carbonato e sulfato são de baixa solubilidade em água (CHOUDHURY & CARY, 2001).

Estudo com aplicação de Ba a um Latossolo mostrou que a contaminação com Ba(NO₃)₂ proporcionou disponibilidade (DTPA-ácido) de 2% do Ba aplicado (MELO et al., 2011). Neste estudo a disponibilidade (Mehlich-3) do Ba no solo contaminado com Ba(NO₃)₂ foi de 20, 15, 27, 23 e 51% nos solos SR, e remediados com LE, LV, EB e CA, respectivamente.

A concentração de Ba extraível do solo contaminado com BaSO₄ não diferiu entre os solos com os diferentes remediadores (Tabela 5), provavelmente por causa da baixa solubilidade desse sal.

Os solos que receberam aplicação de CA, exceto no tratamento com BaSO₄ apresentaram maior concentração de Ba extraível em relação ao solo SR e aos demais solos remediados. Aplicação de LV também aumentou a solubilidade (em solução de Mehlich-3) do Ba em relação ao SR no solo contaminado com BaCO₃, já a aplicação de LE e EB não alterou a solubilidade em relação ao solo SR (Tabela 5).

O aumento de Ba extraível nos solos com aplicação de CA e LV pode ser atribuído o aumento do pH pela adição desses remediadores (Tabela 3). A lama vermelha tem sido usada como remediador do solo devido à propriedade de fixação aos metais (LIU et al., 2011), pois favorece a adsorção e reduz a solubilidade e biodisponibilidade dos metais nos solos poluídos (GRAY et al., 2006, SANTONA et al., 2006). Entretanto, neste estudo a LV aumentou a disponibilidade de Ba.

A aplicação de calcário eleva o pH, fornece cálcio e magnésio como nutrientes e aumenta a disponibilidade de elementos com o potássio, cálcio e magnésio (OLIVEIRA

et al., 2004). O bário, por ser um metal alcalino terroso, assim como Ca e Mg, tem propriedades químicas no solo parecidas. Talvez por isso a sua solubilidade tenha aumentado com a aplicação de CA e LV, pois a aplicação deles aumenta o pH (Tabela 3). O Ba se comporta de maneira semelhante ao Ca e ao Mg; suas propriedades físicas, especialmente tamanhos de seus raios iônicos são bastante semelhantes aos de Ca, e eles podem substituir um pelo outro (KABATA-PENDIAS, 2010), deslocando o Ba para a solução do solo.

Contudo, o princípio de extração com as soluções ácidas (como o Mehlich-3) baseia-se na dissolução dos minerais de argila. As soluções diluídas de ácidos fortes removem os metais da solução do solo, dos sítios de troca e parte daqueles complexados ou adsorvidos (ABREU et al., 2002). O aumento do Ba extraível nos solos com LV pode estar ligado ao fato de o extrator ter disponibilizado Ba complexado aos minerais e aos óxidos presente na LV (8 a 27 % de sílica (quartzo), dado não apresentado). A Lama vermelha é rica em composto de hematita (Fe_2O_3), boemita ($-AlOOH$), quartzo (SiO_2), sodalita ($Na_4Al_3Si_3O_{12}Cl$) e gesso ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$) e tem flocculantes e potenciais adsorventes e consiste de partículas finas abundantes em Fe (GADEPALLE et al. 2007).

A extração do Ba pelo Mehlich-3 pode ter resultado numa falsa disponibilidade do Ba no solo com aplicação de LV, já que o Ba^{2+} poder ter sido adsorvido em óxidos e hidróxidos e o precipitado ser extraído pelo extrator, ou pela adsorção a argilas (PICHTEL et al., 2000).

4.3.2 Cálcio

O solo controle e os solos remediados com CA apresentaram maior concentração de cálcio (Tabela 6). O calcário é formado principalmente por carbonato de cálcio, e com isso o sua aplicação aumenta a concentração de Ca no solo.

Tabela 6: Concentração total e extraível (Mehlich-3) de cálcio no solo contaminado com sais de bário e tratados com diferentes remediadores.

Sal de Ba	Remediadores					Média
	SR	LE	LV	EB	CA	
Concentração total de Ca no Solo (mg kg⁻¹)						
BaSO ₄	318 aB*	320 aB*	244 bC*	152 abD*	500 abA	307 a
BaCO ₃	192 bCD*	242 bC*	381 aB*	190 D*	462 bA	293 a
Ba(NO ₃) ₂	173 bC*	243 bB*	265 bB*	134 bC*	517 aA	266 b
BaCl ₂ .2H ₂ O	198 bC*	223 bC*	386 aB*	182 abC*	475 abA	293 a
Média	220 D	267 C	319 B	164 E	488 A	
Controle	486,67					
P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS =0,001						

Concentração Ca extraível no Solo (mg kg⁻¹)						
BaSO ₄	1355 aB*	1247 bB*	1117 bB*	608 bC*	2417 abA	1349 a
BaCO ₃	793 cC*	1644 aB*	1679 aB*	714 abC*	2297 bA	1425 a
Ba(NO ₃) ₂	1210 abC*	1348 bBC*	1474 aB*	638 bD*	2592 aA*	1453 a
BaCl ₂ .2H ₂ O	1063 bC*	1149 bC*	1621 aB*	924 aC*	2491 bA	1450 a
Média	1106 D	1347 C	1473 B	721 E	2450 A	
Controle	2228					
P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,03; RxS =0,001						

(SR) sem remediação, (LE) lodo de esgoto, (LV) lama vermelha, (EB) esterco bovino e (CA) calcário. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas comparam na mesma linha, as minúsculas comparam na mesma coluna e * compara o controle (CO) com as médias dos tratamentos.

Nos solos contaminados com BaSO₄, BaCO₃, Ba(NO₃)₂ e BaCl₂.2H₂O e com aplicação de CA, foi observada maior concentração de Ca seguida da observada no solo com aplicação de LV (Tabela 6). A aplicação de LV também proporcionou aumento na concentração de cálcio no solo, por conter Ca na sua composição (Tabela 2). Em outros estudos, a adição de resíduo de bauxita (lama vermelha) ao solo proporcionou incremento linear no teor de cálcio (NOBILE et al., 2010; RIBEIRO & GALBIATI, 2009).

Os solos com aplicação de CA apresentaram mesma concentração de cálcio extraível que o solo CO, com exceção do solo contaminado com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ (Tabela 6). No solo controle foi aplicado calcário para a correção do pH, por isso a concentração de Ca no solo e concentração de Ca extraível não diferiram do solo com aplicação de CA.

A concentração de cálcio extraível (Mehlich-3) no solo não variou entre os diferentes solos contaminados (comparado às médias totais) (1349, 1425, 1453 e 1450 mg kg^{-1} para BaSO_4 , BaCO_3 , $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, respectivamente).

Em todos os solos contaminados, a aplicação de CA resultou em maior concentração de Ca extraível, enquanto que os solos com aplicação de EB apresentaram a menor concentração (Tabela 6). Essas concentrações de Ca extraível podem estar ligadas ao pH; o solo com aplicação de CA apresentou o maior pH e o solos com EB o menor pH (Tabela 3). A solubilidade do Ca varia com o pH, aumentando com o aumento do pH do solo (MALAVOLTA, 1979). Outra explicação para a menor concentração de Ca nos solos com aplicação de EB é a complexação do Ca com a matéria orgânica. O Ca^{2+} pode ser complexado com os grupos funcionais carboxílicos e fenólicos dos compostos orgânicos (ZIGLIO et al., 1999). Entretanto, os solos com EB não diferiram do solo SR nos solos contaminados com BaCO_3 e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Tabela 6).

4.3.3 Concentração total de potássio

O solo remediado com LV apresentou maior concentração de K total em todos os solos contaminados com as diferentes fontes de bário, seguido dos solos com aplicação de EB. Entretanto, a concentração de K no solo com aplicação de EB não diferiu da concentração do solo com aplicação de CA e do solo SR contaminado com BaCO_3 , assim como do solo contaminado com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ sem remediação (Tabela 7).

A LV e o EB continham maior quantidade de K na composição (Tabela 2) e suas aplicações podem ter contribuído para o aumento da concentração no solo. No entanto,

a quantidade de K no esterco era superior ao da LV, mas a concentração no solo foi inversa. JONES et al. (2012) relataram que a adição de 5 e 10 % de lama vermelha aumentou a concentração de K no solo, corroborando os nossos resultados.

Os solos SR e com aplicação de CA como remediador não apresentaram entre si diferenças na concentração de K, independente do contaminante. Nos solos remediados com LE e EB, a concentração de K foi maior no solo contaminado $Ba(NO_3)_2$, não havendo diferenças entre as demais formas de sais contaminantes. Nos solos remediados com LV o solo contaminado com $BaSO_4$ apresentou maior concentração de K (Tabela 7).

Tabela 7: Concentração de K em solo contaminado com sais de bário e tratados com diferentes remediadores.

Sal de Ba	Remediadores					Média
	SR	LE	LV	EB	CA	
	mg kg⁻¹					
BaSO ₄	78 aC	62 abC	133 aA	105 aB	78 aC	91 a
BaCO ₃	75 aB	56 bC	110 bA	83 bB	76 aB	80 b
Ba(NO ₃) ₂	83 aB	78 aB	116 bA	108 aA	80 aB	93 a
BaCl ₂ .2H ₂ O	80 aBC	73 aC	115 bA	98 abAB	67 aC	86 ab
Média	79 C	67 D	119 A	98 B	75 CD	
Controle			80,62			

P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS = 0,006

(SR) sem remediação, (LE) lodo de esgoto, (LV) lama vermelha, (EB) esterco bovino e (CA) calcário. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas comparam na mesma linha, as minúsculas comparam na mesma coluna e * compara o controle (CO) com as médias dos tratamentos.

4.3.5 Concentração de metais no solo

Na tabela 8 estão descritos os teores totais de metais encontrados nos solos contaminados com os sais de Ba e tratados com os diferentes remediadores. Todos os metais analisados tiveram concentração no solo menor que as estabelecidas pelo CONAMA, não tendo, portanto, interferência de toxidez desses metais nos tratamentos (CONAMA, 2009).

Não houve interação entre os fatores para os metais Cr, Cu, Mg, Pb e Zn. Entretanto, o solo com aplicação de BaSO_4 apresentou os maiores valores desses metais. E os solos com adição de LE tiveram as maiores concentrações desses metais, com exceção do Mg, que foi maior nos solos com aplicação de CA.

A concentração de Mn aumentou nos solos com a aplicação de LV em todos os solos contaminados, provavelmente pelo fato da LV conter maior concentração de Mn na sua composição (Tabela 2), seguido pelos tratamentos com aplicação de CA. Os solos com contaminação por $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ apresentaram menor concentração de Mn que os solos com os demais sais de Ba (Tabela 8).

Os solos com aplicação de LE apresentaram maior concentração de Ni que os solos com os outros remediadores. O lodo de esgoto (LE) continha em sua composição maior concentração de Ni que o EB e LV (Tabela 2), o que pode ter proporcionado aumento na concentração do solo. Analisando as formas de contaminantes, apenas o solo SR contaminado com BaCO_3 teve diminuição da concentração de Ni (Tabela 8).

A concentração de Fe não variou entre os solos contaminados com um mesmo sal e os diferentes remediadores, com exceção do solo contaminado com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, onde o solo remediado com EB teve menor concentração de Fe (Tabela 8). Os solos remediados com CA e LV e o solo SR não diferiram na concentração de Fe com os diferentes tipos de contaminação. O solo remediado com LE e contaminado com BaCO_3 apresentou a menor concentração de Fe, enquanto o solo remediado com EB e contaminado com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ apresentou a maior concentração comparado com as outras fontes de contaminação (Tabela 8).

Tabela 8: Concentração de metais em solo contaminado com sais de bário e tratados com diferentes remediadores.

	Cr ^{ns}	Cu ^{ns}	Mg ^{ns}	Mn	Ni	Pb ^{ns}	Zn ^{ns}	Fe
	mg kg ⁻¹							mg g ⁻¹
Controle	63,58	8,01	103,55	164,45	5,90	13,10	28,33	26,55
BaSO₄-SR	64,98	9,11	44,85	156,73aC	6,12aB	13,20	34,20	27,81aA
BaSO₄-LE	71,01	12,10	45,78	158,49aC	7,27aA*	13,90	38,72	28,42abA
BaSO₄-LV	67,81	8,40	37,69	172,57aA	6,32aB	13,59	31,01	28,98aA*
BaSO₄-EB	76,44	7,40	45,77	161,98aBC	5,98aB	12,59	27,36	28,28bA
BaSO₄-CA	62,24	8,38	102,28	168,39aAB	6,07aB	12,35	30,45	27,96aA
BaCO₃-SR	61,46	7,29	34,03	153,16aB*	5,43bC	11,08	17,80	27,93aA
BaCO₃-LE	63,16	10,38	41,31	157,40aAB	7,69aA*	11,75	23,10	28,09bA
BaCO₃-LV	61,25	6,93	36,61	165,85abA	6,46aB	11,54	18,14	27,99aA
BaCO₃-EB	60,68	6,82	36,51	154,26aB*	6,45aB	10,81	15,55	28,37bA
BaCO₃-CA	66,05	6,85	99,73	160,03aAB	6,63aB*	10,57	13,69	29,02aA*
Ba(NO₃)₂-SR	59,04	6,32	37,78	154,56aAB*	6,53aB	10,66	16,23	28,86aA*
Ba(NO₃)₂-LE	61,56	10,55	44,42	154,61aAB	7,70aA*	10,47	22,98	29,35abA*
Ba(NO₃)₂-LV	68,01	6,84	37,39	163,66bA	6,46aB	10,52	16,84	29,13aA*
Ba(NO₃)₂-EB	67,39	6,51	40,85	141,89bC*	6,54aB	9,77	12,57	30,20aA*
Ba(NO₃)₂-CA	62,74	6,89	94,95	146,47bBC*	6,46aB	9,47	16,74	29,53aA*
BaCl₂.2H₂O-SR	60,60	7,97	39,98	129,66bC*	6,41aB	9,39	22,35	29,19aA*
BaCl₂.2H₂O-LE	61,38	8,13	39,03	101,60bD*	7,67aA*	9,90	24,43	30,01aA*
BaCl₂.2H₂O-LV	62,97	7,22	36,48	153,42cA*	6,32aB	10,20	21,58	28,91aAB*
BaCl₂.2H₂O-EB	62,52	7,27	39,83	137,45bBC*	6,31aB	8,88	16,06	27,12bB
BaCl₂.2H₂O-CA	67,40	6,79	91,17	141,60bB*	6,41aB	9,10	15,27	28,19aAB

(SR) sem remediação, (LE) lodo de esgoto, (LV) lama vermelha, (EB) esterco bovino e (CA) calcário. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas comparam remediadores dentro do mesmo solo contaminado, as minúsculas comparam os diferentes solos contaminados dentro de um mesmo remediador e * compara o controle (CO) com as médias dos tratamentos.

4.4. Massa seca de raiz e da parte aérea das plantas de sorgo

O teste de Dunnet entre os tratamentos e o CO não foi significativa (Tabela 9). MELO et al. (2011) não observaram redução da massa seca (raiz e parte aérea) de soja em solo contaminado com Ba na forma de nitrato de Ba.

Comparando a massa seca de raiz das plantas cultivadas nos solos contaminados com as diferentes formas de bário é possível observar que as plantas cultivadas nos solo contaminado com BaSO_4 e BaCO_3 apresentaram maior massa e as plantas cultivadas nos solos contaminados com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ apresentaram menor massa ($\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O} = \text{Ba}(\text{NO}_3)_2 < \text{BaSO}_4 = \text{BaCO}_3$).

Tabela 9: Massa matéria seca de raiz de plantas de sorgo cultivadas em solo contaminado com sais de bário e tratados com diferentes remediadores.

