

**POTENCIAL DA BRAQUIÁRIA (*Brachiaria decumbens* Stapf) NA
FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS COM ARSÊNIO**

ALESSANDRA SILVEIRA ANTUNES

2007

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

ALESSANDRA SILVEIRA ANTUNES

**POTENCIAL DA BRAQUIÁRIA (*Brachiaria decumbens Stapf*) NA
FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS COM ARSÊNIO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, para obtenção do título de “Mestre”.

Orientador
Prof. Luiz Roberto Guimarães Guilherme

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL
2007

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca Central da UFLA**

Antunes, Alessandra Silveira.

Potencial da braquiária (*Brachiaria decumbens Stapf*) na
fitorremediação de solos contaminados com arsênio / Alessandra Silveira
Antunes. -- Lavras : UFLA, 2007.

58 p. : il.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2007.

Orientador: Luiz Roberto Guimarães Guilherme.

Bibliografia.

1. Arsênio. 2. Fitorremediação. 3. Contaminação do solo. I.
2. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD-628.55

ALESSANDRA SILVEIRA ANTUNES

**POTENCIAL DA BRAQUIÁRIA (*Brachiaria decumbens Stapf*) NA
FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS COM ARSÊNIO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, para obtenção do título de “Mestre”.

APROVADA em 21 de junho de 2007.

Prof. Carlos Alberto Silva	DCS-UFLA
Prof ^a . Janice Guedes de Carvalho	DCS-UFLA
Prof. Luiz Carlos Alves de Oliveira	DQI-UFLA

Prof. Luiz Roberto Guimarães Guilherme
UFLA
(Orientador)

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL

AGRADECIMENTOS

A Deus por sua presença constante em minha vida e amor incondicional.

Ao Programa de Pós-graduação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras pela oportunidade de realização do curso.

Ao professor Luiz Roberto Guimarães Guilherme pela orientação, incentivo, amizade e ensinamentos transmitidos, que muito colaboraram para minha formação profissional.

Aos membros da banca examinadora, professores Carlos Alberto Silva, Janice Guedes de Carvalho e Luiz Carlos Alves de Oliveira, pelas contribuições e sugestões apresentadas para o enriquecimento deste trabalho.

A todos os professores do Departamento de Ciência do Solo pelos ensinamentos transmitidos no decorrer das disciplinas.

A todos os funcionários do Departamento de Ciência do Solo, em especial ao Roberto, João Gualberto, Daniela, Leninha e Pezão, pela agradável convivência e colaborações para o desenvolvimento deste trabalho.

A todos os colegas de curso, em especial a Regla, Enio, Mari, Leandro, Daniela Cristiane, Daniela Zuliani, Éderson, Aristides, Geila e Amaury, pela amizade.

Ao Guilherme e Philipe pelo apoio na condução do experimento e análises realizadas.

Aos meus pais, à minha irmã, e em especial a minha filha Larissa pelo apoio incondicional, amor, amizade, carinho e compreensão.

Ao Alexandre por todo amor, carinho, companheirismo e amizade em todos os momentos.

A todos que contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização deste trabalho.

Muito obrigada!

SUMÁRIO

Resumo.....	i
Abstract.....	ii
1 Introdução.....	1
2 Referencial teórico.....	3
2.1 Arsênio.....	3
2.2 Fontes de arsênio.....	5
2.3 Arsênio e a saúde.....	8
2.4 Arsênio no solo.....	11
2.5 Arsênio e as plantas.....	13
3 Material e métodos.....	18
3.1 Caracterização da área experimental.....	18
3.2 Caracterização dos solos utilizados.....	18
3.3 Delineamento experimental e tratamentos.....	20
3.4 Montagem e condução do experimento.....	21
3.5 Análises realizadas.....	23
3.5.1 Análise do solo.....	23
3.5.2 Análise do lixiviado.....	24
3.5.3 Análise da planta.....	24
3.5.4 Tratamento e apresentação dos resultados.....	25
4 Resultados e discussão.....	26
4.1 Extração de arsênio dos solos.....	26
4.2 Efeito dos tratamentos sobre o pH e condutividade elétrica dos lixiviados.....	29
4.3 Efeito dos tratamentos sobre a concentração de arsênio nos lixiviados....	31
4.4 Efeito dos tratamentos sobre o desenvolvimento da <i>Brachiaria decumbens</i>	35
4.5 Efeito dos tratamentos sobre os teores de arsênio na <i>Brachiaria decumbens</i>	39
5 Conclusões.....	46
6 Referências Bibliográficas.....	47

RESUMO

ANTUNES, Alessandra Silveira. **Potencial da braquiária (*Brachiaria decumbens* Stapf) na fitorremediação de solos contaminados com arsênio.** 2007. 58 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG¹.

O arsênio vem, desde 1997, sendo considerado o elemento mais tóxico à saúde humana segundo a ATSDR e há registros, no Brasil, de contaminação ambiental de solos, águas e sedimentos pelo elemento próximo a áreas industriais e de mineração de ouro. A fitorremediação é uma técnica inovadora de baixo custo que utiliza plantas na remediação de solos contaminados. É nesse contexto que o presente estudo, conduzido em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras, objetivou avaliar o potencial fitoextrator de As da *Brachiaria decumbens* cultivada em seis solos com diferentes texturas e teores de matéria orgânica, sendo eles: Latossolo Amarelo Distrófico (LAd), Latossolo Vermelho Distrófico (LVd), Neossolo Flúvico (RU), Neossolo Quartzarênico (RQ), Gleissolo Háptico (GX) e Gleissolo Melânico (GM). O arsênio foi adicionado aos solos na forma de arsenato de sódio heptahidratado ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), nas doses 0, 25, 50, 200 e 800 mg kg^{-1} de As. As plantas foram coletadas 55 dias após a semeadura, separadas em parte aérea e raiz e, após secagem do material em estufa, o mesmo foi digerido segundo o método 3051 da USEPA, sendo o teor de As analisado por espectrofotometria de absorção atômica e, ou forno de grafite. Observou-se redução no desenvolvimento da braquiária a partir da concentração equivalente a 50 mg kg^{-1} nos solos LAd, GX e GM. Para os solos RU e LVd, tal fato ocorreu a partir da dose de 200 mg kg^{-1} , e no solo RQ, a redução ocorreu na dose de 50 mg kg^{-1} . Houve baixa translocação do As e, conseqüentemente, maiores teores do elemento foram detectados nas raízes das plantas. Em função do fator de bioacumulação de As pela *Brachiaria decumbens*, esta espécie foi considerada tolerante ao elemento e não hiperacumuladora, podendo ser utilizada em programas de revegetação de áreas contaminadas pelo elemento.

¹ **Orientador:** Luiz Roberto Guimarães Guilherme – DCS/UFLA

ABSTRACT

ANTUNES, Alessandra Silveira. **Assessing the potential use of *Brachiaria decumbens* Stapf in the phytoremediation of arsenic-contaminated soils.** 2007. 58 p. Dissertation (Master's degree in Soil Science) - Federal University of Lavras, Lavras, MG.

Arsenic (As) has been considered since 1997 the top priority pollutant worldwide due to a variety of contamination sources. Environmental contamination of soils, waters, and sediments with As has also been detected close to industrial and mining areas in Brazil. Phytoremediation is an innovative, low-cost technique for these As-contaminated sites as it uses plants in the remediation of polluted soils with little soil disturbance. This study aimed at evaluating the As phytoextraction potential of *Brachiaria decumbens* growing under greenhouse conditions in six soils with contrasting texture and organic matter content: a Distrophic Yellow Latosol (LAd), a Distrophic Red Latosol (LVd), a Fluvic Neosol (RU), a Quartzenic Neosol (RQ), a Haplic Gleysol (GX), and a Melanic Gleysol (GM). Arsenic was added to soils as sodium arsenate ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) at rates of 0, 25, 50, 200, and 800 mg kg^{-1} . The plants were collected 55 days after planting for determination of shoot and root dry matter production. Arsenic shoot and root contents were evaluated after digestion according to the USEPA 3051A method, following analysis by either flame or graphite furnace atomic absorption spectroscopy. A reduction in plant development was observed for rates greater than 50 mg kg^{-1} of As in the soils LAd, RQ, GX, and GM. For the soils RU and LVd such effects started only for rates greater than 200 mg kg^{-1} . There was low translocation of As and consequently most of the As was detected in the roots. The low bioaccumulation factor of As by *Brachiaria decumbens* indicates that this species could be considered tolerant to the element but not an accumulator, thus being indicated for revegetation programs in As-polluted soils and sediments.

1 INTRODUÇÃO

A preocupação com a qualidade ambiental cresce a cada dia dentro dos mais diversos setores da sociedade, tornando-se necessário controlar e monitorar as possíveis formas de contaminação do solo, da água, do ar e dos demais ecossistemas associados a estes.

Entre as fontes de contaminação destacam-se aquelas que contêm os elementos denominados “metais pesados”, por serem tóxicos e persistentes no ambiente. Este termo se refere a uma classe de elementos químicos, cuja densidade é superior a 5 g cm^{-3} (Alloway, 1990). Muitos pesquisadores utilizam a expressão elementos-traço em detrimento do termo metais pesados, o qual nunca foi definido por órgão oficial para a área de química (p.e., IUPAC - União Internacional de Química Pura e Aplicada), tornando-se, portanto, sem sentido a sua utilização (Duffus, 2001, citado por Guilherme et al., 2005).