Sal de Ba	Remediadores					Média
	SR	LE	LV	EB	CA	
	mg kg⁻¹					
BaSO_4	23,8 aA	31,3 aA	13,1 aB	23,1 aA	28,6 aA	23,9 a
BaCO_3	21,0 aB	30,0 aA	11,7 abC	30,9 aA	27,4 aAB	24,2 a
$\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$	10,6 bB	28,0 aA	11,1 abB	22,8 aA	28,8 aA	20,3 b
$\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	18,0 abBC	26,3 aAB	3,78 bD	14,5 bC	28,4 aA	18,2 b
Média	18,3 C	28,9 A	9,9 D	22,8 B	28,3 A	
Controle			25,16			

P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS =0,003

(SR) sem remediação, (LE) lodo de esgoto, (LV) lama vermelha, (EB) esterco bovino e (CA) calcário. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas comparam na mesma linha, as minúsculas comparam na mesma coluna e * compara o controle (CO) com as médias dos tratamentos.

MILLER et al. (1980), citados por MENZIE et al. (2008), observaram pouco ou nenhum efeito sobre o crescimento de feijão verde (*Phaseolus vulgaris* "Tendergreen")

e milho (*Zea mays* var. *Saccharata*) expostos por 56 dias a barita (BaSO_4) nas concentrações de $227,5 \text{ mg kg}^{-1}$ e $795,8 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente. No presente estudo, as plantas cultivadas no solo contaminado com BaSO_4 , não apresentaram diferenças na massa seca de raiz em relação ao CO.

A contaminação do solo com as formas mais solúveis de Ba promoveu a redução da massa seca das raízes de sorgo. Diminuição da massa seca de raiz também foi observada com aumento da concentração de Ba em solução nutritiva por MONTEIRO et al. (2011) em capim Tanzânia e por LLUGANY et al. (2000) em feijão.

Indo da menor massa seca de raiz para a maior observou que esta variou da seguinte maneira: $\text{LV} < \text{SR} < \text{EB} < \text{CA} = \text{LE}$ nas plantas cultivadas com os diferentes tipos de remediadores.

As plantas cultivadas nos solos contaminados com todas as formas de Ba e com aplicação de LV apresentaram menor massa da raiz (Tabela 9) mostrando efeito negativo da LV na massa seca de raiz. NOBILE et al. (2011) observaram redução da matéria seca da raiz de cana-de-açúcar cultivadas em solo com resíduo de bauxita. A produção de matéria seca das raízes de plantas cítricas diminuiu com o aumento percentual do resíduo de bauxita no substrato (GALBIATTI et al., 2005). A matéria seca de raiz teve tendência a diminuir com o aumento das taxas de lama vermelha (JONES et al., 2012).

A diminuição da massa radicular nos solos com LV pode ter ocorrido pelo fato de a lama vermelha apresentar elevado teor de sódio, já que este elemento está presente na sua composição (JONES et al., 2011). O sódio tem efeito desagregante no solo, favorecendo a compactação e dificultando a penetração das raízes (NOBILE et al., 2007; LORSEKANN, 2009). Embora este atributo não tenha sido analisado, o solo com LV apresentou visualmente uma característica de mais compactado, endurecido (Figura 1).

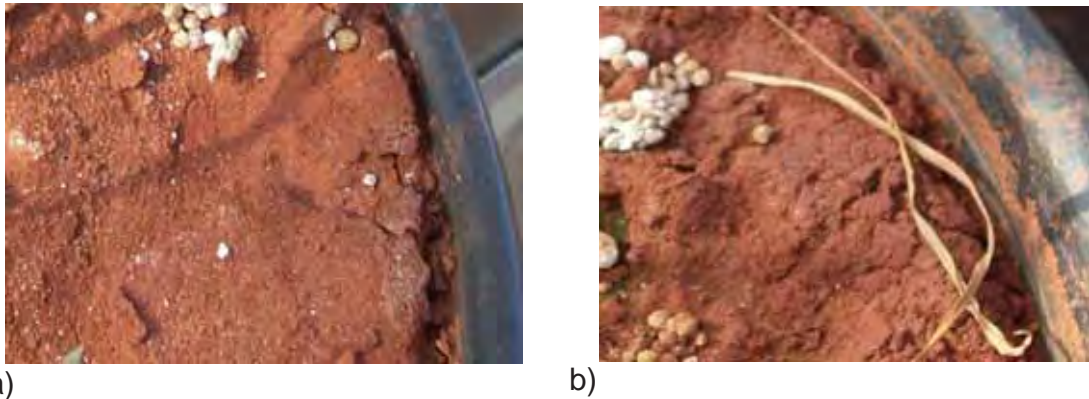


Figura 1. Demonstração visual da compactação do solo com aplicação de lama vermelha (LV), a) solo sem LV e b) solo com LV.

As plantas cultivadas nos solos com aplicação de LE e CA tiveram aumento da massa seca de raiz (Tabela 9). As aplicações de calcário e de lodo de esgoto ao solo aumentam a massa seca de raiz de aveia preta (CORREIA et al., 2008).

Em solos com pH abaixo de 5,5, a concentração de íons de alumínio (Al^{3+}) na solução do solo é aumentada e inibe a elongação radicular por perturbar a função da membrana plasmática, parede celular, entre outras. Dessa forma, a aplicação de calcário em solos ácidos é necessária para aumentar o pH e reduzir os efeitos adversos do Al no crescimento radicular (HALING et al., 2010). A aplicação de CA nos solos contaminados aumentou o pH para valores acima de 5,5 (Tabela 3), aumentando assim a massa seca de raiz. Aumento do sistema radicular foi observado com a calagem em cultivares de painço (SILVA et al., 2010).

O uso do LE e EB como remediadores podem, nos solos com as formas mais solúveis de Ba, ter reduzido o efeito negativo do Ba sobre as raízes, e por isso a massa seca de raiz foi maior nestes que no solo SR. As plantas cultivadas no solo SR contaminado com $Ba(NO_3)_2$ apresentaram menor massa seca de raiz que as cultivadas nos solos contaminados com os outros sais de Ba (Tabela 9).

O lodo de esgoto é rico em nutrientes e o seu uso aumentou os teores no solo o que favoreceu o desenvolvimento e crescimento de plantas de arroz comparado com o solo contaminado com elementos traço sem aplicação do lodo (SINGH & AGRAWAL,

2010). Materiais orgânicos melhoram as propriedades do solo contribuindo para o crescimento das plantas e podem estabilizar elementos traço no solo (BAKER et al., 2011). Remediadores como biossólidos e esterco são ricos em matéria orgânica e tem sido mostrado que podem sequestrar metais do solo, reduzindo assim seu efeito tóxico no crescimento das plantas (BOLAN et al., 2003b).

As plantas cultivadas no solo CO não apresentaram diferenças na massa seca da parte aérea em comparação as plantas cultivadas no solo contaminado com BaSO_4 , independente dos remediadores (Tabela 10). COSCIONE & BERTON (2009) observaram que o Ba aplicado na forma de BaSO_4 , na mesma concentração usada neste trabalho não afetou o desenvolvimento de girassol, mostarda e mamona, pois não houve diferença entre as produções de matéria seca das plantas cultivadas nos solos com ou sem Ba.

As plantas cultivadas nos solos contaminados e remediados com LE e CA não apresentaram diferença na massa seca da parte aérea em relação às plantas cultivadas no solo CO (Tabela 10). A massa seca de raízes das plantas cultivadas nos solos com aplicação de CA e LE foi maior que das cultivadas no solo CO, o que pode ser explicado por numa melhora na nutrição das plantas, o que proporcionou aumento na massa seca da parte aérea.

A massa da matéria seca da parte aérea das plantas comportou-se da mesma maneira que a massa seca de raízes: $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O} = \text{Ba}(\text{NO}_3)_2 < \text{BaSO}_4 = \text{BaCO}_3$. As plantas cultivadas nos solos contaminados com BaSO_4 e BaCO_3 apresentaram maior massa seca da parte aérea que as plantas cultivadas nos solos contaminados com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Tabela 10), mostrando que o crescimento radicular interfere no crescimento da planta. Além disso, a contaminação do solo com as formas mais solúveis de Ba proporcionou maior disponibilidade, causando redução da massa seca da parte aérea devido à toxicidade do Ba.

A redução na matéria seca da parte aérea de plantas na presença de bário tem sido descrita por diversos autores. Foi observada redução da massa seca da parte aérea de feijão com o aumento da concentração de Ba em solução nutritiva (LLUGANY et al., 2000). A massa seca de capim Tanzânia também reduziu com aumento da

concentração de Ba em solução nutritiva (MONTEIRO et al., 2011). Em outro estudo, a concentração de 600 mg kg⁻¹ de Ba em Neossolo reduziu ligeiramente a massa seca (raiz e parte aérea) de plantas de soja, o que não foi observado em Latossolo (MELO et al., 2011).

Tabela 10: Massa da matéria seca da parte aérea de plantas de sorgo cultivadas em solo contaminado com sais de bário e tratados com diferentes remediadores.

Sal de Ba	Remediadores					Média
	SR	LE	LV	EB	CA	
	mg kg⁻¹					
BaSO ₄	67,1 aBC	75,4 abABC	62,6 aC	83,3 aA	78,0 aAB	73,3 a
BaCO ₃	66,4 aB	77,9 aAB	49,7 bC*	70,5 bAB	79,8 aA	68,9 a
Ba(NO ₃) ₂	56,3 abB*	65,6 bB	33,0 cC*	54,7 cB*	78,8 aA	57,7 b
BaCl ₂ .2H ₂ O	48,5 bB*	75,5 abA	39,8 bcB*	43,9 cB*	72,8 aA	56,1 b
Média	59,6 B	73,6 A	46,3 C	63,0 B	77,34 A	
Controle			73,09			

P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS =0,001

(SR) sem remediação, (LE) lodo de esgoto, (LV) lama vermelha, (EB) esterco bovino e (CA) calcário. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas comparam na mesma linha, as minúsculas comparam na mesma coluna e * compara o controle (CO) com as médias dos tratamentos.

Considerando-se o efeito dos remediadores, observou-se que esta variou de maneira semelhante com a da massa seca de raízes: LV < SR = EB < LE = CA. As plantas cultivadas nos solos com aplicação de LV tiveram redução da massa seca da parte aérea em todos os solos contaminados (Tabela 10). Essa redução da massa seca da parte aérea está ligada a redução da massa seca de raízes das plantas, somada a contaminação do solo com Ba. É possível observar que as plantas cultivadas nos solos com maior concentração de Ba solúvel tiveram redução ainda maior da massa seca da parte aérea.

Já as plantas cultivadas nos solos com aplicação de LE e CA aumentaram a massa seca (Tabela 10), talvez pela minimização do efeito tóxico do Ba causado pela presença de Ca e Mg no LE (Tabela 2) e CA. A aplicação de CA aumentou a concentração de Mg (Tabela 8) nos solos contaminados, o que pode ser reduzido toxicidade de bário pelo Mg fornecidos resultando em interação antagônica entre este macronutriente e Ba, tanto no solo como no interior da planta (KABATA-PENDIA & PENDIAS, 2010).

Levando-se em conta apenas o solo sem remediação, o aumento da concentração de Ba solúvel no solo, houve redução 8,1; 9,2; 22,2; 34,4%, respectivamente, a massa seca da parte aérea das plantas cultivadas em relação ao solo controle. Redução de 15 e 40 % na massa seca foi observada em soja cultivada em solução nutritiva com 100 e 1000 $\mu\text{mol L}^{-1}$ de Ba, respectivamente (SUWA et al., 2008). Essa redução na massa seca da parte aérea demonstrou que a contaminação do solo e o aumento da solubilidade do Ba interferiram no crescimento da plantas de sorgo.

4.5. Concentração e acúmulo em raízes de plantas de sorgo.

4.5.1 Bário

As plantas de sorgo foram capazes de absorver e de acumular Ba nas suas raízes. As plantas cultivadas no solo contaminado com BaSO_4 apresentaram menor concentração e acúmulo de bário nas raízes em todos os tratamentos (Tabela 11), provavelmente pelo fato da concentração de Ba extraível no solo ser bem menor nesses solos e a solubilidade do sal também ser muito baixa (Tabela 5).

Foi avaliado o acúmulo de Ba em plantas de uma área de mineração de Barita (BaSO_4) e em suas redondezas e o concentração nas raízes variou de 92 a 453 ppm

(mg kg⁻¹) (RAGHU, 2001). Neste trabalho, concentração de Ba nas raízes no solo com sulfato de bário ficou dentro do esperado, variando de 167 a 241 mg kg⁻¹.

As plantas cultivadas nos solos SR concentraram maior quantidade de Ba quando cultivadas no solo contaminado com Ba(NO₃)₂, seguidas das cultivadas no solo contaminado com BaCO₃. Entretanto, o acúmulo de Ba nas raízes foi inverso (Tabela 11). O maior acúmulo no solo com BaCO₃ pode estar ligado ao fato das plantas cultivadas neste solo apresentarem maior massa radicular [50% maior que as das plantas cultivadas no solo Ba(NO₃)₂] e a concentração ser apenas 18 % menor que a das raízes do solo contaminado com Ba(NO₃)₂ (Tabela 9). A maior produção pode resultar em um acúmulo maior de Ba se as concentrações de Ba na planta forem iguais (COSIONE & BERTON, 2009).

As plantas cultivadas nos solos com aplicação de LE apresentaram maior concentração e acúmulo de Ba nas raízes quando cultivadas nos solos contaminados com Ba(NO₃)₂ e BaCl₂.2H₂O (Tabela 11). Nas plantas cultivadas nos solos remediados com LV, a concentração e o acúmulo de Ba não variaram entre os tipos de solos contaminados (Tabela 11). As plantas cultivadas nos solos com EB concentraram e acumularam maior quantidade de Ba quando cultivadas em solo contaminado com Ba(NO₃)₂, enquanto as cultivadas no solo com aplicação de CA concentraram e acumularam maior quantidade de Ba quando o solo foi contaminado com BaCO₃ (Tabela 11). De maneira geral, a concentração de Ba nas raízes em relação ao tipo de solo contaminado seguiu esta ordem: BaSO₄ < BaCl₂.2H₂O = BaCO₃ < Ba(NO₃)₂ e o acúmulo seguiu esta ordem: BaSO₄ < BaCl₂.2H₂O < BaCO₃ = Ba(NO₃)₂.

Nota-se que nos solos com as formas de Ba mais solúveis houve aumento no acúmulo e concentração de Ba do que quando receberam a forma menos solúvel de Ba (sulfato). Vários estudos mostram que o Ba é acumulado nas raízes e que há aumento na concentração e acúmulo de Ba nas plantas com o aumento da concentração de Ba no solo. LLUGANY et al. (2000) observaram que o aumento da concentração de Ba em solução nutritiva acarretou aumento da concentração de Ba nas raízes de feijão cultivado em solução com 500 (68,66 g L⁻¹) e 5000 (686 g L⁻¹) µM de Ba, sendo que a concentração de bário nas raízes foi de 2500 e aproximadamente 6000 mg kg⁻¹ de Ba,

respectivamente. Já SUWA et al. (2008) verificaram concentração de 51900 mg kg⁻¹ na raiz de soja cultivada em solução nutritiva com concentração de 5000 µM de Ba. Aumento da concentração de Ba nas raízes com o aumento da concentração de Ba em solução nutritiva foi observado por MONTEIRO et al. (2011) que variou de 0,5 a 20 mmol L⁻¹ com teores de 166 a 3072 mg kg⁻¹, respectivamente.

Tabela 11: Concentração e acúmulo de Ba nas raízes de plantas de sorgo cultivadas em solo contaminado com sais de bário e tratados com diferentes remediadores.

Sal de Ba	Remediadores					Média
	SR	LE	LV	EB	CA	
Concentração de Ba na raízes (mg kg⁻¹)						
BaSO ₄	187 dA	221 cA	167 aA	241 cA	192 cA	202 c
BaCO ₃	2381 bA*	921 bB*	271 aC	2210 bA*	1365 aB*	1429 b
Ba(NO ₃) ₂	2921 aB*	1862 aC*	199 aE	3658 aA*	797 bD*	1887 a
BaCl ₂ .2H ₂ O	1452 cB*	1530 aB*	131 aD	3465 aA*	735 bC*	1463 a
Média	1735 B	1134 C	192 E	2393 A	772 D	
Controle	22,42					
P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS =0,001						
Acúmulo de Ba nas raízes (mg vaso⁻¹)						
BaSO ₄	4,0 cA	6,8 cA	2,2 aA	5,2 cA	5,4 cA	4,7 c
BaCO ₃	50,5 aB*	28,2 bC*	2,3 aD	66,6 aA*	44,5 aB*	38,4 a
Ba(NO ₃) ₂	29,9 bC*	52,6 aB*	4,0 aD	68,4 aA*	29,6 bC*	36,9 a
BaCl ₂ .2H ₂ O	37,7 abA*	41,8 aA*	0,4 aC	44,9 bA*	21,0 bB*	29,2 b
Média	30,5 BC	32,4 B	2,2 D	46,3 A	25,1 C	
Controle	0,93					
P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS =0,001						

(SR) sem remediação, (LE) lodo de esgoto, (LV) lama vermelha, (EB) esterco bovino e (CA) calcário. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas comparam na mesma linha, as minúsculas comparam na mesma coluna e * compara o controle (CO) com as médias dos tratamentos.

Em relação ao tipo de material remediador usado, o solo com aplicação de LV apresentou menor concentração e acúmulo de Ba nas raízes de sorgo em todos os solos contaminados quando comparado com os demais remediadores. No entanto, no solo contaminado com $BaSO_4$, essa redução não foi significativa (Tabela 11). Apesar da concentração de Ba extraível no solo com LV ter sido alta em comparação com os outros remediadores (Tabela 5), a absorção de Ba pelas raízes foi bem menor, indicando que a LV impediu a absorção do Ba.

Essa redução da absorção de Ba pelas raízes das plantas cultivadas nos solos com LV pode estar ligada à menor da massa seca de raízes (Tabela 9). Em solos compactados, o menor desenvolvimento do sistema radicular resulta em menor volume de solo explorado pelas raízes e, conseqüentemente, menor absorção (HAKANSSON et al., 1998). NOBILE et al. (2010) verificaram que, com o aumento das doses de lama vermelha, houve aumento na concentração de Ca e Mg no solo e diminuição da quantidade de magnésio e cálcio absorvidos, o que pode ter ocorrido em função da sua adsorção no solo através da formação de compostos ou diminuição do sistema radicular. O acúmulo de Ca e K também diminuiu menor com aplicação de LV ao solo (Tabelas 12 e 13) indicando que a diminuição do sistema radicular pode ter causado redução na absorção desses metais, embora essa redução não tenha sido tão acentuada quanto a do Ba.

Entretanto, se avaliarmos o acúmulo e a concentração de Ba nas plantas cultivadas no solo com CA, veremos que foi menor que nas plantas cultivadas no solo com EB, LE e SR (Tabela 11) e que a concentração do Ba extraível no solo com CA foi a maior (Tabela 5) e massa seca de raiz foi a segunda maior (Tabela 9). Desta forma, a redução da massa seca de raiz não seria a única responsável pelo menor teor de Ba nas raízes das plantas cultivadas nos solos remediado com LV.

Outra explicação seria a de que a LV e o CA reduziram a fitodisponibilidade do Ba. No entanto, a concentração de Ba extraível nos solos com LV e CA foi alta (Tabela 5). Essa variação na fitodisponibilidade e na solubilidade através de extrator pode ser explicada pelo fato de alguns extratores (Mehlich-3) extraírem metais não lábeis da fase sólida, pois as soluções diluídas de ácidos fortes removem os metais da solução do

solo, dos sítios de troca e parte daqueles complexados ou adsorvidos (ABREU et al., 2002). Desta forma, o Ba presente nos solos com LV poderia estar complexado ou adsorvido, o que impediria a sua absorção pelas plantas, já que sais de bário são preferencialmente adsorvidos por elementos argilosos. BRADFIELD (1932), citado por EHC 107 (1990), constatou que, na reação entre argila purificada com sódio e sulfato de bário, os íons de sulfato tornaram muito mais solúveis, libertando assim o bário ligado à argila.

Estudos para avaliar a disponibilidade de bário por diferentes extratores e a absorção de Ba pelas plantas nos solos sem remediação e remediados com LV devem ser realizados para confirmar esses resultados.

A remediação do solo com calcário e lama vermelha reduziu a concentração de elementos traço nas raízes de trigo e ervilha em relação ao solo sem remediação, sendo que as raízes acumularam mais Pb, Cd e Zn do que a parte aérea (CASTALDI et al., 2009).

As plantas cultivadas no solo contaminado com $BaSO_4$ não apresentaram diferença entre os remediadores. Em relação às plantas cultivadas em solo contaminado com $BaCO_3$ na presença EB, não houve diferença na concentração de Ba nas raízes quando comparado com o SR. Já o acúmulo foi menor nas plantas cultivadas no solo SR. Nas plantas cultivadas nos solos com aplicação de LE e CA, houve redução da concentração de Ba comparado com as do SR, mas o acúmulo foi menor nas plantas cultivadas no solo remediado com LE (Tabela 11).

De maneira geral, a concentração de Ba nas raízes em relação ao tipo de solo remediado seguiu esta ordem: $LV < CA < LE < SR < EB$ e o acúmulo seguiu esta ordem: $LV < CA \leq SR \leq LE < EB$.

Nas plantas cultivadas nos solos com utilização de EB como remediador, a concentração e o acúmulo de Ba nas raízes aumentaram quando comparado com os demais remediadores em quase todos os solos contaminados (Tabela 11).

As plantas cultivadas no solo com EB e LE tiveram maior massa seca de raiz (Tabela 9), o que favoreceu a exploração do solo, e com isso maior absorção de Ba e

acúmulo na raiz. Além disso, a concentração de Ba extraível no solo com EB foi maior que no SR, ajudando a aumentar a absorção do Ba (Tabela 5).

Geralmente, a matéria orgânica reduz a disponibilidade do metal, diminuindo a absorção. Contudo, no caso dos solos com EB ocorreu o contrário, já que houve aumento da disponibilidade do Ba e aumento no acúmulo pelas raízes.

No entanto, foi observado que a aplicação de esterco fresco pode aumentar a solubilidade dos elementos traço, devido ao fornecimento de compostos orgânicos solúveis que formam complexos com os metais (ALMÁS et al., 1999; SHUMAN, 1999). A adição de esterco de aves no solo promoveu maior acúmulo do metal na raiz em todas as doses de Cu (MARSOLA et al., 2005).

4.5.2 Cálcio

A concentração e o acúmulo de Ca na raiz não variou entre as plantas cultivadas no solo CO e nos solos com aplicação de CA, com exceção da concentração nas raízes das plantas cultivadas nos solos contaminados com BaSO_4 e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Tabela 12). O solo controle teve aplicação de calcário e por isso não foram observadas diferenças entre o solo remediado com CA.

A contaminação do solo com as diferentes formas de Ba não causou mudanças no acúmulo de cálcio das raízes das plantas cultivadas nos solos SR. Já a concentração de Ca foi maior nas raízes das plantas cultivadas no solo contaminado com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$, não variando nos demais tratamentos (Tabela 12).

As plantas cultivadas no solo remediado com LE apresentaram maior concentração e acúmulo de cálcio nas raízes quando o solo utilizado foi contaminado com BaCO_3 , não variando com a utilização dos demais contaminantes. As concentrações de Ca nas raízes das plantas cultivadas nos solos com aplicação de LV não variaram entre os diferentes tipos de solos contaminados, e o acúmulo foi menor nas raízes das plantas cultivadas no solo contaminado com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Tabela 12).

A concentração de cálcio nas raízes das plantas cultivadas nos solos com EB foi menor quando o solo foi contaminado com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e o acúmulo foi menor nas raízes das plantas cultivadas no solo contaminado com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. As raízes das plantas cultivadas no solo com aplicação de CA apresentaram maior concentração e acúmulo de cálcio quando cultivadas nos solos contaminados com BaSO_4 (Tabela 12).

Tabela 12: Concentração de Ca na massa de matéria seca das raízes de sorgo cultivado em solo contaminado com sais de bário e tratados com diferentes remediadores.

Sal de Ba	Remediadores					Média
	SR	LE	LV	EB	CA	
Concentração de Ca nas raízes (g kg^{-1})						
BaSO_4	2,5 bD*	4,7 bB*	3,3 aC*	3,1 aCD*	7,4 aA*	4,2 a
BaCO_3	2,5 bB*	6,4 aA	2,8 B*	2,4 abB*	5,6 bA	3,9 ab
$\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$	3,4 aC*	4,3 bB*	2,7 aCD*	2,3 bD*	5,7 bA	3,7b
$\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	2,2 bB*	4,7 bA*	2,6 aB*	2,5 abB*	4,7cA*	3,3 c
Média	2,6 C	5,0 B	2,8 C	2,6 C	5,8 A	
Controle	6,4					
P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS =0,001						

Acúmulo de Ca nas raízes (mg vaso^{-1})						
BaSO_4	68,1 aC*	135,5 bB*	40,1 aC*	61,4 abC*	199,2 aA	100,8 a
BaCO_3	52,7 aC*	192,6 aA	46,6 aC*	67,9 aC*	151,8 bB	102,3 a
$\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$	40,4 aC*	121,3 bB*	28,0 abC*	53,2 abC*	169,5 abA	82,5 b
$\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	39,7 aB*	124,7 bA*	9,2 bB*	38,1 bB*	148,5 bA	72,0 b
Média	50,2 C	143,5 B	31,0 D	55,2 C	167,2 A	
Controle	170,2					
P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS =0,001						

(SR) sem remediação, (LE) lodo de esgoto, (LV) lama vermelha, (EB) esterco bovino e (CA) calcário. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas comparam na mesma linha, as minúsculas comparam na mesma coluna e * compara o controle (CO) com as médias dos tratamentos.

Comparando a concentração e o acúmulo de Ca nas raízes das plantas e tendo como base os tipos de sais contaminantes, nota-se que a concentração seguiu esta ordem: $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O} < \text{Ba}(\text{NO}_3)_2 \leq \text{BaCO}_3 \leq \text{BaSO}_4$ e o acúmulo seguiu esta ordem: $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O} = \text{Ba}(\text{NO}_3)_2 < \text{BaCO}_3 = \text{BaSO}_4$.

Nota-se que as plantas cultivadas no solo contaminado com BaSO_4 apresentaram maior acúmulo e concentração de cálcio nas raízes (Tabela 12) e maior massa seca da raízes (Tabela 9). A maior massa radicular aumenta a superfície de exploração das raízes, proporcionando maior concentração e acúmulo de nutrientes.

Analisando a concentração e o acúmulo de Ca das raízes, é possível observar que os mesmos foram maiores nas plantas cultivadas nos solos contaminados com as formas menos solúveis de Ba e menores nas formas mais solúveis. O cálcio compete com o bário na absorção pela planta por ter propriedades químicas parecidas (WALLACE & ROMNEY, 1971). LLUGANY et al. (2000) concluíram que o Ba interfere na nutrição de Ca, pois existe efeito de interação antagônica entre eles (KABATA-PENDIAS, 2010). MONTEIRO et al. (2011) observaram que a concentração de Ca diminuiu nas raízes de capim Tanzânia com o aumento da concentração de Ba em solução nutritiva.

As raízes das plantas cultivadas no solo contaminado com BaSO_4 e SR concentraram e acumularam menor quantidade de cálcio que as raízes das plantas cultivadas nos solos remediados, sendo que não diferiram das com as cultivadas no solo com EB e no acúmulo de Ca das plantas cultivadas no solo com LV. As plantas cultivadas no solo com CA apresentaram maior concentração e acúmulo de Ca (Tabela 12).

As plantas cultivadas no solo contaminado com BaCO_3 , $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ apresentaram maior concentração e acúmulo de Ca nas raízes nos solos remediados com CA e LE e menor nas raízes da plantas cultivadas nos solos remediados com EB e LV e no solo SR (Tabela 12). Comparando a concentração e o acúmulo de Ca nas raízes das plantas tendo como base os remediadores, nota-se que a concentração seguiu esta ordem: $\text{EB} = \text{LV} = \text{SR} < \text{LE} < \text{CA}$ e o acúmulo seguiu esta ordem: $\text{LV} < \text{SR} = \text{EB} < \text{LE} < \text{CA}$.

A maior concentração de cálcio no solo com CA e LE é explicada pelo fato de o calcário ser composto por carbonato de cálcio, e do lodo de esgoto ter uma concentração alta de cálcio (Tabela 2), o que aumenta a concentração desse elemento no solo, aumentando assim a quantidade de cálcio biodisponível, favorecendo a absorção pelas raízes. Além disso, a massa seca de raiz nesses solos também favorece a exploração do solo e a maior absorção de Ca.

4.5.3 Potássio

A concentração de K nas raízes das plantas de sorgo cultivadas no solo SR foi menor no solo contaminado com BaSO_4 e o acúmulo foi menor no solo contaminado com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$, não havendo diferença entre os demais tratamentos de sais contaminantes (Tabela 13).

A concentração de K nas raízes das plantas cultivadas no solo com aplicação de LE foi maior quando o solo contaminado com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e o $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ e menor no quando no solo contaminado com BaSO_4 , enquanto o acúmulo de K nas raízes também foi menor quando o solo foi contaminado com BaSO_4 (Tabela 13).

A concentração de K nas raízes das plantas cultivadas no solo com aplicação de LV variou com o tipo de contaminação, apenas quanto a concentração nas plantas cultivadas no solo contaminado com BaSO_4 , enquanto o acúmulo não foi influenciado com os tratamentos (Tabela 13).

As plantas cultivadas no solo remediado com EB apresentaram maior concentração e menor acúmulo de K nas raízes das plantas cultivadas no solo contaminado com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Tabela 13). No solo remediado com CA, as plantas cultivadas no solo contaminado com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ concentraram maior teor de K nas raízes que as cultivadas nos demais solos contaminados. Entretanto, não houve diferença no acúmulo de K nas raízes (Tabela 13).

Tabela 13: Concentração de K na massa de matéria seca das raízes de sorgo cultivado em solo contaminado com sais de bário e tratados com diferentes remediadores.

Sal de Ba	Remediadores					Média
	SR	LE	LV	EB	CA	
Concentração de K nas raízes (g kg⁻¹)						
BaSO ₄	5,9 bB*	5,8 cB*	5,3 bB*	6,5 bB*	9,1 bA	6,5 c
BaCO ₃	8,0 aB	7,8 bBC	6,1 abD*	6,4 bCD*	9,7 bA	7,6 b
Ba(NO ₃) ₂	7,3 aB*	9,2 aA	7,1 aB*	7,5 abB*	9,0 bA	8,0 b
BaCl ₂ .2H ₂ O	7,8 aBC	8,6 abB	7,0 aC*	8,1 aBC	11,8 aA*	8,6 a
Média	7,3 B	7,8 B	6,4 C	7,1 B	9,9 A	
Controle	9,16					
P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS =0,001						

Acúmulo de K nas raízes (mg vaso⁻¹)						
BaSO ₄	136 aC	205 bAB	44 aD*	164 abBC	252 aA*	160 a
BaCO ₃	155 aC	221 abAB	54 aD*	185 aBC	254 aA*	174 a
Ba(NO ₃) ₂	76 bC*	260 aA*	48 aC*	188 aB	269 aA*	168 a
BaCl ₂ .2H ₂ O	158 aC	219 abB	19 aD*	124 bC	307 aA*	165 a
Média	131 D	226 B	41 E	165 C	279 A	
Controle	182,87					
P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,05; RxS =0,001						

(SR) sem remediação, (LE) lodo de esgoto, (LV) lama vermelha, (EB) esterco bovino e (CA) calcário. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas comparam na mesma linha, as minúsculas comparam na mesma coluna e * compara o controle (CO) com as médias dos tratamentos.