Elementos-traço são encontrados na atmosfera, hidrosfera, litosfera e biosfera, porém os principais locais de fixação final são os solos e sedimentos (Baird, 2002); quando presentes em determinadas concentrações e condições, acarretam riscos à vida do homem, dos animais e das plantas (Costa, 2006).

O arsênio é um semimetal de ocorrência natural, cuja densidade corresponde a $5,72 \text{ g cm}^{-3}$. É altamente tóxico para homens e animais e pode causar impactos negativos no solo e na água. É nesse contexto que tem sido despertado grande interesse quanto à contaminação ambiental por As e tornado crescente a preocupação com a remediação de solos e corpos d'água contaminados com esse elemento (Tu & Ma, 2003), por meio de técnicas que visam corrigir ou atenuar os efeitos dos contaminantes, de modo a garantir a funcionalidade do ecossistema.

Os métodos correntes de remediação de solos incluem remoção e lavagem do solo, estabilização física e, ou uso de amenizantes químicos. Todos

esses métodos possuem como desvantagem o custo elevado (Tu & Ma, 2002). A fitorremediação é uma técnica emergente de baixo custo e que gera o mínimo de perturbações ao solo quando comparada com outras técnicas (Henry, 2000).

Na fitorremediação, especialmente na fitoextração, a planta absorve o contaminante, transloca-o e acumula-o na parte aérea (Salt et al., 1995). Para isso, o contaminante deve estar numa forma acessível e deve ser translocado da raiz para a parte aérea, facilitando a sua retirada, no final do ciclo da planta, quando essa é colhida. De acordo com Watanabe (1997), a planta hiperacumuladora deve possuir características como alta taxa de acumulação mesmo em baixas concentrações do contaminante, alta taxa de crescimento e de produção de biomassa, resistência a pragas e doenças e tolerância ao contaminante.

São poucas as pesquisas envolvendo arsênio no Brasil. Porém, há registros de ocorrência de contaminação de águas (até 0,36 mg L⁻¹), solos (até 860 mg kg⁻¹) e sedimentos (até 3.200 mg kg⁻¹) por As nas proximidades de áreas industriais ou de mineração (Magalhães & Pfeiffer, 1995; Matschullat et al., 2000; Magalhães et al., 2001). Torna-se, pois, evidente a necessidade de se explorar mais este campo de pesquisa, uma vez que a contaminação antropogênica está principalmente associada à história de produção mineral brasileira, havendo, portanto, a possibilidade de muitas áreas terem sido contaminadas, colocando em risco a saúde de muitas comunidades.

O presente estudo objetivou: i) avaliar a produção de matéria seca, o teor e o acúmulo de arsênio na parte aérea e na raiz da *Brachiaria decumbens* cultivada em solo contaminado artificialmente com esse elemento; e ii) comparar o poder de extração da planta com 2 métodos extratores.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Arsênio

O arsênio é um semimetal do grupo 15 da tabela periódica, sólido nas CNTP (Condições Normais de Temperatura e Pressão), muito quebradiço, cristalino e que, sob aquecimento, oxida-se rapidamente para óxido arsenioso, incolor e inodoro (Sakuma et al., 2003).

Ocorre na natureza em uma variedade de formas químicas, incluindo espécies orgânicas e inorgânicas, como resultado de sua participação em complexos biológicos, processos químicos e aplicações industriais (Howard & Hunt, 1993; Stummeyer et al., 1996, ambos citados por Barra et al., 2000), destacando-se, entre essas, as seguintes atividades: metalúrgica, farmacêutica, química, de tintas, vidros e semicondutores (Barra et al., 2000; Matschullat et al., 2000; Nriagu, 1994).

Encontra-se amplamente distribuído na crosta terrestre, sendo componente de mais de 245 minerais (Mandal & Suzuki, 2002). Sua concentração média na crosta terrestre é de 2 mg kg^{-1} ; em solos, de $5,5 \text{ mg kg}^{-1}$; na água do mar não poluída, varia entre 2 e $3 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$; e nos organismos marinhos varia de 1 a mais de 30 mg kg^{-1} (Barra et al., 2000).

O As ocorre naturalmente em compostos inorgânicos e orgânicos em quatro estados de oxidação: -3 (arsina), 0 (metal), $+3$ (arsenito), $+5$ (arsenato) (Simon et al., 1999), sendo, segundo Basu et al. (2001), a ordem decrescente de toxicidade de seus compostos: arsina $>$ arsenito $>$ arsenato $>$ ácidos alquilarsênicos $>$ arsênio elementar. O arsenito é 60 vezes mais tóxico aos organismos que o arsenato e os compostos inorgânicos são 100 vezes mais tóxicos aos animais que as espécies orgânicas de As (Thompson, 1993, Chatterjee et al., 1995). Em meio fortemente redutor podem existir As(0) e As(-3). Em ambientes moderadamente redutores e anaeróbicos predominam as formas trivalentes. A

espécie pentavalente predomina em meios ricos em oxigênio e aeróbicos (Viraraghavan et al., 1999).

O As pode ocorrer, em águas naturais, tanto nas formas inorgânicas, As (III) e As (V), como nas formas orgânicas, íon monometilarsônico (MMA) e íon dimetilarsínico (DMA). Em águas subterrâneas está presente na forma de arsenito e arsenato e, nas águas do mar, lagoas, lagos e onde houver possibilidade de biometilação, o arsenito e arsenato ocorrem junto com MMA e DMA (Anderson et al. 1986). O processo de biometilação (adição de CH_3 por atividade biológica) dos compostos inorgânicos de As pode ocorrer pela ação de microorganismos como bactérias (*e.g. Escherichia coli, Flavobacterium sp, Methanobacterium sp*) e fungos (*e.g. Aspergillus glaucus, Candida Humicola*) que oxidam o As(III) a As(V) e reduzem o CH_3^+ a CH_3^- , produzindo, sob condições oxidantes, MMA e DMA (Mandal & Suzuki 2002). Os principais fatores que controlam a distribuição das espécies de As nas águas são o pH, a salinidade e o Eh (Burguera & Burguera, 1997).

Compostos arseno-orgânicos presentes em sistemas biológicos são menos tóxicos. A arsenobetaína (AsB), por exemplo, principal derivado de arsênio encontrado em organismos marinhos, é essencialmente não tóxica e é excretada na urina, sem modificação, com tempo de residência curto (6 a 24 horas no máximo). Se o As é ingerido nas formas menos tóxicas, MMA e DMA, ou nas formas não tóxicas, AsB e arsenocolina (AsC), nenhum processo de metilação ou desmetilação parece ocorrer, sendo essas formas excretadas sem aparente mudança em sua estrutura (Barra et al., 2000).

Os processos de contaminação das águas e dos solos podem ser tanto naturais como antrópicos (Nriagu, 1994), e o grau de risco de contaminação está associado às formas de As que estão biologicamente disponíveis para absorção, ou biodisponíveis para humanos (Rodriguez et al., 2003). Logo, a toxidez do

elemento depende muito de sua forma química e de seu estado de oxidação (Mandal & Suzuki, 2002).

2.2 Fontes de arsênio

As fontes de arsênio para o ambiente podem ser tanto naturais como antropogênicas (Tabela 1). Como fontes naturais destacam-se: o intemperismo de rochas, a atividade vulcânica, aerossóis de água do mar e a volatilização microbiana. Já como fontes antropogênicas podem-se citar o uso de pesticidas, herbicidas, fertilizantes, preservativos da madeira, da sua emissão durante a mineração e fundição de ouro, chumbo, cobre e níquel, da produção de ferro e aço e da combustão de carvão, do qual é um contaminante (USEPA, 2002, Tu & Ma, 2002). Outra fonte significativa de As é a lixiviação de minas de ouro abandonadas, que agrava a poluição dos sistemas aquáticos (Baird, 2002; Sakuma et al., 2003).

Os minerais representam a principal fonte de As, sendo que mais de 200 espécies minerais apresentam o elemento em sua composição, dentre as quais aproximadamente 60% são arsenatos; 20%, sulfetos e sulfossais; e os outros 20% correspondem aos arsenetos, arsenitos, óxidos, silicatos e arsênio elementar (Mandal & Suzuki, 2002).

A arsenopirita (FeAsS) é o mineral mais abundante contendo As (Smedley & Kinniburgh, 2002) e geralmente ocorre associada a outros minerais, especialmente nos depósitos e minérios sulfetados (Figueiredo, 2000; Matschullat et al., 2000). A liberação do As a partir da arsenopirita e sua retenção via precipitação de minerais secundários de As e adsorção em outros minerais acontece em várias etapas e de modo distinto em superfície e subsuperfície. Borba & Figueiredo (2004) chegaram a esta conclusão por meio de análises químicas de águas subterrâneas coletadas em minas na região do Quadrilátero Ferrífero, em Minas Gerais. Eles observaram que a liberação do As

para as águas superficiais e subterrâneas ocorre por etapas: (i) a partir da oxidação da arsenopirita, o As pode ser solubilizado e também participar da formação de arsenato de ferro ou escorodita; (ii) da dissolução total ou incongruente dos minerais secundários de As há a retenção do As como impureza ou adsorção em óxido de ferro, e também a solubilização do As não retido. A presença de carbonatos nas mineralizações sulfetadas neutraliza a drenagem ácida, formada a partir da oxidação dos sulfetos, e favorece a retenção de metais como Cu, Cd, Pb e Zn, via co-precipitação ou adsorção em óxidos de ferro. Entretanto, no caso do As, o pH neutro a alcalino induz a liberação do As em solução através da dissolução de minerais secundários de As. Desse modo, as mineralizações ou rochas que contêm minerais de arsênio e carbonatos são as que liberam As dissolvido mais facilmente para as águas superficiais e subterrâneas, proporcionando um incremento em sua mobilidade em ambiente superficial.

A atividade mineradora, quando comparada a outras fontes de degradação do ambiente, como a agricultura e a pecuária, afeta diretamente pequenas áreas. Contudo, os elementos solubilizados de rejeitos, se atingirem os cursos d'água, podem causar impactos negativos em áreas localizadas a centenas de quilômetros da mineração (Salomons, 1995; Baird, 2002; Sakuma et al., 2003). Portanto, depósitos de rejeitos e pilhas de estéril decorrentes desta atividade, principalmente quando contêm minerais sulfetados e teores elevados de elementos-traço, acarretam problemas ambientais como a drenagem ácida e a contaminação de solos e cursos d'água, bem como a incorporação desses elementos na cadeia alimentar (Salomons, 1995; Blowes et al., 1998; Lott et al., 2004; Silva et al., 2004).

O As também é utilizado como conservante para madeira e promotor de crescimento de aves e porcos. Compostos contendo As são, ainda, utilizados no tratamento de determinadas doenças e, na agricultura, em herbicidas, em

inseticidas e desfolhantes (Burguera & Burguera, 1997; Matschullat et al., 2000).

Elementos-traço como As, Co, Cu, Fe, Mn, Se e Zn foram encontrados em adubos avícolas. Esses elementos foram adicionados como suplementos alimentares para prevenir doenças e aumentar o ganho de peso animal. Em geral, o maior enriquecimento do adubo ocorre para As, Cu e Zn (Bolan et al., 2004).

O arsenato de cobre e cromo (CCA) foi extensamente utilizado no sudeste dos Estados Unidos, no tratamento da madeira, com o objetivo de protegê-la da deterioração causada por fungos e outros microrganismos (Fayiga, 2004). A produção de madeira tratada com CCA tem sido controlada em muitos países em função dos sérios problemas causados pela utilização do produto em termos de contaminação ambiental (Kakitani et al., 2006). Desde 2004, a USEPA (United States Environmental Protection Agency) não permite a utilização de CCA para uso residencial devido à difusão de As, Cr e Cu. Porém, as madeiras tratadas com CCA até 2004 puderam ser utilizadas em áreas residenciais (Rahman et al., 2004).

Outra fonte de contaminação por As está relacionada aos precipitados de arsenatos metálicos utilizados como forma de disposição do arsênio solubilizado em processos hidrometalúrgicos. Também, a lixiviação natural de solos típicos de regiões da Índia, Bangladesh e Mongólia, entre outros países, com teores naturais elevados de As, tem acarretado a contaminação de grandes volumes de água subterrânea, causando a contaminação de milhões de pessoas (Ladeira et al., 2002).

TABELA 1. Algumas fontes de liberação de As para o ambiente.

Fonte	As (Gg ano⁻¹)
Resíduos agrícolas	0-6,0
Resíduos animais	1,2-4,4
Resíduos de madeira	0-3,3
Rejeitos urbanos	0,09-0,7
Lodo de esgoto municipal	0,01-0,24
Resíduos orgânicos diversos	0-0,25
Resíduos de manufaturas de metais	0,01-0,21
Cinzas geradas na queima de carvão	6,7-37
Fertilizantes	0-0,02
Turfa (fins agrícola ou combustível)	0,04-0,5
Descarte de produtos comerciais	36-41
Deposição atmosférica	8,4-18
Total	52-112

Fonte: Adaptado de Nriagu & Pacyna (1988), extraído de Guilherme et al. (2005).

2.3 Arsênio e a saúde

A toxicidade do As é conhecida desde a época dos antigos romanos, quando compostos como As_2O_3 eram usados por suicidas e assassinos (Baird, 2002). O As, desde 1997, vem sendo considerado o elemento mais tóxico à saúde humana segundo a Lista de Prioridade de Substâncias Perigosas da ATSDR (Agency for Toxic Substances & Disease Registry, 2006). Smith & Huyck (2001), citados por Rossin (2005), definem toxicidade como a capacidade de um elemento ou composto químico em afetar adversamente qualquer função

biológica. É nesse contexto que a pesquisa com As tem despertado grande interesse de pesquisadores devido, principalmente, à contaminação significativa de populações vizinhas às fontes geradoras desse elemento (Rawlins et al., 1997).

Entre os vários efeitos à saúde humana, quando exposta por longo período ao As, citam-se disfunções cardiovasculares, desordens neurológicas, diabetes, desordens hematológicas, câncer em diferentes órgãos (fígado, pele, rins), arteriosclerose (Chiu et al., 2004; Simenova & Luster, 2004), hiperqueratose, hiperpigmentação, gangrena nos membros e aumento na frequência de abortos espontâneos (Barra et al., 2000).

O As é um veneno protoplasmático que exerce sua toxicidade através da inativação de cerca de 200 enzimas, em particular aquelas envolvidas na produção de energia celular e as relacionadas à síntese e reparo do DNA (Ratnaike, 2003). Uma possível explicação do efeito tóxico do arsênio pode ser dada pelo seguinte mecanismo: o elemento promove a inibição de várias enzimas mitocondriais e a desativação da fosforilação oxidativa, o que causa prejuízos na respiração celular. Grande parte da toxicidade do arsênio resulta da sua capacidade em interagir com os grupos sulfidrilas das proteínas e enzimas, e também da capacidade de substituir o fósforo em várias reações (Goyer, 1996).

As principais formas de intoxicação por arsênio ocorrem via consumo de águas poluídas e por ingestão de solos contaminados (USEPA, 2000), resultando em efeitos tóxicos, agudos ou crônicos. Tais efeitos são relativos ao período de exposição e podem ocasionar diferentes patologias (Borba et al., 2004).

Em 1984, a Organização Mundial de Saúde (OMS) sugeriu que as águas potáveis deveriam ter no máximo $50 \mu\text{g L}^{-1}$ de As. Porém, em 1993, devido a novas evidências toxicológicas, a OMS reduziu a concentração máxima de As em água para $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (WHO, 2001b). A Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA) também fixou como padrão a concentração máxima de arsênio

em água de beber em $10 \mu\text{g L}^{-1}$, com o objetivo de proteger os consumidores de sistemas públicos de água, evitando os efeitos causados pela exposição em longo prazo ao As (USEPA, 2002).

Atualmente, no Brasil, de acordo com a Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento e estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes, a concentração máxima de As permitida para qualidade de águas classe 1 e 2 é de $0,010 \text{ mg L}^{-1}$, e para águas de classe 3, é de $0,033 \text{ mg L}^{-1}$.

Em muitas partes do mundo, a contaminação pelo arsênio tem causado problemas ambientais e de saúde (Gonzaga et al., 2006). Em Antofagasta, no Chile, cerca de 130.000 pessoas consumiram água contaminada naturalmente, com concentração média de arsênio de $0,8 \text{ mg L}^{-1}$. Nessa comunidade foram observadas as primeiras manifestações dermatológicas na década de sessenta, principalmente em crianças, as quais apresentavam síndrome de Raynaud, hemiplegia com oclusão da artéria carótida, trombose da artéria mesentérica e isquemia do miocárdio (Smith et al., 2000).

No Brasil, Matschullat et al. (2000) avaliaram amostras de urina de 126 crianças, com faixa etária de 7 a 12 anos, residentes em Nova Lima e Santa Bárbara, Minas Gerais. A concentração média de arsênio na urina de tais crianças foi de $24,32 \mu\text{g L}^{-1}$ para meninas e de $27,12 \mu\text{g L}^{-1}$ para meninos, sendo que observações em estudos de biomonitoramento em humanos apontam valores de $5,92 \mu\text{g L}^{-1}$ e $6,10 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente (Krause et al., 1992 citados por Matschullat et al., 2000). É relevante salientar que 22% das crianças apresentaram concentrações superiores a $40 \mu\text{g L}^{-1}$, para as quais efeitos adversos não podem ser excluídos. A concentração média de arsênio em corpos d'água dessa região foi de $30,5 \mu\text{g L}^{-1}$.

No corpo humano, as concentrações de As na urina, no sangue, no cabelo e ou na unha são indicadores de exposição ao elemento (Barra et al., 2000). As concentrações consideradas normais de As no sangue variam entre 0,0005 e 0,032 mg kg⁻¹; na urina, níveis em torno de 0,01 mg kg⁻¹, e no cabelo, níveis abaixo de 1 mg kg⁻¹ (WHO, 2001a).

As principais vias de exposição a As são a ingestão de água, alimentos e solo e, em alguns casos, a inalação de arsênio do ar (Barra et al., 2000; Basu et al., 2001; Baird, 2002; Fitz & Wenzel, 2002; Zakharova et al., 2002). Os problemas gerados à saúde pelo elemento dependem de fatores como quantidade ingerida, dose, frequência e tempo de absorção.