Comparando a concentração e o acúmulo de K nas raízes das plantas tendo como base os tipos de sais contaminantes nota-se que a concentração seguiu esta ordem: BaSO₄ < BaCO₃ = Ba(NO₃)₂ < BaCl₂.2H₂O e o acúmulo não variou: BaSO₄ ≤ BaCO₃ = Ba(NO₃)₂ = BaCl₂.2H₂O.

Ao contrário do cálcio, o teor de potássio nas raízes foi menor, de maneira geral, nas plantas cultivadas nos solos contaminados com as formas mais solúveis de Ba. Estudos mostram o inverso do que ocorre neste estudo. A concentração de K diminuiu

com aumento na concentração de Ba. LLUGANY et al. (2000) não observaram redução da concentração de K nas raízes de feijão cultivado em solução nutritiva com Ba nas doses de 50 e 500 μM . Aumento da concentração de Ba acima de 5,0 mmol L^{-1} resultou em diminuição da concentração de K nas raízes de capim Tanzânia (MONTEIRO et al., 2011). Reduções nas concentrações de K nas raízes com o aumento na concentração de Ba em solução nutritiva foram observadas, sugerindo-se que o Ba inibiria a abertura de canais de K na membrana, resultando na absorção reduzida do K (SUWA et al., 2008).

As raízes das plantas cultivadas no solo contaminado com BaSO_4 acumularam e concentraram maior quantidade de K nas raízes quando cultivadas no solo remediado com CA. A concentração de K nas raízes não variou nas plantas cultivadas nos solos com os outros remediadores e no solo SR. Já o acúmulo de K nas raízes foi menor nas plantas cultivadas no solo remediado com LV (Tabela 13).

O acúmulo e a concentração de K nas raízes foi maior nas plantas cultivadas no solo contaminado com BaCO_3 e $\text{Ba(NO}_3)_2$ e remediados com CA e foi menor nas raízes das plantas cultivadas no solo remediado com LV (Tabela 13).

As plantas cultivadas no solo contaminado com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ acumularam e concentraram maior quantidade de K nas raízes quando cultivadas nos solos com aplicação de LE e CA e apresentaram menor quantidade quando cultivadas no solo remediado com LV (Tabela 13).

Comparando a concentração e o acúmulo de K nas raízes das plantas tendo como base os remediadores, nota-se que a concentração seguiu esta ordem: $\text{LV} < \text{SR} = \text{EB} = \text{LE} < \text{CA}$ e o acúmulo seguiu esta ordem: $\text{LV} < \text{SR} < \text{EB} < \text{LE} < \text{CA}$.

A concentração e o acúmulo de K nas raízes acompanharam a massa seca da raiz, sendo que os solos com menor massa seca de raiz acumularam e concentraram menor quantidade de K.

4.6. Concentração e acúmulo na parte aérea de plantas de sorgo

4.6.1 Bário

As plantas de sorgo concentraram e acumularam bário na sua parte aérea (Tabela 14).

A concentração e o acúmulo de Ba na parte aérea das plantas cultivadas no solo contaminado com BaSO_4 não diferiram do encontrado nas plantas cultivadas no solo CO (Tabela 14). Isto se deve provavelmente à baixa solubilidade do sal, o que resultou em menor absorção pela planta.

As plantas cultivadas no solo contaminado com BaSO_4 apresentaram menor concentração e acúmulo de Ba que as cultivadas nos solos contaminado com BaCO_3 , $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ em quase todos os tratamentos, mas não variaram apenas nas plantas cultivadas no solo com LV (Tabela 14).

A concentração de Ba na parte aérea em plantas de girassol, mostarda e mamona foi de 21,3, 19,4 e 10,6 mg kg^{-1} , respectivamente, quando cultivadas em solo contaminado com 300 mg kg^{-1} de Ba na forma de BaSO_4 e o acúmulo de Ba na parte aérea foi maior em girassol sendo este aproximadamente 0,6 mg vaso^{-1} (COSIONE & BERTON, 2009). No solo SR, ou seja, sem interferência dos remediadores, contaminado com BaSO_4 , a concentração de Ba na parte aérea de sorgo foi próxima aos valores obtidos pelos autores citados acima (22 mg kg^{-1}), enquanto o acúmulo foi maior 1,9 mg vaso^{-1} . Entretanto, o acúmulo nas plantas do solo CO também foi maior neste estudo.

Tabela 14: Concentração de Ba na massa de matéria seca da parte aérea de sorgo cultivado em solo contaminado com sais de bário e tratados com diferentes remediadores.

Sal de Ba	Remediadores					Média
	SR	LE	LV	EB	CA	
Concentração de Ba nas plantas (mg kg⁻¹)						
BaSO ₄	22,6 cA	6,3 cA	11,0 aA	5,6 dA	2,7 bA	9,6 d
BaCO ₃	418,2 bA*	135,4 bB*	11,8 aC	376,3 cA*	105,8 aBC*	209,5 c
Ba(NO ₃) ₂	427,4 bB*	385,4 aB*	12,7 aD	1353,0 aA*	136,6 aC*	463,0 a
BaCl ₂ .2H ₂ O	568,2 aA*	297,8 aB*	0,0 aD	596,0 bA*	120,8 aC*	316,6 b
Média	359,1 B	206,2 C	8,9 E	582,7 A	91,5 D	
Controle				4,01		
P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS = 0,001						

Acúmulo de Ba nas plantas (mg planta⁻¹)						
BaSO ₄	1,9 cA	0,5 cA	0,8 aA	0,4 cA	0,2 bA	0,8 c
BaCO ₃	33,4 aA*	10,7 bB*	0,6 aC	27,2 bA*	9,3 aBC	16,2 b
Ba(NO ₃) ₂	20,7 bB*	27,8 B*	0,4 aD	60,6 aA*	10,8 aC*	24,0 a
BaCl ₂ .2H ₂ O	27,6 abA*	22,6 aA*	0,0 aB	26,3bA*	7,8abB	17,0 b
Média	21,0 B	15,6 C	0,41 E	28,6 A	7,0 D	
Controle				0,31		
P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS = 0,001						

(SR) sem remediação, (LE) lodo de esgoto, (LV) lama vermelha, (EB) esterco bovino e (CA) calcário. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas comparam na mesma linha, as minúsculas comparam na mesma coluna e * compara o controle (CO) com as médias dos tratamentos.

A maior concentração de Ba na parte aérea das plantas de sorgo cultivadas nos solos SR foi encontrada no solo contaminado com BaCl₂.2H₂O, que também apresentou maior acúmulo de Ba, juntamente com as plantas cultivadas no solo contaminado com BaCO₃ (Tabela 14).

As plantas cultivadas nos solos com aplicação de LE apresentaram maior concentração e acúmulo de bário na parte aérea quando cultivadas nos solos contaminados com Ba(NO₃)₂ e BaCl₂.2H₂O, enquanto as plantas cultivadas nos solos

com aplicação de LV e contaminados com as diferentes formas de bário não tiveram variação na concentração e no acúmulo de Ba (Tabela 14).

A maior concentração e acúmulo de Ba na parte aérea das plantas cultivadas nos solos com aplicação de EB ocorreu nas plantas cultivadas nos solos contaminados com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$. Isto também foi observado nas plantas cultivadas nos solos com aplicação de CA, mas, no entanto, não houve diferença da concentração e acúmulo das plantas cultivadas no solo contaminado com BaCO_3 e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Tabela 14).

A concentração de Ba na parte aérea das plantas de sorgo em relação ao tipo de contaminação, em ordem crescente, foi a seguinte: $\text{BaSO}_4 < \text{BaCO}_3 < \text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O} < \text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e o acúmulo seguiu esta ordem: $\text{BaSO}_4 < \text{BaCO}_3 = \text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O} < \text{Ba}(\text{NO}_3)_2$.

É possível observar que o acúmulo e a concentração de Ba na parte aérea das plantas de sorgo foram maiores nos solos onde as formas de sais de Ba são mais solúveis, o que aumenta a sua disponibilidade na solução do solo, facilitando sua absorção pelas plantas. SUWA et al. (2008) observaram que o aumento da concentração de Ba em solução nutritiva causou aumento na concentração de Ba na parte aérea das plantas de soja.

Plantas de soja cultivadas por 45 dias em solo (Latossolo) contaminado com 600 mg kg^{-1} de Ba na forma de nitrato concentraram cerca de 450 mg kg^{-1} de Ba na massa seca (MELO et al., 2011). Este valor é próximo ao encontrado no solo contaminado com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ sem remediador ($427,38 \text{ mg kg}^{-1}$). Entretanto, a dose de Ba aplicada a esse solo foi menor (300 mg kg^{-1}), sugerindo que as plantas de sorgo podem absorver maior concentração de Ba que a soja.

MONTEIRO et al. (2011) também observaram aumento na concentração de Ba nas partes de plantas de capim Tanzânia com aumento na concentração de Ba na solução nutritiva e observaram que a concentração de bário nas raízes foi muito menor do que nos tecidos da parte aérea. Os autores supõem que o Ba livre foi absorvido e facilmente transportado no movimento ascendente de seiva no xilema. Entretanto há estudos que mostram que a distribuição de bário nos tecidos vegetais indica que os níveis mais elevados são encontrados nas raízes (CANADIAN, 1999). Neste estudo, a concentração e o acúmulo de Ba foram muito maiores nas raízes que na parte aérea

das plantas (Tabela 11), sugerindo que o Ba não foi facilmente translocado para a parte aérea.

Concentração de 500 μM de Ba (68,66 mg L^{-1}) e maiores mostraram-se claramente tóxicas para plantas de feijão cultivadas em solução nutritiva, e depois de apenas 24 h de exposição a 5000 μM Ba (686 mg L^{-1}) as folhas primárias de algumas plantas exibiram áreas secas, e folhas primárias murchas foram observadas após 48 h de exposição (LLUGANY et al., 2000). Neste estudo, a concentração de Ba aplicada ao solo (300 mg kg^{-1}) não apresentou nenhum sintoma visual de toxidez, apenas redução da massa seca da raiz e da parte aérea das plantas de sorgo cultivadas nos solos contaminados com as formas mais solúveis de Ba.

A concentração e o acúmulo de Ba nas plantas cultivadas nos solos remediados com LV não diferiram da concentração e do acúmulo de Ba na parte aérea encontrado nas plantas cultivadas no solo CO e foram muito menores que os encontrados nos demais remediadores em todos os solos contaminados (Tabela 14). A LV reduziu a massa seca de raiz (Tabela 9), o que fez com que a área de exploração radicular fosse menor, causando uma diminuição da concentração e acúmulo de Ba nas raízes, havendo assim menor translocação para a parte aérea.

A aplicação de cal e lama vermelha diminuiu a concentração de elementos traço em *Festuca rubra*, comparado com o solo controle devido ao grande conteúdo de óxidos de Fe e Al na lama vermelha que introduzem novas superfícies de adsorção que podem imobilizar elementos traço nos solos por meio de adsorção química específica (GRAY et al., 2006). A remediação do solo com calcário e lama vermelha reduziu a concentração de elementos traço na parte aérea de plantas de ervilha e trigo, mostrando que lama vermelha e calcário foram muito eficazes na redução dos elementos traço na parte aérea das plantas (CASTILDI et al., 2009). Plantas de alface também tiveram redução na concentração de metais com a aplicação de lama vermelha e calcário ao solo (LEE et al., 2009; LEE et al., 2011a), assim como nesse trabalho. Os autores relatam que essa diminuição da absorção de metais está claramente relacionada com a diminuição das frações fitodisponíveis (LEE et al., 2009; LEE et al., 2011a).

As plantas cultivadas no solo contaminado com BaCO_3 , $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ remediados com EB apresentaram o maior acúmulo e concentração de Ba. No entanto, o acúmulo e a concentração de Ba nas plantas cultivadas no solo contaminado com BaCO_3 e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ com aplicação de EB não diferiram do das plantas cultivadas no solo SR (Tabela 14).

A concentração e o acúmulo de Ba na parte aérea das plantas de sorgo em relação ao tipo de remediação, seguindo ordem crescente, foi a seguinte: $\text{LV} < \text{CA} < \text{LE} < \text{SR} < \text{EB}$.

As plantas cultivadas no solo com EB apresentaram maior concentração e acúmulo de Ba na parte aérea, provavelmente pelo fato de essas plantas terem concentrado e acumulado maior quantidade de Ba nas raízes (Tabela 11 e 12), o que causou maior translocação para a parte aérea. Resultado parecido, mas como outro metal, foi observado, sendo que a aplicação de esterco aumentou a concentração de Mn no solo e aumentou a concentração em *Brassica juncea* e *Raphanus sativu* (WALKER et al., 2003). A adição de esterco de aves promoveu maior produção de massa seca de feijoeiro, porém não foi observada diminuição na concentração de Cu no feijoeiro (MARSOLA et al., 2005).

No geral, com exceção do EB, todos os outros remediadores foram eficientes em imobilizar o Ba no solo e impedir a sua absorção de Ba para a parte aérea das plantas, pois reduziram a concentração e o acúmulo de Ba na parte aérea em relação ao controle, sendo a LV e o CA os mais eficientes. A LV foi mais eficiente, pois no solo contaminado com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ as plantas não chegaram a acumular e nem concentrar Ba. Plantas de trigo mostraram menor absorção e translocação de metal que a ervilha, de modo a diminuir o risco de propagação de metais no meio ambiente (CASTALDI et al., 2009).

4.6.2 Cálcio

A concentração e o acúmulo de Ca na parte aérea nas plantas cultivadas no solo SR foram maiores quando o solo foi contaminado com BaSO_4 , e a menor concentração e acúmulo de Ca ocorreu nas plantas cultivadas nos solos contaminados com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Tabela 15).

Cálcio e bário são geralmente considerados mutuamente competitivos na absorção pelas plantas (EPSTEIN & LEGGETT, 1954, WALLACE & ROMNEY, 1971). Neste trabalho, as plantas cultivadas nos solos contaminados com as formas mais solúveis de Ba e que absorveram maior quantidade de Ba, foram as que apresentaram menor concentração e acúmulo de Ca, confirmando que o Ba interfere na absorção do Ca.

Com o aumento da concentração de Ba na solução nutritiva, houve uma clara diminuição da concentração de Ca nas folhas maduras, o que reflete uma relação antagônica entre os cátions bivalentes (MONTEIRO et al., 2011). LLUGANY et al. (2000) também observaram redução dos teores de Ca nas folhas de feijão com o aumento da concentração de bário na solução nutritiva.

As plantas cultivadas no solo com aplicação de LE concentraram e acumularam maior quantidade de Ca na parte aérea quando cultivadas no solo contaminado com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e a menor quantidade também ocorreu nas plantas cultivadas no solo contaminado com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Tabela 15). As plantas cultivadas no solo com aplicação de LV apresentaram maior concentração de Ca quando cultivadas no solo contaminado com BaCO_3 , entretanto não houve diferenças das cultivadas com BaSO_4 e $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$, enquanto maior acúmulo foi observado nas plantas cultivadas no solo contaminado com BaSO_4 e menor concentração nas cultivadas no solos contaminados com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Tabela 15).

A concentração de Ca na parte aérea das plantas cultivadas no solo com aplicação de EB foram maiores nas plantas cultivadas nos solos com contaminação por BaCO_3 e $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e o menor nas plantas cultivadas no solo com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ e BaSO_4 ,

já o acúmulo foi menor nas plantas cultivadas no solo com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, não variando nas plantas dos demais tratamentos (Tabela 15).

As plantas cultivadas no solo com aplicação de CA apresentaram maior concentração de Ca na parte aérea quando cultivadas no solo contaminado com BaSO_4 e maior acúmulo nas cultivadas no solo com BaCO_3 . Já a menor concentração e acúmulo ocorreram nas plantas cultivadas no solo com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Tabela 15).

No geral, observa-se que o aumento da concentração de Ba na parte aérea causou redução da concentração de Ca nas plantas.

Tabela 15: Concentração de Ca na massa de matéria seca da parte aérea de sorgo cultivado em solo contaminado com sais de bário e tratados com diferentes remediadores.

Sal de Ba	Remediadores					Média
	SR	LE	LV	EB	CA	
Concentração de Ca nas plantas (mg g^{-1})						
BaSO_4	4,1 aB	5,9 bA	2,9 aC	3,5 bC	5,4 aA	4,36 ab
BaCO_3	3,2 bC	5,4 bcA	3,2 aC	4,3 aB	4,7 bB	4,15 b
$\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$	3,6 abD	7,1 aA	2,8 aE	4,2 aC	5,0 abB	4,54 a
$\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	3,2 bB	5,2 cA	2,0 bC	3,4 bB	4,8 bA	3,74 c
Média	3,5 D	5,9 A	2,7 E	3,9 C	4,96 B	
Controle				4,05		
P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS =0,001						
Acúmulo de Ca nas plantas (mg planta^{-1})						
BaSO_4	268,1aBC	405,9 aA	155,6 aD	220,7 aC	303,0 abB	270,7 a
BaCO_3	210,3bB	329,6 bA	103,2 bC	231,1 aB	328,1 aA	240,5 b
$\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$	161,3cC	407,0 aA	73,8 bD	196,6 abC	299,0 abB	227,5 b
$\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	149,1cB	315,0 bA	78,1 bC	150,1 bB	278,6 bA	196,2 c
Média	197,2 C	366,9 A	102,7 D	199,6 C	302,2 B	
Controle				250,8		
P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS =0,001						

(SR) sem remediação, (LE) lodo de esgoto, (LV) lama vermelha, (EB) esterco bovino e (CA) calcário. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas comparam na mesma linha, as minúsculas comparam na mesma coluna e * compara o controle (CO) com as médias dos tratamentos.

Comparando a concentração e o acúmulo de Ca nas plantas cultivadas em um mesmo solo contaminado observa-se que as plantas cultivadas nos solos com aplicação de LV apresentaram menor concentração e acúmulo (Tabela 15).

Os solos com LV apresentaram plantas com menor massa seca de raiz (Tabela 9) e menores acúmulo e concentração de cálcio nas raízes (Tabela 12). Provavelmente essa menor exploração radicular tenha dificultado a absorção do cálcio o que causou redução na concentração e acúmulo de Ca na parte aérea.

As plantas cultivadas o solo com aplicação de LE, seguido do CA, apresentaram maior concentração e acúmulo que as cultivadas nos solos SR e com os demais remediadores, em todos os solos contaminados com os diferentes sais de Ba.

As plantas cultivadas nos solos com LE e CA apresentaram maior concentração de Ca na raiz e maior massa seca da raiz, o que pode ter ajudado na absorção e translocação de Ca para a parte aérea. Além disso, essas plantas tiveram maior massa seca da parte aérea, o que favorece a absorção e o acúmulo. Não houve diferença entre a concentração de Ca no solo contaminado com $BaSO_4$ entre as plantas cultivadas com LE e CA e entre as plantas cultivadas com LV e EB. Já nas plantas cultivadas no solo com contaminado $BaCO_3$ não houve diferença na concentração as plantas cultivadas em solo com LV das cultivadas no solo SR e o acúmulo não variou entre as plantas do solo com LE e CA. As plantas cultivadas no solo contaminado com $BaCl_2 \cdot 2H_2O$ não apresentaram diferença na concentração e acúmulo entre as plantas cultivadas no solo com LE e CA, nos quais foram observados os valores mais elevados (Tabela 15).

A concentração de Ca na parte aérea das plantas de sorgo em relação ao tipo de remediação, seguindo ordem crescente, foi a seguinte: $LV < SR < EB < CA < LE$ e o acúmulo variou da seguinte maneira: $LV < EB = SR < CA < LE$.

4.6.3 Potássio

A concentração de K na parte aérea das plantas cultivadas nos solos contaminados com diferentes tipos de sais de bário não variou no solo SR e quando o remediador utilizado foi a LV, EB e o CA (Tabela 16). O acúmulo não variou quando aplicado CA ao solo como remediador, e as plantas cultivadas no SR acumularam maior quantidade de K quando o solo foi contaminado com BaCO_3 e menor quantidade no solo contaminado com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Tabela 16).

Com relação às plantas cultivadas nos solos com aplicação de LE, a concentração e o acúmulo de bário foram maiores nas cultivadas no solo contaminado com BaSO_4 , e a menor concentração foi observada nas plantas cultivadas no solo contaminado com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, enquanto o menor acúmulo foi observado nas plantas cultivadas no solo contaminado com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. No solo com aplicação de LV e EB, o acúmulo de K foi maior nas plantas cultivadas nos solos contaminados com BaSO_4 e BaCO_3 e menor nas cultivadas nos solos contaminados com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Tabela 16).

A concentração de K na parte aérea das plantas de sorgo não variou com o cultivo nos diferentes tipos de contaminação: $\text{BaSO}_4 = \text{BaCO}_3 = \text{Ba}(\text{NO}_3)_2 = \text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ e o acúmulo, seguindo ordem crescente, foi a seguinte: $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O} = \text{Ba}(\text{NO}_3)_2 < \text{BaCO}_3 = \text{BaSO}_4$.

As plantas cultivadas nos solos contaminados com os sais de Ba mais solúveis acumularam menor quantidade de K na parte aérea. Há estudos que mostram que o Ba interfere na concentração de K. Aumento na concentração de Ba em solução nutritiva causou redução na concentração de K na parte aérea de plantas de feijão (LLUGANY et al., 2000). SUWA et al. (2008) observaram que o aumento na concentração de Ba em todas as partes da planta, principalmente nas raízes, resultou em diminuição na absorção de K em relação às plantas controle.

Os cátions de Ba^{2+} e K^+ são muito semelhantes nos raios iônicos, e, apesar do fato de o K^+ não competir fortemente pelos pontos de ligação com os cátions bivalentes, o Ba^{2+} é conhecido por atuar como eficiente bloqueador de canal de K^+ (LLUGANY et al., 2000).

Tabela 21: Concentração de K na massa de matéria seca da parte aérea de sorgo cultivado em solo contaminado com sais de bário e tratados com diferentes remediadores.

Sal de Ba	Remediadores					Média
	SR	LE	LV	EB	CA	
Concentração de K na planta ($mg\ g^{-1}$)						
BaSO ₄	13,4 aAB	14,4 aA	14,5 aA	12,7 aAB	10,8 aB	13,2 a
BaCO ₃	13,1 aAB	12,0 bAB	14,6 aA	12,8 aAB	10,7 aB	12,6 a
Ba(NO ₃) ₂	14,6 aA	12,0 abAB	14,8 aA	13,6 aAB	11,3 aB	13,3 a
BaCl ₂ .2H ₂ O	14,4 aAB	11,6 bB	13,2 aAB	15,0 aA	11,9 aB	13,2 a
Média	13,9 AB	12,6 B	14,3 A	13,53 AB	11,1 C	
Controle	11,63					
P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) > 0,05; RxS = 0,03						
Acúmulo de K na planta ($mg\ planta^{-1}$)						
BaSO ₄	911 abAB	1046 aA	769 aB	1063 aA	822 aB	922 a
BaCO ₃	994 aA	899 abAB	786 aB	922 aAB	839 aAB	888 a
Ba(NO ₃) ₂	769 bcA	752 bA	501 bB	702 bAB	806 aA	706 b
BaCl ₂ .2H ₂ O	704 cAB	824 bAB	441 bC	653 bB	872 aA	699 b
Média	844 A	880 A	624 B	835 A	835 A	
Controle	853,73					
P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS = 0,001						

(SR) sem remediação, (LE) lodo de esgoto, (LV) lama vermelha, (EB) esterco bovino e (CA) calcário. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas comparam na mesma linha, as minúsculas comparam na mesma coluna e * compara o controle (CO) com as médias dos tratamentos.

As plantas cultivadas no solo contaminado com BaSO₄ concentraram maior teor de K na parte aérea nos solos remediados com LE e LV, tiveram menor concentração

no solo remediado com CA, acumularam mais K na parte aérea no solo remediado com LE e EB tiveram menor acúmulo no solo com CA (Tabela 16).

A concentração de K na parte aérea nas plantas cultivadas no solo contaminado com BaCO_3 foi maior nas plantas cultivadas no solo com aplicação de LV. Já o acúmulo de K nestas plantas foi menor. O maior acúmulo de K nas plantas cultivadas no solo contaminado com carbonato de Ba foi observado no solo SR e a menor concentração foi observada no solo com aplicação de CA (Tabela 16).

Assim como as plantas cultivadas com BaCO_3 , as cultivadas com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ apresentaram maior concentração de K no solo remediado com LV e este apresentou menor acúmulo. A menor concentração foi encontrada nas plantas cultivadas no solo remediado com CA, e o acúmulo não variou entre as plantas cultivadas nos solos SR e remediados com LE, CA e EB (Tabela 16).

A concentração de K na parte aérea das plantas de sorgo cultivadas no solo contaminado com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ foi maior nas cultivadas no solo com aplicação de EB e a menor concentração no solo remediado com LE, enquanto o acúmulo foi maior nas plantas cultivadas no solo com aplicação de CA e menor nas cultivadas no solo com LV (Tabela 16).

O acúmulo de K na parte aérea das plantas de sorgo em relação ao tipo de remediação, seguindo ordem crescente, foi a seguinte: $\text{CA} < \text{LE} \leq \text{SR} \leq \text{EB} \leq \text{LV}$ e o acúmulo variou da seguinte maneira: $\text{LV} < \text{SR} = \text{LE} = \text{EB} = \text{CA}$.

4.7. Indicadores de qualidade do solo

4.7.1 Respiração basal (RB) e carbono da biomassa microbiana (CBM)

A taxa de respiração basal (RB) foi maior no solo CO que na maioria dos solos contaminados com Ba e o CBM não variou em relação ao solo controle, com exceção do tratamento contaminado com carbonato de bário na presença do remediador LV (Tabela 17).

Tabela 17: Respiração Basal e Carbono da Biomassa Microbiana em solo contaminado com sais de Ba e tratados com diferentes remediadores.

Sal de Ba	Remediadores					Média
	SR	LE	LV	EB	CA	
Respiração Basal do Solo ($\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ solo dia}^{-1}$)						
BaSO ₄	0,31 aC*	0,54 aAB	0,43 aBC	0,35 aC*	0,69 aA	0,47 a
BaCO ₃	0,29 aB*	0,32 bB*	0,27 bB*	0,40 aB*	0,69 aA	0,39 b
Ba(NO ₃) ₂	0,34 aA*	0,36 bA*	0,35 abA*	0,41 aA*	0,42 bA*	0,38 b
BaCl ₂ .2H ₂ O	0,28 aB*	0,38 bB*	0,34 abB*	0,35 aB*	0,60 aA	0,39 b
Média	0,31 C	0,4 B	0,35 BC	0,39 BC	0,60 A	
Controle						0,60

P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,003; RxS = 0,001

Carbono da Biomassa Microbiana ($\text{mg C kg}^{-1} \text{ solo}$)						
BaSO ₄	646 abA	625 aA	597 aA	562 bA	571 aA	600 b
BaCO ₃	459 bAB	657 aA	248 bB*	588 bA	573 aA	505 b
Ba(NO ₃) ₂	772 aA	717 aA	709 aA	716 abA	805 aA	744 a
BaCl ₂ .2H ₂ O	840 aA	816 aA	774 aA	829 aA	684 aA	789 a
Média	679 A	704 A	582 A	674 A	659 A	
Controle						655

P>F Remediadores (R) = 0,086; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS = 0,036

(SR) sem remediação, (LE) lodo de esgoto, (LV) lama vermelha, (EB) esterco bovino e (CA) calcário. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas comparam na mesma linha, as minúsculas comparam na mesma coluna e * compara o controle (CO) com as médias dos tratamentos.

A fumigação do solo com o clorofórmio, além de matar, rompe as células microbianas liberando o carbono microbiano para o solo, permitindo assim sua extração (FRIGHETTO, 2000). Essa ruptura das células dos microrganismos pode ocorrer tanto em microrganismos ativos como inativos. Medidas de respiração microbiana refletem

diretamente a atividade de microrganismos heterótrofos e informam quanto o solo está bioativo (PAUL & CLARK, 1996).

Neste experimento, os microrganismos encontrados nos solos contaminados podem estar inativos ou em estado de dormência por causa da contaminação com Ba. Por isso, a respiração basal foi maior no solo controle que nos solos contaminados. Menor taxa de respiração basal também foi observada durante o período de 10 semanas em solo contaminado com elementos traço, comparado com o solo sem contaminantes (NWACHUKWU & PULFORD, 2011). ANDRADE & SILVEIRA (2004) observaram que a respiração do solo sem inoculação do FMA diminuiu com o aumento da concentração de Pb no solo e não foi observada diminuição na biomassa microbiana. Esses autores inferiram que a comunidade microbiana estaria em estado de dormência ou com atividade metabólica reduzida por causa do Pb disponível e discutiram que a passagem de um estado metabolicamente ativo a um estado de dormência pode ter um significado de sobrevivência, já que ajudaria o microrganismo a evitar a toxicidade por ETs.

O aumento do pH do solo pela aplicação de calcário pode estimular a população e a diversidade microbiana, resultando em aumento na atividade do solo (ACOSTA-MARTÍNEZ & TABATABAI, 2000). A atividade microbiana (respiração basal) do solo correlacionou-se positivamente com o pH do solo, sugerindo a importância do aumento de pH na atividade microbiana devido à adição de remediadores (LEE et al., 2009). Neste trabalho, o solo CO e os solos contaminados que tiveram a aplicação de calcário apresentaram aumento no pH (Tabela 3) e taxa de respiração basal maior que os demais solos contaminados (Tabela 17).

Avaliando a RB entre os remediadores, tendo como base um mesmo contaminante, é possível observar que, no solo contaminado com BaSO_4 , a utilização de CA, LE como remediadores aumentou a taxa de RB em relação ao solo sem remediação (Tabela 17). Em todos os tratamentos com solos contaminados com sais de Ba apresentaram RB maior quando o remediador aplicado foi o CA em comparação com o solo SR. No solo contaminado com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$, não houve diferença na RB entre os remediadores utilizados e o solo SR (Tabela 17).

No geral, a respiração basal seguiu a ordem CA>LE>LV>EB>SR nos solos remediados. LEE et al. (2011a) observaram que a aplicação de CA aumentou a respiração basal em solo contaminado com ETs e Arsênio comparado com o controle. O aumento da respiração basal em solos remediados demonstra que os remediadores melhoraram o habitat microbiano (RENELLA et al., 2008). Estudo sobre o efeito da aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto sobre a microbiota do solo demonstrou que houve aumento na respiração basal e no quociente metabólico do solo, enquanto a biomassa microbiana não aumentou com a adição do biossólido, provavelmente porque a aplicação do biossólido ocasionou mudanças importantes no ambiente, na comunidade microbiana e na atividade dos microrganismos do solo (CARDOSO & FORTES NETO, 2000).

Comparando os solos contaminados com os sais de bário e o mesmo remediador, observa-se que a RB no solo SR e no solo com EB como remediador não diferiram (Tabela 17). Nos solos em que os remediadores utilizados foram LE e LV, o solos contaminados com BaSO_4 apresentaram RB maior quando comparado com as outras fontes de contaminação. A aplicação de LV como remediador não alterou a RB nos solos contaminados com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, sendo que os dois últimos sais não diferiram do tratamento com BaCO_3 e nem do BaSO_4 (Tabela 17). O uso do CA como remediador aumentou a respiração basal em quase todos os solos, sendo que nos solos contaminados com BaSO_4 , BaCO_3 e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ o aumento foi maior que o no solo contaminado com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ (Tabela 17).