A metilação do As inorgânico no corpo humano é um processo de desintoxicação que ocorre nos rins e reduz a afinidade do composto com o tecido. As etapas de metilação são: As(V) → As(III) → MMA(V) → MMA(III) → DMA(V). Logo, quando o As inorgânico é ingerido, é através da urina (a principal via de eliminação) que ocorre a eliminação (Barra et al., 2000). A concentração de As na urina é, pois, o bio-indicador mais apropriado para se avaliar a exposição humana a seus compostos (Rossin, 2005).

2.4 Arsênio no solo

A mobilidade e a biodisponibilidade de arsênio no solo são controladas principalmente por reações de adsorção e de dessorção (Smith et al., 2002), sendo que a adsorção, a dessorção e a concentração de As na solução do solo são controladas pelos seus atributos físicos, químicos e biológicos (Campos et al., 2006). Vários atributos dos solos afetam a biodisponibilidade de As; porém, a textura, associada à fonte de As (se inorgânica ou orgânica), são os principais (Sheppard, 1992). A fração de As adicionada aos solos, que é disponível para absorção pelas plantas e lixiviação, depende de suas interações químicas com as fases sólidas do solo (Smith et al., 1998). O As é adsorvido fracamente na

matéria orgânica e em argilominerais, enquanto, à semelhança do fósforo, é altamente adsorvido a óxidos, especialmente em pH ácido (McBride, 1994). O efeito do pH em reações de adsorção de As é relativamente bem entendido, porém seu efeito na dessorção de As permanece, ainda, inexplorado (Quaghebeur et al., 2005).

Os estados de oxidação de As mais comumente encontrados no solo são As(III) e As(V), principalmente nas formas inorgânicas, como oxiânions, as quais podem ser convertidas para 3 formas orgânicas pela ação de microrganismos. Oxiânions como o arsenato podem formar precipitados insolúveis com cátions de diferentes valências, incluindo-se, entre esses, Fe, Al e Ca (Basta et al., 2005). Tanto o As (V) como o As (III) são adsorvidos em superfícies de óxidos (Smith et al., 2002), sendo a adsorção de As (III) favorecida em pH próximo de 7 e de As (V), em pH 4. Possivelmente, o controle da solubilidade de As na solução do solo em condições aeróbicas é feito pelas formas $\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2$, $\text{Mg}_3(\text{AsO}_4)_2$ e As_2O_5 , e em condições anaeróbicas, pelas formas As, As_2S_3 e As_2O_3 (Hayes & Traina, 1998).

O As (III) é mais móvel, mais tóxico e mais solúvel que o As (V). A maior mobilidade do As (III) pode ser explicada pela natureza da interação desta espécie com a superfície do sólido presente no solo realizando complexação superficial, enquanto o As(V) faz troca de ligante (Ladeira & Ciminelli, 2000, citados por Borba, 2002). Em solos ácidos e redutores, são mais comuns os óxidos de As^{3+} e sulfetos de arsênio. Em solos alcalinos e oxidados, o $\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2$ é o mineral de arsênio mais estável, seguido do $\text{Mn}_3(\text{AsO}_4)_2$. Quando o arsênio se encontra sob condições moderadamente oxidantes e ácidas ($\text{pH} < 3$), ele se torna móvel e é pouco móvel em $\text{pH} > 5$ (McBride, 1994).

O intemperismo das rochas converte o sulfeto de arsênio em trióxido de arsênio, o qual entra no ciclo geoquímico na forma de pó ou pela dissolução em águas pluviais, fluviais ou de subsuperfície (Mandal & Suzuki, 2002). O As

tende a concentrar-se nos horizontes superficiais devido à deposição atmosférica e à reciclagem da vegetação (Alloway, 1990). A concentração de As em solos ditos não contaminados encontra-se abaixo de 10 mg kg^{-1} (Fitz & Wenzel, 2002; Smedley & Kinniburgh, 2002), sendo que concentrações elevadas se devem a fontes naturais e antropogênicas (Fitz & Wenzel, 2002). De acordo com Marques (2000), o As está presente em solos agrícolas numa faixa de concentração que varia de 0,1 a 40 mg kg^{-1} , sendo 6 mg kg^{-1} o valor mais comum. A poluição do solo por arsênio pode causar perda da cobertura vegetal, contaminação de corpos d'água e entrada do elemento na cadeia alimentar (Tu & Ma, 2002).

Curi & Franzmeier realizaram, em 1987, análises de As em solos brasileiros e detectaram teores de As em Latossolo Roxo variando de 6 a 10 mg kg^{-1} , enquanto, para um Latossolo Ferrífero, o teor de As foi de 36 mg kg^{-1} . Marques (2000), estudando Latossolos sob vegetação de Cerrado por meio do uso de uma microssonda de raios X, uma técnica semiquantitativa, detectou teores de até 38 mg kg^{-1} de As. Estes valores máximos são semelhantes aos reportados por Oliveira et al. (2002), em trabalho com 45 amostras de solos de cerrado, e também corroboram os valores obtidos por Campos (2004), em seu trabalho com 17 amostras de Latossolos de diferentes regiões brasileiras, cujo valor máximo de As foi 32 mg kg^{-1} .

2.5 Arsênio e as plantas

As técnicas disponíveis para a remediação de solos contaminados com As são economicamente proibitivas, destroem a paisagem natural e ainda podem afetar a saúde de pessoas diretamente envolvidas no processo (Gonzaga et al., 2006). A fitorremediação consiste em uma técnica relativamente nova para descontaminação ambiental (Lindblom et al., 2006), utilizando plantas e microrganismos a elas associados para extrair, degradar ou estabilizar o

contaminante do solo, sedimentos e corpos d'água (Terry & Banuelos, 2000, citados por Cai et al., 2004; Lasat, 2002).

Ao se escolherem espécies de plantas para serem utilizadas em programas de fitorremediação, especialmente fitoextração, deve-se considerar fatores do solo e da planta, como desenvolvimento da planta, nível de contaminação, profundidade do sistema radicular (Gonzaga et al., 2006), produção de biomassa, os fatores de bioacumulação e de transferência e a capacidade em hiperacumular o elemento (Fayiga et al., 2004).

A capacidade das plantas em acumular o As é variável em função da especiação desse elemento (Marin et al., 1993, Burló et al., 1999). Marin et al. (1992) avaliaram o desenvolvimento da cultura do arroz (*Oryza sativa*, L.) em solução nutritiva, na presença de diferentes formas químicas de arsênio (As(V), As(III), DMA, MMA), sendo sais de sódio a forma química de As utilizada. O ácido dimetilarsínico (DMA) aumentou a produção de matéria seca, enquanto a aplicação de As (V) não afetou o crescimento das plantas. Ambos, As (III) e o ácido monometilarsênico (MMA), foram fitotóxicos para o arroz. O DMA foi translocado para a parte aérea, enquanto As (III), As (V) e MMA foram acumulados nas raízes (Marin et al., 1992). Burló et al. (1999) observaram que ambos, MMA e DMA, foram mais absorvidos e translocados pelo tomate (*Lycopersicon esculentum*) que o As (III) e o As (V) e que MMA e DMA claramente reduziram o crescimento da planta e a produção de frutos.

Um ponto chave no desenvolvimento da fitoextração foi a constatação de que samambaias hiperacumulam arsênio. Primeiro, a *Pteris vittata*, que apresentou extraordinária capacidade para remover arsênio do solo, concentrando 2,3% do arsênio na biomassa. Em seguida, observou-se que a samambaia *Pityrogramma calomelanos* possui capacidade semelhante para acumular arsênio. Essa característica peculiar foi observada em outras samambaias do gênero *Pteris*. Em geral, essas plantas parecem apresentar

mecanismos constitutivos e adaptativos que permitem elevada absorção e sobrevivência em solos com altas concentrações de arsênio (Gonzaga et al., 2006).

A espécie de samambaia *Pteris vittata* L., primeira hiperacumuladora de arsênio, foi descoberta em 2001, na Flórida, por Ma, e acumulou mais de 22630 mg kg⁻¹ de As na biomassa seca, sendo que 85 a 100% do As são acumulados na parte aérea (rizomas, folhas jovens e velhas). A *Pityrogramma calomelanos* foi identificada na Tailândia por Francesconi et al., em 2002, e apresentou, na massa seca de suas folhas, 8350 mg kg⁻¹ de As.

Há evidências de que a redução do arsenato para arsenito dentro da planta seja uma estratégia das hiperacumuladoras de arsênio para acumular larga quantidade de arsênio sem desenvolver sintomas de toxidez (Zhang et al., 2002; Tu et al., 2003). Segundo Tu et al. (2003), essa estratégia reside na maior facilidade de redução do arsenato a arsenito que fosfato a fosfito. O arsenito pode ser menos tóxico, devido à facilidade de seqüestro vacuolar pela formação de complexos arsenito-tiol (-SH) (Pickering et al., 2000) e, ou de fitoquelatina-As (Mecharg, 2002). Lombi et al. (2002), usando micro-análise com energia de dispersão por raios-X, comprovaram que o arsênio na *P. vittata* está mesmo presente nos vacúolos do folíolo. Há evidência de que transportadores de sulfato em plantas podem mediar o transporte de oxiânions (Hawkesford, 2003), o que pode resultar em aumento da captação de compostos como selenato, cromato, arsenato e molibdato, caracterizando propriedade importante em programas de fitorremediação. A afinidade dos transportadores pelos oxiânions varia de acordo com os elementos constituintes (Lindblom et al., 2006). O mecanismo de acumulação e tolerância de As nas plantas não é completamente conhecido, mas é de se esperar que a simbiose micorrízica esteja envolvida. Fungos micorrízicos arbusculares têm um papel importante na captação de P e outros elementos pouco móveis na planta (Smith & Read, 1997, citados por Agely et al., 2005),

sendo ainda componentes importantes em programas de fitorremediação de elementos-traço (Khan et al., 2000).