Os solos contaminados com BaSO_4 apresentaram maior RB que os solos contaminados com BaCO_3 , $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. Os solos remediados com CA e com LE apresentaram maior RB que os solos com os demais remediadores aplicados. Esses resultados demonstram que o solo com a forma menos solúvel de Ba teve maior RB, indicando efeito negativo do Ba na comunidade microbiana.

A aplicação dos remediadores ao solo não alterou o CBM nos solos contaminados com BaSO_4 , $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. Nos solos contaminados com BaCO_3 , a aplicação de LV como remediador resultou menor CBM aos demais solos remediados (Tabela 17).

Comparando os solos com aplicação de LE e CA como remediadores com os diferentes tipos de contaminação, nota-se que os valores de CBM (Tabela 17). O solo com aplicação de EB como remediador apresentou CBM maior nos vasos contaminados com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, e não diferiu do valor de CBM obtido no solo contaminado com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ (Tabela 17).

No geral, a utilização de remediadores não afetou o CBM em relação ao solo sem remediação (Tabela 17). Em outro estudo, solo remediado com CA não mostrou diferenças significativas na biomassa microbiana (LEE et al., 2009). Já LOMBI et al. (2002a) observaram aumento na biomassa microbiana com a aplicação de lama vermelha.

4.7.2 Quociente metabólico

O solo CO apresentou um $q\text{CO}_2$ maior que a maioria dos solos contaminados, não diferindo apenas dos solos contaminados com BaSO_4 com aplicação LE e CA, nos solos contaminados com BaCO_3 e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ com aplicação de CA (Tabela 18).

Geralmente é observada correlação negativa entre ETs e respiração basal em solo contaminado. O quociente metabólico ($q\text{CO}_2$) representa a quantidade de CO_2 liberada por unidade de C-microbiano, ou seja, demonstra o quanto a biomassa microbiana é eficiente na utilização de carbono disponível para biossíntese e é considerado um indicador sensível para estimar a atividade biológica (BHATTACHARYYA et al., 2008).

No geral, são encontrados maiores valores de $q\text{CO}_2$ em condições adversas à comunidade microbiana, onde se gasta mais C oxidável para sua manutenção (MELLONI et al., 2001). Foi observado $q\text{CO}_2$ maior em solo contaminado com elementos traço em comparação com o solo sem contaminação, indicando estresse pelo metal (ZHANG et al., 2010). No entanto, populações microbianas do solo são conhecidas por serem altamente adaptáveis às condições do solo e a mudanças e

podem desenvolver resistência a elementos traço tóxicos (CHEW et al., 2001).

Tabela 18: Quociente Metabólico em solo contaminado com sais de Ba e tratados com diferentes remediadores.

Sal de Ba	Remediadores					Média
	SR	LE	LV	EB	CA	
$(\mu\text{g C-CO}_2 \text{ mg}^{-1} \text{ CBM hora}^{-1})$						
BaSO ₄	0,14 aC*	0,28 aAB	0,18 bBC*	0,16 aC*	0,36 abA	0,23 a
BaCO ₃	0,18 aB*	0,14 bB*	0,45 aA*	0,17 aB*	0,39 aA	0,27 a
Ba(NO ₃) ₂	0,17 aA*	0,12 bA*	0,12 bA*	0,18 aA*	0,14 cA*	0,15 b
BaCl ₂ .2H ₂ O	0,08 aB*	0,12 bB*	0,13 bB*	0,12 aB*	0,25 bA	0,14 b
Média	0,14 C	0,16 C	0,22 B	0,16 C	0,29 A	
Controle						0,31
P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS =0,001						

(SR) sem remediação, (LE) lodo de esgoto, (LV) lama vermelha, (EB) esterco bovino e (CA) calcário. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas comparam na mesma linha, as minúsculas comparam na mesma coluna e * compara o controle (CO) com as médias dos tratamentos.

Neste trabalho foi observado menor valor de $q\text{CO}_2$ nos solos contaminados que no solo controle (CO) (Tabela 18), mostrando que os microrganismos podem ter sido tolerantes a contaminação com sais de Ba, pois uma mesma unidade de carbono do solo contaminado liberou menos CO_2 que o solo CO, sugerindo, portanto, que a comunidade microbiana era resistente ao Ba. No entanto, o $q\text{CO}_2$ maior no solo controle que nos solos contaminados pode representar que a comunidade microbiana do solo controle estava mais ativa por ter uma qualidade do solo melhor e a comunidade microbiana do solo contaminado com Ba estaria inativa ou em estado de dormência. OHYA et al. (1988) observaram que, em solos poluídos com ET, a respiração do solo diminui com o aumento da concentração de metais e sugeriram que a respiração basal está muitas vezes relacionada com o C da biomassa e com a

comunidade metabolicamente inativa ou em estado de dormência.

Nos tratamentos com solo contaminado por BaSO_4 e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, os que tiveram aplicação de CA tiveram $q\text{CO}_2$ maior em comparação com o solos SR e com os demais solos remediados (Tabela 18). No solo contaminado com BaCO_3 e com aplicação de LV, o $q\text{CO}_2$ apresentou maior valor, seguido do solo com aplicação do remediador CA, enquanto o solo SR não diferiu dos solos remediados com LE e EB (Tabela 18). No solo contaminado com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$, o $q\text{CO}_2$ não variou entre os solos com os diferentes remediadores e o solo SR (Tabela 18). De maneira geral, o $q\text{CO}_2$ foi maior nos solos com a aplicação de CA em relação ao solo SR na maioria dos solos contaminados seguido dos solos com uso de LV.

Nos solos SR e com EB os valores de $q\text{CO}_2$ não variaram nos solos contaminados com os diferentes sais de Ba (Tabela 18). Os solos com aplicação de LE apresentaram maior $q\text{CO}_2$ nos solos contaminados com BaSO_4 que nos demais solos contaminados (Tabela 18). Solos que utilizaram LV e CA como remediador tiveram um $q\text{CO}_2$ maior no solo contaminado com BaCO_3 , seguido do encontrado no solo contaminado com e BaSO_4 (Tabela 18).

4.7.3 Hidrólise do FDA e atividade da enzima desidrogenase

Diferente da RB e do $q\text{CO}_2$, a atividade das enzimas do complexo FDA tiveram menor atividade no solo controle em quase todos dos tratamentos, não diferindo apenas dos tratamentos com solos contaminados por BaSO_4 (Tabela 19), mostrando que o Ba, na concentração usada, afetou positivamente a atividade da enzima, estimulando-a. Isso se verifica, pois, comparando o CO com o solo contaminado com aplicação de CA, o primeiro apresentou uma atividade menor, com exceção do solo contaminado com BaSO_4 . A maioria dos estudos mostra que a contaminação do solo com ETs tem um efeito negativo sobre a atividade enzimática. Parece que a alta concentração de elementos traço é a principal responsável por estas reduções (KUPERMAN &

CARREIRO, 1997). Diminuição da atividade enzimática com a contaminação do solo por ETs foi observada por vários autores. Entretanto, nenhuma diferença na atividade da hidrólise do FDA em relação ao solo sem contaminação foi encontrada em solo contaminado com Cu e Cr (D'ASCOLI et al., 2006). BHATTACHARYYA et al. (2008) observaram que a atividade da FDA em solo de aterro contaminado com ETs foi significativamente maior que o solo não contaminado. As atividades das enzimas uréase, fosfatase alcalina e fosfatase ácida do solo foram significativamente maiores em solos com altas doses de cobre, zinco, estanho e bário (WYSZKOWSKI et al., 2006). Essa diferença nos resultados obtidos para enzimas pode ser explicada pelo fato de que o modo de ação dos metais varia entre as enzimas e pouco se sabe sobre os mecanismos pelos quais os metais interagem com as milhares de enzimas existentes no solo (HINOJOSA et al., 2004).

Tabela 19: Atividade da Hidrólise do FDA em solo contaminado com sais de Ba e tratados com diferentes remediadores.

Sal de Ba	Remediadores					Média
	SR	LE	LV	EB	CA	
Hidrólise do FDA (μg fluoresceína g^{-1} solo h^{-1})						
BaSO ₄	8,3 bA	10,1 cA	8,4 bA	9,6 cA	7,1 bA	8,7 c
BaCO ₃	14,0 aA*	16,3 bA*	14,8 aA*	17,3 bA*	13,5 aA*	15,2 b
Ba(NO ₃) ₂	14,7 aB*	25,1 aA*	18,0 aB*	27,7 aA*	16,2 aB*	20,3 a
BaCl ₂ .2H ₂ O	18,8 aBC*	22,6 aB*	17,4 aC*	29,2 aA*	17,3 aC*	21,1 a
Média	13,9 B	18,53 A	14,62 B	20,96 A	13,52 B	
Controle	6,31					
P>F Remediadores (R) = 0,001; Sais de Ba (S) = 0,001; RxS = 0,001						

(SR) sem remediação, (LE) lodo de esgoto, (LV) lama vermelha, (EB) esterco bovino e (CA) calcário. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. Letras maiúsculas comparam na mesma linha, as minúsculas comparam na mesma coluna e * compara o controle (CO) com as médias dos tratamentos.

A atividade da enzima desidrogenase, apesar de um resultado baixo, teve um comportamento oposto ao da FDA. Os solos contaminados com BaSO_4 apresentaram maior atividade da enzima desidrogenase, mas não diferiram dos tratamentos com solos contaminados com BaCO_3 , e os solos contaminados com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ e $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ (Figura 1) apresentaram menor atividade, indicando que a contaminação com Ba diminuiu a atividade dessa enzima.

O solo SR e os solos remediados com LV e com CA se comportaram da mesma maneira, sendo que o solo contaminado com BaSO_4 apresentou menor atividade da FDA que os outros sais de Ba (Tabela 19). Menor atividade também foi observada no solo contaminado com BaSO_4 quando os remediadores utilizados foram o LE e o EB, enquanto a maior atividade foi encontrada nos solos contaminados com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Tabela 19), mostrando que os solos com as formas mais solúveis de Ba apresentaram maior atividade da hidrólise do FDA, ajudando a comprovar que o Ba pode estimular a atividade.

A atividade do FDA não diferiu entre os solos remediados e o solo sem remediação (SR) quando os contaminantes eram BaSO_4 e BaCO_3 (Tabela 19). Os solos contaminados com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ apresentaram maior atividade enzimática quando o remediador usado foi o EB e o LE quando comparado com o solo SR (Tabela 19). Os solos com aplicação de LE apresentaram maior atividade da enzima desidrogenase quando comparados com os demais tratamentos, já os solos com uso de EB também tiveram aumento na atividade enzimática (Figura 1). Provavelmente o aumento da atividade enzimática nos solos com aplicação de LE e EB está ligado ao fato desses solos terem recebido maior quantidade de C orgânico (Tabela 4).

A matéria orgânica do solo pode contribuir para amenizar os efeitos da contaminação de elementos traço no solo (D'ASCOLI et al., 2006). Aumento na atividade da hidrólise do FDA ocorreu com o aumento das doses de LE (BERTTIOL & FERNANDES, 2004). A aplicação de esterco bovino em solo contaminado com ETs aumentou a atividade microbiana (BAKER et al., 2011). A atividade enzimática em solo contaminado foi maior com a aplicação de compostos orgânicos como remediador quando comparado com o solo sem remediador, devido ao fato de a matéria orgânica

reduzir a concentração dos metais na solução do solo, diminuindo sua biodisponibilidade (PÉREZ-DE-MORA et al., 2005). A aplicação de lodo de esgoto aumentou a atividade enzimática em solo contaminado com ETs (ALVARENGA et al., 2009). Adubos orgânicos contêm uma elevada percentagem de matéria orgânica humificada que pode diminuir a biodisponibilidade dos elementos traço no solo (MARQUES et al., 2008). Essa diminuição ocorre porque a matéria orgânica funciona como um colóide, pois possui cargas negativas que retêm o metal, reduzindo sua disponibilidade.

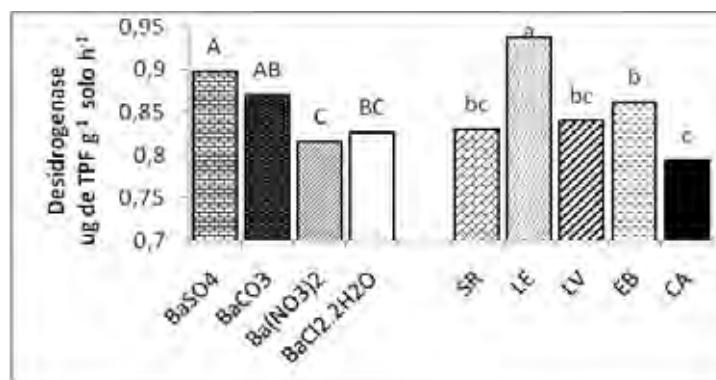


Figura 1: Atividade da enzima desidrogenase em solo contaminado com sais de Ba e tratados com diferentes remediadores, sem remediação (SR) e com remediação com lodo de esgoto (LE), lama vermelha (LV), esterco bovino (EB) e calcário (CA) Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

5. CONCLUSÕES

a) A massa seca de raízes e da parte aérea diminui com o aumento da solubilidade dos sais de Ba.

b) A aplicação de lama vermelha no solo causa redução da massa seca de raiz e da parte aérea de sorgo, enquanto a aplicação de LE e CA causam aumento.

c) As plantas de sorgo concentraram e acumularam bário na sua parte aérea, sendo que as cultivadas no solo contaminado com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ acumulam e concentram maior quantidade de Ba e as cultivadas no solo contaminado com BaSO_4 acumulam e concentram menor quantidade de Ba.

d) A aplicação de LV ao solo reduz a concentração e o acúmulo de Ba na raízes na parte aérea das plantas de sorgo enquanto a aplicação de EB aumenta a concentração e o acúmulo de Ba.

e) Com exceção da aplicação de EB ao solo, todos os outros remediadores foram eficientes em impedir a absorção de Ba para a parte aérea das plantas, diminuindo o risco de entrada de metais no meio ambiente.

f) A contaminação do solo com as formas mais solúveis de Ba promove diminuição da concentração e acúmulo de Ca nas raízes e na parte aérea, mostrando assim que o Ba interfere na absorção do Ca.

g) As plantas cultivadas nos solos contaminados com as formas solúveis de Ba mais concentram maior quantidade de K nas raízes, entretanto, na parte aérea há menor acúmulo de K.

h) O solo contaminado com sais de Ba apresentou menor $q\text{CO}_2$ e RB que o solo controle. Isso pode ter ocorrido, possivelmente, pelo fato de a comunidade microbiana do solo contaminado com Ba estar inativa ou dormente.

i) A contaminação de Ba na forma dos sais BaCO_3 , $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ estimula a atividade do FDA. Entretanto, mais estudos são necessários para confirmar essas afirmações.

j) A aplicação dos remediadores CA, LE e LV em solo contaminado com bário

elevou a RB e o $q\text{CO}_2$. A adição de LE e EB aumentou a atividade da hidrólise do FDA nos solos contaminados com $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, indicando que a adição de C orgânico estimula a atividade dessa enzima.

6. REFERÊNCIAS

ABREU, C. A., ABREU, M. F., BERTON, R. S. Análise química de solo para metais pesados. In: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. (Org.). **Tópicos em Ciência do Solo**. 1 ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002, v. 2, p. 645-692.

ACCIOLY, A.M.A.; SIQUEIRA, J.O, CURI, 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.

ACOSTA-MARTÍNEZ, V., TABATABAI, M.A.. Enzyme activities in a limed agricultural soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 31, p. 85–91, 2000.

ALEF, K. Soil respiration. In: ALEF K.; NANNIPIERI P. (Ed). **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. Academic Press, London. p. 214-219, 1995.

ALMÁS, A., SINGH, B.R., SALBU, B. Mobility of cadmium-109 and zinc-65 in soil influenced by equilibration time, temperature, and organic matter. **Journal Environmental Quality**, v. 28. P, 1742–1750, 1999.

ALVARENGA, P., PALMA, P., GONÇALVES, A.P., FERNANDES, R.M., VARENNE, A., VALLINI, G., DUARTE, E., CUNHA-QUEDA, A.C.Organic residues as immobilizing agents in aided phytostabilization: (II) Effects on soil biochemical and ecotoxicological characteristics. **Chemosphere**, v. 74, p. 1301–1308, 2009.

ANDERSON, T.H. Physiological analysis of microbial communities in soil: applications and limitations. In: RITZ K.; DIGHTON J.; GILLER K.E. (Ed). **Beyond the biomass**. **British Society of Soil Science**, London. p. 67-76, 1994.

ANDRADE, S.A.L.; SILVEIRA, A.P.D.. Biomassa e atividade microbianas do solo sob influência de chumbo e da rizosfera da soja micorrizada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 12, p. 1191-1198, 2004.

ANDREOLA, F.; FERNADES, S.A.P. Microbiota do Solo na Agricultura Orgânica e no Manejo das Culturas. In: Silveira, A.P.D.; Freitas, S.S. (Ed.), **Microbiologia do solo e qualidade ambiental**, Campinas: Instituto Agronômico, 2007, p.21-37.

ANTON, D.F.P. **Toxidez do níquel em arroz e feijão**. 1990. 144p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

APAK, R.; TÜTEM, E.; HÜGÜL, M.; HIZAL, J. Heavy metal cation retention by unconventional sorbents (red muds and fly ashes). **Water Research**, v. 32, n. 2, p. 430-440, 1998.

ARAÚJO, A.S.F., MONTEIRO, R.T.R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007.

BAKER, L.R., WHITE, P.M., PIERZYNSKI, G.M. Changes in microbial properties after manure, lime, and bentonite application to a heavy metal-contaminated mine waste. **Applied Soil Ecology**, v. 48, p. 1–10, 2011.

BARROS, Y.A., MELO, V.F., DIONÍSIO, J.A., OLIVEIRA, E.B., CARON, L., KUMMER, L., AZEVEDO, J.C.R., SOUZA, L.C.P. Indicadores de qualidade de solos em área de mineração e metalurgia de chumbo. I – microrganismos, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1397-1411, 2010.

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 of Environmental Quality**, v. 30, p. 1222–1230, 2001.

BASTA, N.T.; MCGOWEN, S.L. Evaluation of chemical immobilization treatments for reducing heavy metal transport in a smelter-contaminated soil. **Environmental Pollution**, v. 127, p. 73-82, 2004.

BERTOCCHI, A.F.; GHIANI, M.; PERETTI, R.; ZUCCA, A. Red mud and fly ash for remediation of mine sites contaminated with As, Cd, Cu, Pb and Zn. **Journal of Hazardous Materials**, v. 134, p. 112–119, 2006.

BETTIOL, W., FERNANDES, S.A.P. Efeito do lodo de esgoto na comunidade microbiana e atributos químicos do Solo. **Comunicado Técnico**, n. 24. Embrapa Meio Ambiente, 2004.

BHATTACHARYYA, P., MITRA, A., CHAKRABARTI, K., CHATTOPADHYAY, D. J., CHAKRABORTY, A., KIM, K. Effect of heavy metals on microbial biomass and activities in century old landfill soil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 136, p. 299-306, 2008.

BOLAN, N.S., ADRIANO, D.C., DURAISAMY, P., MANI, A., Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. III. Effect of biosolid compost addition. **Plant and Soil**, v. 256, p.231–241, 2003b.

BOLAN, N.S., ADRIANO, D.C., MANI, P.A., DURAISAMY, A. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. II. Effect of lime addition. **Plant and Soil**, v. 251, p.187–198, 2003a.

BOLAN, N.S.; DURAISAMY, V.P. Role of inorganic and organic soil amendments on immobilization and phytoavailability of heavy metals: a review involving specific case studies. **Australian Journal of Soil Research**, v. 41, p. 533-555, 2003.

BOSE, S.; CHANDRAYAN, S.; RAI, V.; BHATTACHARYYA, A.K.; RAMANATHAN, A.L. Translocation of metals in pea plants grown on various amendment of electroplating industrial sludge. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 4467–4475, 2008.

BROOKES, P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology and Fertility of Soils**, v.19, p. 269-279, 1995.

BROWN, S.; CHANEY, R.; HALLFRISCH, J.; RYAN, J.A.; BERTI, W.R. In situ treatments to reduce the phyto- and bioavailability of lead, zinc and cadmium. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, p. 522-531, 2004.

BURGOS, P., MADEJÓN, P., CABRERA, F., MADEJÓN, E. By-products as amendment to improve biochemical properties of trace element contaminated soils: Effects in time. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 64, p. 481-488, 2010.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. 1999. **Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: Barium (1999)**. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.

CARDOSO, E.J.B.N.; FORTES NETO, P. Aplicabilidade do biossólido em plantações florestais: alterações microbianas no solo. In: Bettiol, W.; Camargo, O. A. (Org.) **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 197-202.

CASTALDI, P., MELIS, P., SILVETTI, M., DEIANA, P., GARAU, G. Influence of pea and wheat growth on Pb, Cd, and Zn mobility and soil biological status in a polluted amended soil. **Geoderma**, v., 151, p. 241–248, 2009.

CASTALDI, P.; MELIS, P. Growth and yield characteristics and heavy metals content on tomatoes grown in different growing media. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 35, p. 85–98, 2004.

CASTALDI, P.; SANTONA, L.; MELIS, P. Heavy metal immobilization by chemical amendments in a polluted soil and influence on white lupin growth. **Chemosphere**, v. 60, p. 365-371, 2005.

CASTRO, L. A. R.; ANDREOLI, C.V.; PEGORINI, E. S.; TAMANINI, C. R. FERREIRA, A. C. Efeitos do lodo de esgoto como recuperados de áreas degradadas com finalidade agrícola. In: V SIMPOSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2002. **Anais**. jun., 2002.

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

CHEW, I., OBBARD, J.P., STANFORTH, R.R. Microbial cellulose decomposition in soils from a rifle range contaminated with heavy metals. **Environmental Pollution**, v. 111, p. 367-375, 2001.

CHLOPECKA, A.; ADRIANO, D.C. Mimicked in-situ stabilization of metals in a cropped soil: bioavailability and chemical form of zinc. **Environmental Science & Technology**, v. 30, p. 3294– 3303, 1996.

CHOUHDURY, H. & CARY, R. 2001. **Barium and barium compounds**. Concise International Chemical Assessment Document 33. World Health Organization. Disponível em: <<http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad33.htm>> Acessado em: 09/2011.

CLEMENTE, R.; WALKER, D.J.; BERNAL, M.P. Uptake of heavy metals and As by Brassica juncea grown in a contaminated soil in Aznacóllar (Spain). the effect of soil amendments. **Environmental Pollution**, v. 138, p. 46-58, 2005.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Fixa de informação toxicológica**. 2011. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/bario.pdf>>. Acessado: 01/2012.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução No 420, de 28 de dezembro de 2009**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acessado em: 01/2010.

CORREIA, J.C., BÜLL, L.T., CRUSCIOL, C.A.C., FERNANDES, D.M. PERES, M.G.M. Aplicação superficial de diferentes fontes de corretivos no crescimento radicular e produtividade da aveia preta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1583-1590, 2008.

COSCIONE, A.R., BERTON, R.S. Barium extraction potential by mustard, sunflower and castor bean, **Scientia Agricola**, v. 66, p. 59–63, 2009.

CUNHA, F.G.; MACHADO, G. J. **Estudos de geoquímica ambiental e o impacto na saúde pública no município de São Gonçalo do Piauí, estado do Piauí**. 2004. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/gestao/estudo_geoq_amb.pdf>. Acessado em: 01/2009.

D'ASCOLI, R., RAO, M.A., ADAMO, P., RENELLA, G., LANDI, L., RUTIGLIANO, F.A., TERRIBILE, F., GIANFREDA, L. Impact of river overflowing on trace element contamination of volcanic soils in south Italy: Part II. Soil biological and biochemical properties in relation to trace element speciation **Environmental Pollution**, v. 144, p. 317-326, 2006.

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek and B.A. Stewart (eds.). **Defining Soil Quality for a Sustainable Environment**. SSSA Special Publication Number 35, Madison, Wisconsin, USA, 1994, p. 3-21.

ECO-SSL, 2005 - **Ecological Soil Screening Levels For Barium Interim Final**. U.S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response. 1200 Pennsylvania Avenue, N.W. Washington, DC 20460.

EHC 107. **ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA 107**. World Health Organization Geneva, 1990. Disponível em: < <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc107.htm>>. Acessado em: 04/2009.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solos**. Rio de Janeiro, 1997. 212p.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency Washington DC). **TOXICOLOGICAL REVIEW OF BARIUM AND COMPOUNDS**. 2005. Disponível em: < <http://www.epa.gov/IRIS/toxreviews/0010-tr.pdf>>. Acessado em: 04/2009.

EPSTEIN, E., LEGGETT, C.E. The absorption of alkaline earth cations by barley roots: kinetics and mechanism. **American Journal of Botany**, v. 41, p. 785-791. 1954.

FARÍAS, S.S., CASA, V.A., VÁZQUEZ, C., FERPOZZI, L., PUCCI, G.N., COHEN, I.M.

Natural contamination with arsenic and other trace elements in ground waters of Argentine Pampean Plain. **The Science of the Total Environment**, v. 309, p. 187–199, 2003.

FERNANDES, S.A.P., BETTIOL, W., CERRI, C.C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. **Applied Soil Ecology**, v. 30, p. 65–77, 2005.

FILIUS, A.; STRECK, T.; RICHTER, J. Cadmium sorption and desorption in limed topsoils as influenced by pH: isotherms and simulate leaching. **Journal Environmental Quality**, v. 27, p. 12–18, 1998.

FRIESL, W.; HORAK, O.; WENZEL, W.W. Immobilization of heavy metals using inorganic amendments in greenhouse study. **Journal of Plant Nutrition Soil Science**, v. 166, p. 191-196, 2003.

FRIESL, W.; HORAK, O.; WENZEL, W.W. Immobilization of heavy metals in soils by the application of bauxite residues: pot experiments under field conditions. **Journal of Plant Nutrition Soil Science**, v. 167, p. 54-59, 2004.

FRIGHETTO, R.T.S.; SCHNEIDER, R.P. Problemas encontrados na avaliação de microorganismos do solo. In: Frighetto, R.T.S., Valarini, P.J. (Coords). **Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.41-44. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 21).

FUNGARO, D.A.; FUES, M.S.M.; CELEBRONI, A.P. Estabilização de solo contaminado com zinco usando zeólita sintetizadas a partir de cinzas de carvão. **Química Nova**, v. 27, n. 4, p. 582-585, 2004.

GADEPALLE, V.P., OUKI, S.K., HERWIJNEN, R.V., HUTCHINGS, T. Immobilization of Heavy Metals in Soil Using Natural and Waste Materials for Vegetation Establishment on Contaminated Sites. **Soil & Sediment Contamination**, v. 16, p. 233–251, 2007.

GALBIATTI, J.A., CAVALCANTE, I.H.L., CALZAVARA, S.A., SILVA, V.L. Substratos e lâminas de irrigação em duas espécies cítricas. **Irriga**, v. 10, p. 341-348, 2005

GARAU, G.; CASTALDI, P.; SANTONA, L.; DEIANA, P.; MELIS, P. Influence of red mud, zeolite and lime on heavy metal immobilization, culturable heterotrophic microbial populations and enzyme activities in a contaminated soil. **Geoderma**, v. 142, p. 47–57, 2007.

GARCÍA-SANCHEZ, A.; ALASTUEY, X. Querol, Heavy metal adsorption by different minerals: application to the remediation of polluted soils. **The Science of the Total Environment**, v. 242, p. 179–188, 1999.

GEEBLE, W.; ADRIANO, D.C.; VAN DER LELIE, D.; MENCH, M.; CARLEER, R.; CLIJSTERS, H.; VANGRONSVELD, J. Selected bioavailability assays to test the efficacy of amendment-induced immobilization of lead in soil. **Plant and Soil**, v. 249, p. 217-228, 2003.

GRAY, C.W., DUNHAM, S.J., DENNIS, P.G., ZHAO, F.J., MCGRATH, S.P. Field evaluation of in situ remediation of a heavy metal contaminated soil using lime and red-mud. **Environmental Pollution**, v. 142, p. 530-539, 2006.

HAKANSSON, I.; STENBERG, M.; RYDBERG, T. Long-term experiments with different depths of mouldboard ploughing in Sweden. **Soil and Tillage Research**, v.46, p.209-223, 1998.

HALING, R.E., SIMPSON, R.J., DELHAIZE, E., HOCKING, P.T. Effect of lime on root growth, morphology and the rhizosheath of cereal seedlings growing in an acid soil. **Plant Soil**, v. 327, p. 199–212, 2010.

HERNÁNDEZ, A.J., PASTOR, J. Relationship between plant biodiversity and heavy metal bioavailability in grasslands overlying an abandoned mine. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 30, p. 127–133, 2008.

HETTIARACHCHI, G.M.; PIERZYNSKI, G.M. In situ stabilization of soil lead using phosphorus and manganese oxide. **Journal Environmental Quality**, v. 31, p. 564-572, 2002.

HINOJOSA, M.B., CARREIRA, J.A., GARCÍA-RUÍZ, R., DICK, R.P. Soil moisture pre-treatment effects on enzyme activities as indicators of heavy metal-contaminated and reclaimed soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 36, p. 1559–1568, 2004.

HINOJOSA, M.B., CARREIRA, J.A., RODRÍGUEZ-MAROTO, J.M., GARCÍA-RUÍZ, R. Effects of pyrite sludge pollution on soil enzyme activities: Ecological dose–response model. **Science of the Total Environment**, v. 396, p. 89-99, 2008.

JONES, B,E,H., HAYNES, R.J., PHILLIPS, I.R. Addition of an organic amendment and/or residue mud to bauxite residue sand in order to improve its properties as a growth medium. **Journal of Environmental Management**, v.95, p. 29-38, 2012.

JONES, B,E,H., HAYNES, R.J., PHILLIPS, I.R. influence of organic waste and residue mud additions on chemical, physical and microbial properties of bauxite residue sand. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 18, p. 199–211, 2011.

KABATA-PENDIAS, A., 2010. Trace Elements in Soils and Plants, Fourth ed. CRC Press LLC, Boca Raton., 2010.

KANDELER, E.; KAMPICHLER, C.; HORAL, O. Influence of heavy metal on the functional diversity of soil microbial communities. **Biology and Fertility of Soils**, v. 23, p. 299–306, 1996.

KELLY, J.J.; HÄGGBLUM, M.M.; TATE, R.L. Effects of heavy metal contamination and remediation on soil microbial communities in the vicinity of a zinc smelter as indicated by analysis of microbial community phospholipid fatty acid profiles. **Biology and Fertility of Soils**, v. 38, p. 65–71, 2003.

KRISHNA, A.K.; GOVIL, P.K. Soil contamination due to heavy metals from an industrial area of Surat, Gujarat, Western India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 124, p. 263–275, 2007.

KUO, S.; JELLUM, E.J.; BAKER, A.S. Effects of soil type, mining and sludge application on zinc and cadmium availability to Swiss chard. **Soil Science**, v. 139, p. 122–130, 1985.

KUPERMAN, R.G. AND CARREIRO, M.M. Soil heavy metal, microbial biomass and enzyme activities in a contaminated grassland. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 29, n. 2, p. 179-190, 1997.

LAGAS, P.; LOCH, J. P. G.; BOM, C. M. & GERRINGA, L. J. A. The behavior of barium in a landfill and the underlying soil. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 22, p. 121-129, 1984.

LEE, S.H., KIM, E.Y., PARK, H., YUN, J., KIM, J.G. In situ stabilization of arsenic and metal-contaminated agricultural soil using industrial by-products. **Geoderma**, v. 161, p. 1-7, 2011a.