Chiu et al. (2005) realizaram um estudo em casa-de-vegetação com as espécies *Vetiveria zizaniodes* (vetiver) e *Zea mays* (milho) para avaliar os efeitos de agentes quelantes na captação de As, Cu e Zn por estas plantas, e também a possibilidade de utilizá-las em programas de remediação de solos contaminados com As, Zn e Cu. A espécie Vetiver teve um desenvolvimento melhor que o milho sob os diferentes tratamentos a que foram submetidos. Houve diferença significativa entre os nove agentes quelantes utilizados e a espécie Vetiver apresentou resultados mais satisfatórios que o milho em termos de fitoextração em solos contaminados com os elementos em estudo. O risco ambiental devido à mobilidade de elementos-traço causada por agentes quelantes utilizados em programas de fitoextração não deve ser negligenciado.

Guimarães et al. (2006) avaliaram os efeitos tóxicos do arsênio e a potencialidade de tolerância de *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Salvinia auriculata* (salvinia) ao elemento. As espécies foram coletadas em locais livres de contaminação e submetidas aos tratamentos contendo As, na forma de arsenato de sódio, nas concentrações de 0; 0,5; 2,5 e 5,0 mg L⁻¹. Os resultados indicaram que *S. auriculata* acumulou mais As, apresentando necroses marginais nas folhas, enquanto *E. crassipes* não apresentou nenhuma alteração morfológica visível. A absorção de As pelas plantas aumentou proporcionalmente com a concentração em solução, sendo que *S. auriculata* foi mais sensível. Esse padrão foi observado tanto para raízes quanto para as folhas nas duas espécies, sendo o acúmulo maior nas raízes. No tratamento de 5 mg L⁻¹, *S.auriculata* acumulou uma média de 146,66 mg kg⁻¹ de As na matéria seca de raiz e *E. crassipes* acumulou, em média, 56,29 mg kg⁻¹ As na matéria seca de raiz. Provavelmente, o maior acúmulo de As nessa concentração se deve à maior disponibilidade do

elemento e à maior proporção arsênio/fosfato na solução, visto que o processo de absorção do arsenato é competitivo com o fosfato.

Estudo realizado por Veado et al. (2000b) nas proximidades do Quadrilátero Ferrífero, em Minas Gerais, com plantas forrageiras cultivadas em solos irrigados com água do Rio das Velhas, cuja concentração de As equivale a $300 \mu\text{g L}^{-1}$ devido a um antigo depósito de dejetos de mineração (Veado et al., 2000a), e também com a urina e o leite de vacas alimentadas com essas forrageiras, demonstrou teores elevados de As e os resultados obtidos caracterizam um excelente exemplo de bioacumulação. Foram encontrados, na forragem, valores de até $4,4 \text{ mg kg}^{-1}$ de As; valores inferiores a $0,2 \text{ mg kg}^{-1}$ são considerados níveis normais. Na urina, foram encontrados até $0,4 \text{ mg kg}^{-1}$ de As; concentrações inferiores a $0,05 \text{ mg kg}^{-1}$ são consideradas normais. No leite ordenhado desses animais, os teores encontrados estavam dentro do padrão, ou seja, $< 0,1 \text{ mg As kg}^{-1}$.

A utilização de plantas na revegetação de ambientes contaminados com As tem sido bastante indicada, uma vez que apresenta menor custo e menor impacto ao meio ambiente. Diferentes espécies de plantas podem ser empregadas em programas de fitorremediação, incluindo as espécies nativas que apresentam habilidade de sobreviver em ambientes com altos teores do elemento, sendo, portanto, promissoras na revegetação e descontaminação de áreas contaminadas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área experimental

O presente estudo foi conduzido em casa-de-vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras. Foram utilizadas seis classes de solos: Neossolo Flúvico (RU), Gleissolo Háplico (GX), Gleissolo Melânico (GM) e Latossolo Vermelho Distrófico (LVd), coletados no município de Lavras-MG; Neossolo Quartzarênico (RQ), coletado no município de Itutinga-MG; e Latossolo Amarelo Distrófico (LAd), coletado no município de Rosário-MG (Tabela 2 e 3).

3.2 Caracterização dos solos utilizados

Os solos utilizados para o cultivo da *Brachiaria decumbens* apresentam diferentes texturas e teores de matéria orgânica e foram incubados com arsênio na forma de arsenato de sódio heptahidratado ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) nas doses 0, 25, 50, 200 e 800 mg kg^{-1} de As, em fevereiro de 2003. Antes de serem incubados, esses solos tiveram seus teores naturais de As analisados por Campos (2004) utilizando o método USEPA 3051 A (Tabela 4). O período de incubação foi de aproximadamente seis meses, durante os quais os solos foram mantidos próximos da capacidade de campo e em ambiente arejado (Campos, 2004).

Para o cultivo da braquiária, corrigiu-se o pH para aproximadamente 5,5 mediante a adição de hidróxido de cálcio e hidróxido de magnésio, na proporção de 3:1, respectivamente. Após a adição dos hidróxidos, os solos foram mantidos com umidade próxima à capacidade de campo. Durante esse período, realizou-se um acompanhamento do pH por meio de leituras efetuadas a cada 3 dias. O pH foi considerado estável quando os valores variaram menos de 0,3 unidade em relação à leitura anterior. A estabilidade foi conseguida após 18 dias da adição dos hidróxidos, ocasião em que os solos apresentavam valores de pH próximos de 5,5.

TABELA 2 Principais atributos químicos dos solos utilizados para o cultivo da *Brachiaria decumbens*.

Solos (**)	Atributos químicos ^(*)													
	pH	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	SB	(t)	(T)	V	m	MO	P-rem
		--mg dm ⁻³ --		-----cmol _c dm ⁻³ -----							----%----		dag kg ⁻¹	mg L ⁻¹
RQ	4,6	10,8	30	0,7	0,2	1,0	3,6	1,0	2,0	4,6	21,4	51	1,4	37,7
RU	4,8	2,3	97	1,1	0,8	0,9	5,0	2,2	3,1	7,2	30,1	30	1,9	16,0
LAd	4,5	2,0	84	0,7	0,7	0,8	4,0	1,6	2,4	5,6	28,7	33	2,5	38,7
LVd	4,4	1,7	48	0,8	0,2	1,6	12,3	1,1	2,7	13,4	8,3	59	4,6	11,5
GX	4,2	6,8	45	0,5	0,2	2,0	7,9	0,8	2,8	8,7	9,4	71	2,9	33,8
GM	4,4	6,5	58	1,3	0,7	2,1	11,0	2,2	4,3	13,2	16,3	49	6,3	10,2

^(*) Atributos químicos: pH – pH em água (relação 1:2,5); P (fósforo) e K (potássio) – extrator Mehlich 1; Ca (cálcio), Mg (magnésio), Al (alumínio) – extrator KCl 1 mol L⁻¹; H + Al (hidrogênio + alumínio) – extrator SMP; SB (soma de bases trocáveis); t (capacidade de troca catiônica efetiva); T (capacidade de troca catiônica a pH 7,0); V (saturação por bases); m (saturação por alumínio); MO (matéria orgânica) – oxidação: Na₂Cr₂O₇ 0,67 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 5 mol L⁻¹ e P-rem (fósforo remanescente) – extrator CaCl₂ 10 mmol L⁻¹. Atributos como pH, P, K, Ca, Mg, Al e H + Al foram feitos conforme EMBRAPA (1997); MO, segundo Vettori (1969); e P-rem, segundo Ribeiro et al. (1999). ^(**) Solos: RQ - Neossolo Quartzarênico; RU - Neossolo Flúvico; LAd - Latossolo Amarelo Distrófico Típico; LVd - Latossolo Vermelho Distrófico Típico; GX - Gleissolo Háptico e GM - Gleissolo Melânico.

TABELA 3 Propriedades dos solos utilizados para o cultivo da *Brachiaria decumbens*.

Solo	Análise granulométrica			Ataque sulfúrico	
	Argila	Areia	Silte	Fe ₂ O ₃	Al ₂ O ₃
-----g kg ⁻¹ -----					
LAd	220	680	100	71,6	25,5
LVd	720	180	100	270	125
RU	310	420	270	221,1	74,5
GX	160	500	340	112,2	13,0
GM	370	240	390	175,5	13,3
RQ	60	920	20	35,8	11

Fonte: Campos (2004).

TABELA 4 Concentrações naturais de As, extraídas pelo método USEPA 3051, nos solos utilizados para o cultivo da *Brachiaria decumbens*.

Solo	Teor de As (mg kg ⁻¹)
Lad	1,09 ± 0,27
LVd	9,26 ± 1,02
RU	0,43 ± 0,37
RQ	0,33 ± 0,30
GX	0,14 ± 0,06
GM	0,86 ± 0,26

Fonte: Campos (2004).

3.3 Delineamento experimental e tratamentos

O delineamento experimental adotado foi inteiramente casualizado com 3 repetições. Os tratamentos foram constituídos pela combinação de 6 classes de

solos (RU, GX, GM, LVd, RQ, LAd) e 5 doses de As (0, 25, 50, 200, 800 mg de As kg⁻¹), totalizando 90 parcelas.