LEE, S.H., LEE, J.S., CHOI, Y.J., KIM, J.G. In situ stabilization of cadmium-, lead-, and zinc-contaminated soil using various amendments. **Chemosphere**, v. 77, p. 1069–1075, 2009.

LEE, S.H., PARK, H., KOO, N., HYUN, S. HWANG, A. Evaluation of the effectiveness of various amendments on trace metals stabilization by chemical and biological methods. **Journal of Hazardous Materials**, v. 188, p. 44–51, 2011b.

LI, G.Y., HU, N., DING, D.X., ZHENG, J.F., LIU, Y.L., WANG, Y.D., NIE, X.Q. Screening of Plant Species for Phytoremediation of Uranium, Thorium, Barium, Nickel, Strontium and Lead Contaminated Soils from a Uranium Mill Tailings Repository in South China. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 86, p. 646–652, 2011.

LI, P., WANG, X.X., ZHANG, T.L., ZHOU, D.M., HE., Y.Q. Distribution and Accumulation of Copper and Cadmium in Soil–Rice System as Affected by Soil Amendments. **Water Air Soil Pollution**, v. 196, p. 29–40, 2009.

LIU, Y., NAIDU, R., MING, H. Red mud as an amendment for pollutants in solid and liquid phases. **Geoderma**, v. 163, p. 1–12, 2011.

LLUGANY, M.; POSCHENRIEDER, C.; BARCELO, L. Assessment of barium toxicity in bush beans. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 39, p. 440–444, 2000.

LOMBI, E.; ZHAO, F.J.; ZHANG, G.; SUN, B.; FITZ, W.; ZHANG, H.; MCGRATH, S.P. In situ fixation of metals in soils using bauxite residue: biological effects. **Environmental Pollution**, v. 118, p. 445–452, 2002a.

LOMBI, E.; ZHAO, F.J.; ZHANG, G.; SUN, B.; FITZ, W.; ZHANG, H.; MCGRATH, S.P. In situ fixation of metals in soils using bauxite residue: chemical assessment. **Environmental Pollution**, v. 118, p. 435–443, 2002b.

LORSEKANN, M.E., **Caracterização, classificação e indicadores de qualidade do solo em localidades de agricultura familiar do estado do Rio Grande do Sul**. 2009. 77f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRS), Porto Alegre.

MALAVOLTA, E. **ABC da adubação**. 4 ed. São Paulo: Ceres. 1979.

MARQUES, A.P.G.C.; OLIVEIRA, R.S.; RANGEL, A.O.S.S.; CASTRO, P.M.L. Application of manure and compost to contaminated soils and its effect on zinc accumulation by *Solanum nigrum* inoculated with arbuscular mycorrhizal fungi. **Environmental Pollution**, v. 151, p. 608-620, 2008.

MARSOLA, T., MIYAZAWA, M., PAVAN, M.A. Acumulação de cobre e zinco em tecidos do feijoeiro em relação com o extraído do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p.92-98, 2005.

MCBRIDE, A.C., DALE, V.H., BASKARAN, L.M., DOWNING, M. E., EATON, L.M., EFROYMSON, R. A., GARTEN JR., C.T., KLINE, K.L., JAGER, H.I., MULHOLLAND, P. J., PARISH, E.S., SCHWEIZER, P. E., STOREY, J.M. Indicators to support environmental sustainability of bioenergy systems. **Ecological Indicators**, v. 11, p. 1277–1289, 2011.

MEHLICH, A. Mehlich-3 soil test extractant: a modification of the Mehlich 2 extractant. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 15, n.12, p.1409-1416, 1984.

MELLONI, R., SILVA, F.A.M., MOREIRA, F.M.S., FURTINI NETO, A.E. Pó de forno de

aciaria elétrica na microbiota do solo e no crescimento de soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 12, p. 1547-1554, 2001.

MELO, L.,C.A., ALLEONI, L.,R.F., CARVALHO, G., AZEVEDO, R.A., Cadmium- and barium-toxicity effects on growth and antioxidant capacity of soybean (*Glycine max* L.) plants, grown in two soil types with different physicochemical properties. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 000, p. 1–13, 2011.

MELO, W.J., MELO, G.M.P.; MELO, V.P.; BERTIPAGLIA, L.M.A. **Experimentação sob condições controladas**. FUNEP, Jaboticabal, SP, 1998. 86p.

MENZIE, C.A., SOUTHWORTH, B., STEPHENSON, G., FEISTHAUER, N. The Importance of Understanding the Chemical Form of a Metal in the Environment: The Case of Barium Sulfate (Barite). **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 14, p. 974–991, 2008.

MESQUITA, A.A.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; OLIVEIRA, C.; MAZUR, N.; SANTOS, F.S. Remediação de solos tratados com lodo rico em zinco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.3, p.738–744, 2006.

MINEROPAR. Minerais do Paraná S.A. **Geoquímica de solo - Horizonte B: Relatório final de projeto**. Curitiba: Mineropar, 2005. Disponível em < http://www.mineropar.pr.gov.br/arquivos/File/publicacoes/relatorios_concluidos/12_1_relatorios_concluidos.pdf>. Acessado: 10/2011.

MONTEIRO, F.A., NOGUEIROL, R.C., MELO, L.C.A., ARTUR, A.G., ROCHA, F. Effect of Barium on Growth and Macronutrient Nutrition in Tanzania Guineagrass Grown in Nutrient Solution. **Soil Science and Plant Analysis**, v. 42, p. 1510-1521, 2011.

NAVARRO, A.; COLLADO, D.; CARBONELL, M.; SANCHEZ, J.A. Impact of mining activities on soils in a semi-arid environment: Sierra Almagrera district, SE Spain. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 26, p. 383–393, 2004.

NOBILE, F.O., GALBIATTI, J.A., MURAISHI, R., RIBEIRO, A.G., FREDDI, O.S. Quantificação de macronutrientes no solo e em folhas de cana-de-açúcar em função de doses de resíduo da mineração de bauxita. **Engenharia Agrícola**, v. 30, p.168-178, 2010.

NOBILE, F.O. ; GALBIATTI, J.A.; MURAISHI, R.I.; CORDIDO, J.P.B.R.; ANDRIÃO, M.A. Doses de composto de lixo no substrato e dois níveis de irrigação em crisântemo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 36., 2007, Bonito. Anais. Bonito: SBEA, 2007. 1 CD-ROM.

NOBILE, F.O., GALBIATTI, J.A., MURAISHI, R.I., ARAUJO, J.R. Variáveis biométricas da cana-de-açúcar fertilizada com resíduos orgânico e industrial e irrigada com água servida e potável. **Engenharia Agrícola**, v. 31, p. 193-200, 2011.

NOGUEIRA, T.A.R., MELO, W.J., FONSECA, I.M., MARQUES, M.O., HE, Z. Barium uptake by maize plants as affected by sewage sludge in a long-term field study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 181, p.1148–1157, 2010.

NWACHUKWU, O.I., PULFORD, I.D. Microbial respiration as an indication of metal toxicity in contaminated organic materials and soil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, p. 1140–1147, 2011.

OHYA, H.; FUJIWARA, S.; KOMAI, Y.; YAMAGUCHI, M. Microbial biomass and activity in urban soils contaminated with Zn and Pb. **Biology and Fertility of Soils**, v.6, p.9-13, 1988.

OLIVEIRA, I.O., SANTOS, A.B., COSTA, K.A.P. Produção de Sementes Sadias de Feijão Comum em Várzeas Tropicais - Correção da Acidez do Solo. Embrapa Arroz e Feijão Sistemas de Produção, N° 4, 2004.

OLIVEIRA, M.T.G.; ROLIM, S.B.A.; MELLO-FARIAS, P.C.; MENEGUZZI, A.; LUCTKMEIRER, C. Industrial Pollution of Environmental Compartments in the Sinos River Valley, RS, Brazil: Geochemical–Biogeochemical Characterization and Remote Sensing. **Water Air Soil Pollut**, v. 192, p. 183–198, 2008.

PARK, J.H., LAMB, D., PANEERSELVAM, P., CHOPPALA, G., BOLAN, N. CHUNG, J.W. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, p. 549–574, 2011.

PAUL, E.A. & CLARK, F.E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2.ed. London, Academic Press, 1996. p.109-127.

PAULOSE, B.; DATTA, S.P.; RATTAN, R.K.; CHHONKAR, P.K. Effect of amendments on the extractability, retention and plant uptake of metals on a sewage-irrigated soil. **Environmental Pollution**, v. 146, p. 19-24, 2007.

PÉREZ DE MORA, A., ORTEGA-CALVO, J.J., CABRERA, F., MADEJÓN, E. Changes in enzyme activities and microbial biomass after “in situ” remediation of a heavy metal-contaminated soil. **Applied Soil Ecology**, v. 28, p. 125–137, 2005.

PÉREZ-DE-MORA, A., BURGOS, P., MADEJÓN, E., CABRERA, F., JAECKEL, P., SCHLOTER, M. Microbial community structure and function in a soil contaminated by heavy metals: effects of plant growth and different amendments. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, p. 327–341 2006.

PHILLIPS, I.R. Use of soil amendments to reduce nitrogen, phosphorus and heavy metal availability. **Journal of Soil Contamination**, v. 7, p. 191-212, 1998.

PICHTEL, J.; KUROIWA, K.; SAWYERR, H.T. Distribution of Pb, Cd and Ba in soils and plants of two contaminated sites. **Environmental Pollution**, v. 110, p. 171-178, 2000.

RAGHU, V. Accumulation of elements in plants and soils in and around Mangampeta and Vemula barite mining areas, Cuddapah District, Andhra Pradesh, India. **Environmental Geology**, v. 40, p. 1265–1277, 2001.

RENELLA, G., LANDI, L., ASCHER, J., CECCHERINI, M.T., PIETRAMELLARA, G., MENCH, M., NANNIPIERI, P. Long-term effects of aided phytostabilization of trace elements on microbial biomass and activity, enzyme activities, and composition of microbial community in the Jales contaminated mine spoils. **Environmental Pollution**, v. 152, p. 702-712, 2008.

RIBEIRO, A.G., GALBIATI, J.A. Aplicação do resíduo da mineração de bauxita em cana-de-açúcar, **Holos Environment**, v. 9, p. 113,- 127, 2009.

RIJKENBERG. M.J.A., DEPREE, C.V. Heavy metal stabilization in contaminated road-derived sediments. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 1212–1220, 2010.

ROCHA, T. R. **Utilização de lodo de esgoto na agricultura: um estudo de caso para as bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiáí**, 1998. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de São Paulo, Piracicaba, 1998.

SANTONA, L.; CASTALDI, P.; MELIS, P. Evaluation of the interaction mechanisms between red muds and heavy metals. **Journal of Hazardous Materials**, v. 136, p. 324–329, 2006.

SARRUGE, J.A.; HAAG, H.P. **Análises químicas em plantas**. Piracicaba: ESALQ, 1974. 56p.

SATO, A., TAKEDA, H., OYANAGI, W., NISHIHARA, E., MURAKAMI, M. Reduction of cadmium uptake in spinach (*Spinacia oleracea* L.) by soil amendment with animal waste compost. **Journal of Hazardous Materials**, v. 181, p. 298–304, 2010.

SCHNURER, J., ROSSWALL, T. Fluorescein diacetato hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. **Applied Environmental Microbiology**, v. 43, p. 1256-1261, 1982.

SHUMAN, L.M. Organic waste amendments effect on zinc fractions of two soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 28, p. 1442–1447, 1999.

SILVA, F.A.S., AZEVEDO, C.A.V. Versão do programa computacional Assistat para o sistema operacional Windows. **Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais**, v. 4, p. 71-78, 2002.

SILVA, L.M., CRUSCIOL, C.A.C., CRUSCIOL, J.H., VIEGAS, R.A. Sistema radicular de cultivares de painço em resposta à calagem. **Científica**, v. 38, n. 1, p. 23 - 29, 2010.

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

SINGH, R.P., AGRAWAL, M. Variations in heavy metal accumulation, growth and yield of rice plants grown at different sewage sludge amendment rates. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, p. 632–641, 2010.

SMITH, K.A. The comparative uptake and translocation by plants of calcium, strontium, barium and radium. I. *Bertholletia excelsa* (Brazil nut tree). **Plant and soil**, v. 34, p. 369–379, 1971a.

SMITH, K.A. The comparative uptake and translocation by plants of calcium, strontium, barium and radium. II. *Triticum vulgare* (wheat). **Plant and soil**, v. 34, p. 643–651, 1971b.

SMYTH, A.J.; DUMANSKI, J. A framework for evaluating sustainable land management. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 75, p. 401-406, 1995.

SPEIR, T., PROSSER, J., Van SCHAİK, A. Do soil enzyme activities generate good endpoints for assessing heavy metal toxicity in soils? In: 19TH WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE, SOIL SOLUTIONS FOR A CHANGING WORLD, 2010. Brisbane, Australia. **Anais DVD**, 2010.

SUWA, R.; JAYACHANDRAN, K., NGUYEN, N.T.; BOULENOUAR, A.; FUJITA, K. & SANEOKA, H. Barium Toxicity Effects in Soybean Plants. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 55, p. 397–403, 2008.

TEJADA, M., HERNANDEZ, M.T., GARCIA, C. Application of two organic amendments on soil restoration: effects on the soil biological properties. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, p. 1010–1017, 2006.

TEJADA, M.; MORENO, J.L.; HERNANDEZ, M.T.; GARCIA, C. Soil amendments with organic wastes reduce the toxicity of nickel to soil enzyme activities. **European Journal of Soil Biology**, v. 44, p. 129-140, 2008.

TORDOFF, G.M.; BAKER, A.J.M.; WILLIS, A.J. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. **Chemosphere**, v. 41, p. 219–228, 2000.

UDEIGWE, T.K., EZE, P.N., TEBOH, J.M., STIETIYA, M.H., Application, chemistry, and environmental implications of contaminant-immobilization amendments on agricultural soil and water quality. **Environment International**, v. 37, p. 258–267, 2011.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Acid digestion of sediments, sludges and soils. Metod 3050b**. Washington: EPA, 1996. 12p. Disponível em: <<http://www.epa.gov/sw-846/pdfs/3050b.pdf>>. Acessado em: 2008.

USEPA. 2003. Standards for the use or disposal of sewage sludge; Final agency response to the National Research Council Report on biosolids applied to land and the results of EPA's review of existing sewage sludge regulations. **Federal Register**, v. 68, n. 250, p. 5531–75552, 2003.

VANCE, E.D., BROOKES, P.C., JENKINSON, D.S. Na extraction method for measuring soil microbial biomass carbon. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, p. 703-707, 1987.

VETTORI, L. **Método de Análise do Solo**. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura, 1969. 24 p. (Boletim Técnico nº 7).

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.

WALKER, D.J.; CLEMENTE, R.; BERNAL, M.P. Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil contaminated by pyritic mine waste. **Chemosphere**, v. 57, p. 215-224, 2004.

WALLACE, A.; ROMNEY, M. Some Interactions of Ca, Sr and Ba in Plants. **Agronomy Journal**, v.63, p. 245-248, 1971

WYSZKOWSKI, M., WYSZKOWSKA, J., WŁODKOWSKA, L. Correlations between macroelements content of spring barley and the enzymatic activity of soil contaminated with copper, zinc, tin and barium. **Electronic Journal of Polish Agricultural Universities**. v. 9, n. 2., 2006. Disponível em: <<http://www.ejpau.media.pl/volume9/issue2/art-02.html>>. Acessado em: 09/2011.

ZHANG, F.P., LI, C.H., TONG, L.G., YUE, L.X., LI, P., CIREN, Y.J., CAO, C.C. Response of microbial characteristics to heavy metal pollution of mining soils in central Tibet, China. **Applied Soil Ecology**, v. 45, p. 144–151, 2010.

ZIGLIO, C.M., MIYAZAWA, M., PAVAN, M.A. Formas Orgânicas e Inorgânicas de Mobilização do Cálcio no Solo. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 42, n. 2, 1999.