3.4 Montagem e condução do experimento

Os vasos utilizados no experimento foram confeccionados por Costa (2006) com garrafas de polietileno tereftalado (PET), com capacidade para 2 dm³, cortadas aproximadamente ao meio, de modo a se obter o vaso ao qual foram adicionados os solos, na parte superior, e um coletor de lixiviados na parte inferior. As tampas das garrafas foram perfuradas e, antes de serem acopladas aos vasos, receberam lã de vidro para impedir que o solo passasse através dos furos, possibilitando, assim, a coleta do lixiviado com menor proporção de partículas de solo (Figura 1).



FIGURA 1 Vasos confeccionados de garrafas de polietileno tereftalato (PET) com 2 dm³ de capacidade volumétrica, (a) garrafa cortada aproximadamente ao meio, com a tampa perfurada e lã de vidro, (b) coletor e o vaso montado contendo a tampa furada e a lã de vidro.

Após a montagem do experimento, adicionou-se uma lâmina excessiva de água para promover a lixiviação, tornando possível determinar os pesos dos

vasos após a drenagem, considerando-se, então, os vasos com umidade próxima à capacidade de campo.

Visando obter uma germinação mais homogênea das sementes, foi efetuada a quebra da dormência utilizando ácido sulfúrico concentrado durante aproximadamente 2 minutos e, em seguida, lavagem com água corrente e secagem à sombra para posterior semeadura (BRASIL, 1992). Adicionaram-se 10 cm³ de semente por vaso e, após a germinação, foram realizados desbastes, restando, em média, 10 plantas por vaso (Figura 2).

Diariamente, os vasos foram irrigados com água deionizada, com o intuito de manter a sua capacidade de campo, com solução de sulfato de cálcio dihidratado, 10⁻⁴ mol L⁻¹, durante a primeira semana após a semeadura, e a cada 2 dias no decorrer do experimento. Tal procedimento foi adotado visando obter maior desenvolvimento de raízes.



FIGURA 2 Vista geral do experimento após realização dos desbastes, quando cada vaso ficou, em média, com 10 plantas.

No decorrer do experimento foram realizadas adubações, em que as doses de nutrientes aplicados, em mg dm^{-3} , foram as seguintes: 300 de nitrogênio, 200 de fósforo, 300 de potássio, 75 de cálcio, 30 de magnésio, 50 de enxofre, 0,5 de boro, 1,5 de cobre, 5 de ferro, 10 de manganês e 0,1 de molibdênio. Com exceção do nitrogênio e do potássio, que foram parcelados em três aplicações, os outros nutrientes foram aplicados em uma única vez. As fontes utilizadas na adubação foram as seguintes: fosfato de amônio monobásico ($\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$), nitrato de potássio (KNO_3), nitrato de cálcio tetra hidratado ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), sulfato de magnésio ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), sulfato ferroso amoniacal ($\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), sulfato de amônio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$), nitrato de amônio ($(\text{NH}_4)\text{NO}_3$), ácido bórico (H_3BO_3), cloreto de manganês ($\text{MnCl} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), molibdato de sódio ($\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), sulfato de zinco ($\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) e sulfato de cobre ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$).

As plantas foram coletadas após 55 dias da semeadura. Antes da coleta, irrigaram-se os vasos com uma lâmina excessiva de água para coleta dos lixiviados. As plantas foram separadas em parte aérea e raiz, lavadas com água deionizada e secas em estufa com circulação forçada de ar, a uma temperatura de aproximadamente 65°C , por cerca de 72 horas.

3.5 Análises realizadas

3.5.1 Análise do solo

Foram coletadas alíquotas de todos os solos utilizados neste estudo para realizar as extrações de As através de 2 métodos distintos existentes no Brasil para extração de P: método Mehlich I e Resina trocadora de ânions (RAIJ, 1978 e 1989). Adotaram-se estes métodos extratores devido ao fato de As e P pertencerem ao mesmo grupo da tabela periódica e, conseqüentemente, apresentarem comportamento químico semelhante, devido ao fato de possuírem o mesmo número de elétrons na camada de valência. Os teores de As foram

analisados por espectrofotometria de absorção atômica de chama, em equipamento Perkin Elmer AAnalyst 800.

3.5.2 Análise do lixiviado

Mediram-se os volumes coletados e, posteriormente, realizaram-se leituras de pH e de condutividade eletrolítica. Os lixiviados foram acidificados com ácido nítrico p.a., com o intuito de evitar a proliferação de fungos durante o período de armazenamento, e filtrados para posterior realização da leitura de As. É relevante salientar que a filtração foi efetuada com papel de filtro comum, e não com membrana de 0,45 µm. A leitura de As foi realizada utilizando-se espectrofotômetro de absorção atômica de chama e, ou forno de grafite, em equipamento Perkin Elmer AAnalyst 800.

3.5.3 Análise da planta

Após a secagem, o material foi pesado para avaliação da produção de matéria seca de raiz e parte aérea e, em seguida, triturado em moinho tipo Wiley. O material triturado, posteriormente digerido segundo método 3051 da USEPA, foi analisado por espectrofotometria de absorção atômica de chama e, ou forno de grafite, conforme descrito no item precedente.

O limite de detecção qualitativo do método USEPA 3051 corresponde a 0,34 mg kg⁻¹ e foi calculado por Zuliani (2006), utilizando a equação a seguir (APHA, 1989):

$$LDQ = Fd*(M \pm k*s),$$

em que: LQD é o limite de detecção qualitativo do método analítico, Fd é o fator de diluição das amostras, M é a média das provas em branco, k é o coeficiente de Kaiser que, possui valor fixo igual a 3 (Skoog et al., 2002), e s é o desvio padrão das provas em branco.

3.5.4 Tratamento e apresentação dos resultados

Foram realizadas análises qualitativas para avaliar o efeito das diferentes doses de As aplicadas aos solos utilizados no cultivo da braquiária. Para verificar o efeito dos tratamentos sobre o lixiviado, o desenvolvimento da braquiária e o teor de As na planta, foram calculadas médias e desvios padrões e realizadas comparações entre os resultados obtidos com as doses de As aplicadas e as propriedades de cada solo utilizado. Já para verificar o poder de extração de As pelo método Mehlich 1 e resina trocadora de ânions, foram utilizadas equações de regressão e seus respectivos coeficientes de determinação.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Extração de As dos solos

Os teores de As extraídos do solo pelo método Mehlich 1 e resina trocadora de ânions são apresentados na Tabela 5. Nota-se, para a solução de Mehlich 1, que à medida que aumentam as concentrações de As nos solos LAd, RQ e GX, ocorre um incremento na concentração de As extraído por esse método. É relevante salientar que os teores de As no LAd e no RQ não foram observados nos tratamentos com 0 e 25 mg kg⁻¹ de As. Também não foram detectadas a testemunha no RU e a dose de 50 mg kg⁻¹ no GM; já no LVd, foi possível quantificar o As extraído apenas na dose equivalente a 800 mg kg⁻¹. No GX, todos os teores de As extraídos foram quantificados e tal fato pode estar relacionado ao menor teor de argila neste solo em comparação com os demais, com exceção do RQ.

Nos solos desse estudo, nos quais a concentração de As aplicada foi de 800 mg kg⁻¹, observa-se a seguinte ordem de extração: LVd (0,429 mg kg⁻¹) < RU (1,694 mg kg⁻¹) < GM (2,266 mg kg⁻¹) < LAd (5,027 mg kg⁻¹) < GX (7,273 mg kg⁻¹) < RQ (16,56 mg kg⁻¹). Os diferentes teores de As extraídos nesses solos provavelmente estão associados aos diferentes teores de argila presentes: RQ < GX < LAd < RU < GM < LVd. Portanto, pode-se inferir que quanto maior o teor de argila, menor a disponibilidade de As devido aos processos de adsorção.

O método da resina trocadora de ânions apresentou apenas um resultado não detectado, fato que ocorreu no LVd na concentração de 50 mg kg⁻¹ de As. Não foi possível relacionar os teores de As extraídos por esse método com o aumento das concentrações de As no solo, pois solos que não receberam As, ou seja, as testemunhas, apresentaram teores elevados do elemento quando comparados com os demais. No GM, o teor de As extraído na testemunha foi superior às demais concentrações; já no GX, no RU e no LVd, as testemunhas

superaram os teores extraídos nas concentrações de 25, 50 e 200 mg kg⁻¹ de As, enquanto no RQ e no LAd tal observação ocorreu para as concentrações de 25 e 50 mg kg⁻¹ de As. Não há, também, relação entre o teor de argila dos solos e o As extraído. No entanto, nota-se que no GM, exceto na concentração de 800 mg kg⁻¹, ocorreu a maior extração de As, seguido do RU, exceto nas concentrações equivalentes a 200 mg kg⁻¹ e 800 mg kg⁻¹. Nas doses de 25, 50 e 200 mg kg⁻¹, o LVd apresentou os menores teores de As extraídos.

TABELA 5 Teores médios de As (mg kg⁻¹) extraídos dos solos pelos métodos Mehlich 1 (M) e Resina trocadora de ânions (R).

Solos	Dose de As aplicada (mg kg ⁻¹)									
	0		25		50		200		800	
	M	R	M	R	M	R	M	R	M	R
LAd	N.D.	0,845	N.D.	0,966	0,040	0,563	0,486	3,070	5,027	4,739
LVd	N.D.	2,641	N.D.	0,115	N.D.	N.D.	N.D.	0,158	0,429	4,862
RU	N.D.	3,387	0,001	2,929	0,323	3,066	0,195	3,068	1,694	3,959
RQ	N.D.	2,766	N.D.	1,300	0,359	2,062	3,223	3,743	16,560	6,162
GX	0,063	3,139	0,179	0,755	0,324	2,656	1,195	2,970	7,273	6,054
GM	0,158	5,104	0,078	4,489	N.D.	4,389	0,274	4,158	2,266	4,619

N.D. - não detectado.

O método Mehlich 1 apresentou-se mais eficiente na extração de As dos solos utilizados (Tabela 6). Nota-se que há relação entre o teor de As extraído por este método e os teores de argila, óxidos de ferro e alumínio presentes nos solos em estudo, fato que está de acordo com Gustafsson (2001), que cita a importância dos atributos como teor de argila, Fe₂O₃ e Al₂O₃ na adsorção de arsenato. O As e o P pertencem ao grupo 15 da tabela periódica, portanto apresentam comportamento químico semelhante. Logo, fosfato e arsenato possuem afinidade semelhante pelos mesmos sítios de adsorção no solo. Porém,

não se obtiveram resultados para extração de As semelhantes aos reportados na literatura para extração de P, para os quais ambos os métodos utilizados são considerados eficientes para extrair P do solo (Corrêa, 1993; Santos & Kliemann, 2005 e 2006).

TABELA 6 Equações de regressão e coeficientes de determinação (R^2) em função das doses de As aplicadas aos solos e os teores de As extraídos pelo método Mehlich 1 e Resina trocadora de ânions.

Solos	Mehlich 1		Resina trocadora de ânions	
	Equação	R^2	Equação	R^2
LAd	$y = 0,0066x - 0,3549$	0,9834	$y = 0,005x + 0,9577$	0,8683
LVd	$y = 0,0008x - 0,2539$	0,6204	$y = 0,005x + 0,4346$	0,6018
RU	$y = 0,0022x - 0,0757$	0,9387	$y = 0,0011x + 3,0538$	0,7407
RQ	$y = 0,0213x - 0,6178$	0,998	$y = 0,0052x + 2,0808$	0,8751
GX	$y = 0,0091x - 0,1604$	0,9921	$y = 0,005x + 2,0491$	0,7691
GM	$y = 0,0029x - 0,0772$	0,9632	$y = -8E-05x + 4,5683$	0,0054

Trabalho conduzido por Campos (2004), utilizando os mesmos solos desse estudo, com exceção da dose de 800 mg kg^{-1} de As, avaliou diferentes métodos extratores de As: método USEPA 3051, sulfato de amônio $0,05 \text{ mol L}^{-1}$, fosfato de amônio $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ e pasta saturada. O método USEPA 3051 superou os demais extratores e extraiu, em média, $44,04 \text{ mg kg}^{-1}$ de As, sendo que a quantidade extraída por esse método variou de 10 mg kg^{-1} a 162 mg kg^{-1} na dose de 200 mg kg^{-1} de As. Comparando-se, portanto, a extração através do método 3051 com os métodos utilizados neste estudo, verifica-se a ineficiência dos métodos Mehlich 1 e resina trocadora de ânions no processo de extração de As, pois os maiores teores de As extraídos por ambos os métodos foram obtidos

no solo RQ com 800 mg kg^{-1} de As e esses teores aproximaram-se do menor teor extraído pelo método 3051 na dose de 200 mg kg^{-1} de As.

4.2 Efeito dos tratamentos sobre o pH e a condutividade elétrica dos lixiviados

Os valores de pH dos lixiviados (Figura 3) não apresentaram muita variação com o aumento da dose de As nos solos em estudo. No Latossolo Amarelo Distrófico (LAd), a variação de pH foi de $4,6 \pm 0,2$ (50 mg kg^{-1}) a $7,4 \pm 0,1$ (200 mg kg^{-1}), e no Latossolo Vermelho Distrófico (LVd), de $4,9 \pm 0,2$ (200 mg kg^{-1}) a $5,9 \pm 0,6$ (800 mg kg^{-1}), sendo que os valores médios de pH nesse solo, com exceção da dose de 200 mg kg^{-1} de As, apresentaram-se superiores aos obtidos no LAd. No Neossolo Flúvico (RU), a variação de pH foi de $4,2 \pm 0,3$ (200 mg kg^{-1}) a $5,5 \pm 0,5$ (50 mg kg^{-1}), e todos os valores se apresentaram inferiores aos do Neossolo Quartzarênico (RQ), cuja variação foi de $6,4 \pm 0,4$ (200 mg kg^{-1}) a $6,9 \pm 0,1$ (800 mg kg^{-1}). A variação no Gleissolo Háptico foi de $4,4 \pm 0,1$ (800 mg kg^{-1}) a $6,2 \pm 0,4$ (200 mg kg^{-1}), e no Gleissolo Melânico, de $4,4 \pm 0,6$ (0 mg kg^{-1}) a $6,7 \pm 0,2$ (200 mg kg^{-1}). Para os solos LAd, GX e GM, os maiores valores médios de pH foram obtidos na concentração equivalente a 200 mg kg^{-1} de As, enquanto, para o LVd e o RQ, os maiores valores de pH foram encontrados na concentração de 800 mg kg^{-1} de As. Tal fato está de acordo com o reportado por Campos (2004), que estudou os mesmos solos, nas mesmas concentrações de As, para testar diferentes métodos extratores.

O aumento do pH com o aumento da concentração de As no solo pode estar relacionado à liberação de OH^{-1} em função da adsorção do As no solo (Raven, 1998), e também à diminuição da atividade microbiana e à redução da mineralização da matéria orgânica do solo em função da aplicação de

concentrações elevadas de As (200 e 800 mg kg^{-1}) nos solos utilizados nesse estudo (Campos, 2004; Edvantoro, 2004).

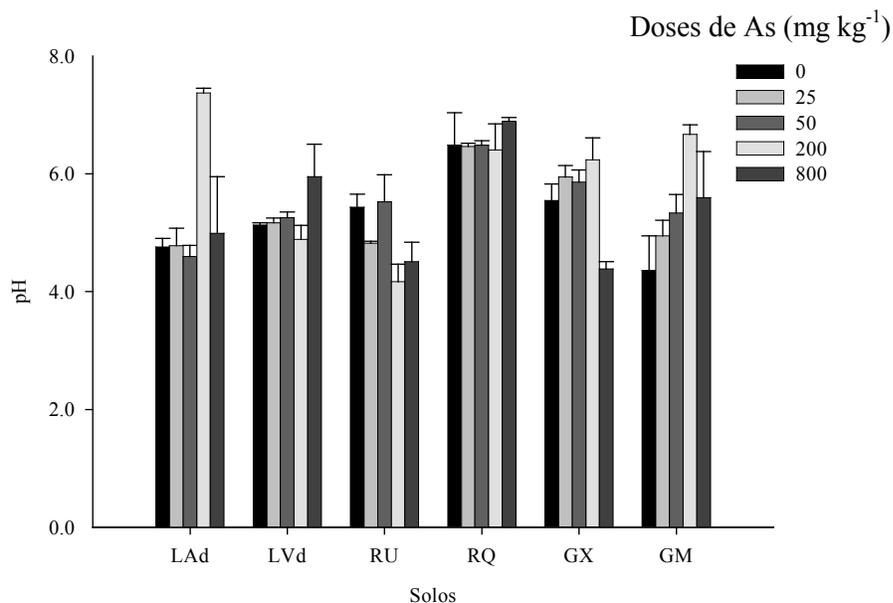


FIGURA 3 Valores médios de pH dos lixiviados coletados aos 50 dias após a semeadura da braquiária, fase final do experimento.

A condutividade eletrolítica (CE) dos lixiviados (Figura 4), de modo geral, apresentou um incremento à medida que se aumentava a dose de As nos solos. Tal fato está de acordo com o esperado, uma vez que a condutividade eletrolítica se refere à presença de íons, na solução, capazes de transmitir corrente elétrica. Nota-se que os valores médios da CE, nos seis solos, nas concentrações equivalentes a 0 ; 25 e 50 mg As kg^{-1} , foram inferiores a $0,8$ dS m^{-1} , indicando baixo teor de sais dissolvidos. Nos solos LAd, RU e GX com 200 mg kg^{-1} de As, verificou-se um aumento na CE; e em todos os solos com 800 mg kg^{-1} de As houve um acréscimo na CE na seguinte ordem: RQ ($2,5$ dS m^{-1}) <

GM (2,6 dS m⁻¹) < GX (3,1 dS m⁻¹) < LVd (3,2 dS m⁻¹) < Lad (3,5 dS m⁻¹) < RU (8,5 dS m⁻¹).

Apenas no solo RU foi possível relacionar o valor médio da CE com o volume de lixiviado, ou seja, observou-se um acréscimo na CE à medida que houve uma diminuição no volume do lixiviado. Esse fato não ocorreu nos demais solos em função da variação do volume dos lixiviados, o que pode estar relacionado ao procedimento adotado para a sua coleta, no qual os solos receberam uma quantidade excessiva de água até a geração do lixiviado. As diferenças entre os valores de CE dos lixiviados entre os solos com mesma concentração de As são devidas às suas propriedades físicas e químicas, tais como aos teores de argila e matéria orgânica.

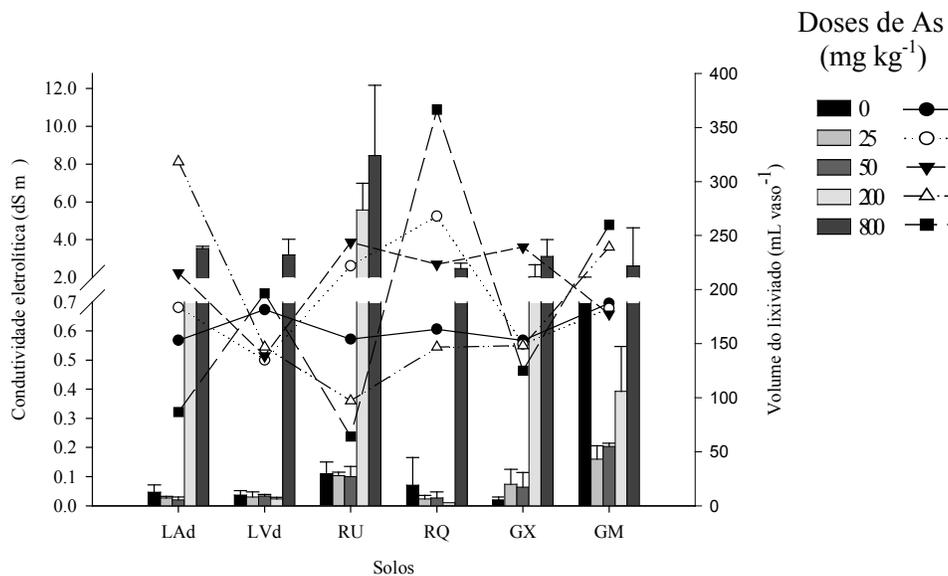


FIGURA 4 Valores médios de condutividade eletrolítica e volume dos lixiviados coletados na fase final do experimento.

4.3 Efeito dos tratamentos sobre a concentração de As nos lixiviados

As concentrações de As nos lixiviados são apresentadas na Tabela 7. No solo RU, em todas as doses de As a que esse solo foi submetido, observou-se comportamento semelhante à testemunha, não apresentando, portanto, grandes variações entre os teores de As presentes nos lixiviados. Já nos solos LAd, LVd, GX e GM nas doses 0, 25 e 50 mg kg⁻¹ de As, os teores do elemento presentes nos lixiviados apresentaram pouca variação em comparação com os teores obtidos nas doses de 200 e 800 mg kg⁻¹ em suas respectivas classes de solo. No solo RQ com 25 mg kg⁻¹, obteve-se concentração de As inferior à da testemunha, enquanto nas demais concentrações houve um acréscimo no teor de As no lixiviado à medida que se aumentavam as doses do elemento no solo.

Em todos os solos utilizados nesse estudo, com exceção do RU, em que não se verificou grande variação entre os teores de As presentes nos lixiviados, notou-se uma maior variação, ou seja, um maior incremento na quantidade do elemento presente nos lixiviados dos solos que receberam 200 e 800 mg kg⁻¹ de As. Tal observação pode ser explicada devido ao fato de as doses de As aplicadas aos solos apresentarem, a partir da concentração equivalente a 50 mg kg⁻¹, um aumento em maior proporção, em função de uma saturação dos sítios de adsorção de As nos solos a partir da aplicação da dose de 50 mg kg⁻¹.

É relevante salientar que a acidificação dos lixiviados com ácido nítrico p.a. pode ter ocasionado superestimação do teor de As nos lixiviados em função da solubilização do As adsorvido a partículas de solo, ou seja, em razão da liberação do As não disponível. Esse fato corrobora as citações de Alloway (1990) e Sparks (1995), segundo os quais os processos de adsorção são os principais responsáveis pelo controle da mobilidade e biodisponibilidade de elementos-traço no solo.

Comparando os teores de As presentes nos lixiviados das seis classes de solos utilizadas, observa-se que os resultados obtidos corroboram a citação acima. Esperavam-se menores teores de As nos lixiviados do LVd, solo com

maiores teores de argila, Fe_2O_3 e Al_2O_3 ; porém, os lixiviados deste solo com 50, 200 e 800 mg kg^{-1} de As apresentaram teores altos do elemento em comparação com os demais, sendo suas concentrações inferiores apenas às do RQ, solo mais arenoso. Dessa forma, não foi possível comparar as propriedades dos solos, como a textura e o teor de matéria orgânica, com os teores de As presentes nos lixiviados.

TABELA 7 Teores médios (mg L^{-1}) - TM e desvios padrões - DP - referentes ao As, presentes nos lixiviados coletados na fase final do experimento.

Solos	Doses de As aplicadas aos solos (mg kg^{-1})									
	0		25		50		200		800	
	TM	DP	TM	DP	TM	DP	TM	DP	TM	DP
LAd	0,001	0,001	0,458	0,530	0,069	0,116	0,799	0,889	0,783	0,933
LVd	0,629	0,223	0,116	0,158	0,740	0,675	2,604	1,871	14,919	14,754
RU	0,595	0,437	0,855	0,468	0,608	0,418	0,513	0,871	0,420	0,502
RQ	0,208	0,205	0,160	0,159	2,585	1,629	3,023	1,535	62,220	8,652
GX	0,140	0,021	0,649	0,761	0,570	0,551	1,049	1,257	1,814	1,165
GM	0,013	0,013	0,013	0,008	0,089	0,026	0,635	0,481	0,887	0,629

A Lista Holandesa 6530 de Valores de Qualidade do Solo e da Água Subterrânea (1999), utilizada pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo (CETESB), propõe valores distintos (S T I) de qualidade para os compartimentos ambientais, segundo os quais: (i) o valor de referência (S) indica um nível de qualidade que permite considerar o solo e a água subterrânea “limpos”; (ii) o valor de intervenção (I) indica um nível de qualidade acima do qual existem risco para a saúde humana e para o ambiente, sendo que a ultrapassagem desse valor em volume de solo de 25 m^3 ou em 100 m^3 de água subterrânea indica a necessidade de implementação na área avaliada

de ações voltadas para sua remediação; (iii) o valor de alerta (T) é um valor intermediário entre S e I. Os valores propostos S, T e I para As, considerando um solo com teor de argila de 25% e de matéria orgânica de 10%, para água subterrânea, em $\mu\text{g L}^{-1}$, correspondem a 10, 35 e 60, respectivamente, e para solo, em mg kg^{-1} , correspondem a 29, 42 e 55, respectivamente.

Há registros de contaminação por As de águas subterrâneas em diferentes partes do mundo. Em 1983, em Bengal Ocidental e Bangladesh, foi relatada a contaminação das águas subterrâneas por As, em escala catastrófica, em que cerca de 25 milhões de pessoas consumiram água com teores de As superiores a $50 \mu\text{g L}^{-1}$ e mais de 300.000 pessoas, somente em Bengal Ocidental, apresentaram lesões de pele (Chakraborti et al., 2002). A água consumida por essas populações é utilizada abundantemente para diversas finalidades (Liu et al., 2006) e é proveniente de poços perfurados em regiões cujo solo e rochas são ricas em arsênio (Sakuma, 2004). Em função dessa situação de risco à saúde de milhões de pessoas (Chowdhury et al., 2000; Karim, 2000), a água nestes países tem sido monitorada freqüentemente.

Em Taiwan, foram coletadas e analisadas 655 amostras de água com o objetivo de avaliar sua qualidade; porém, encontraram-se altas concentrações de As em aquíferos, cuja concentração máxima foi de 590 mg kg^{-1} de As. Esses valores altos foram relacionados com as sucessões marinhas e também com a bioacumulação do elemento no mar através da sedimentação de materiais na fase de formação (Liu et al., 2006).

Comparando as concentrações de As presentes nos lixiviados com a Resolução CONAMA 357/2005 e com os valores propostos pela Lista Holandesa 6530, nota-se, em geral, que as concentrações de As estão acima dos limites estabelecidos para o elemento. Porém, deve-se considerar que tais resultados foram obtidos em casa-de-vegetação e que, em condições normais de campo, provavelmente devido à maior profundidade dos solos, estes teores

possivelmente não seriam encontrados na água subterrânea. Ressalta-se ainda que os resultados obtidos nesse estudo não podem ser tomados como valores de referência em função da acidificação e da filtração dos lixiviados em filtro comum, o que podem acarretar uma superestimativa no teor do elemento presente nos lixiviados, conforme descrito anteriormente.

4.4 Efeito dos tratamentos sobre o desenvolvimento da *Brachiaria decumbens*

As produções de matéria seca de raiz (MSR) e parte aérea (MSPA) da braquiária foram influenciadas diretamente pelos tratamentos a que foi submetida (Figura 5).



FIGURA 5 Desenvolvimento da *Brachiaria decumbens* cultivada em solos contaminados artificialmente com As nas doses 0, 25, 50, 200 e 800 mg kg⁻¹.

Verifica-se, na Figura 6, que em quase todos os solos aos quais foram aplicadas as doses de 200 e 800 mg kg⁻¹ de As ocorreram menores produções de MSR, sendo que não houve produção no LAd, no RQ e no GX na dose de 800 mg kg⁻¹. Além disso, nota-se que a produção de MSR no RQ não ocorreu com a dose de 200 mg kg⁻¹. Tal fato pode estar associado aos menores teores de argila,

Fe_2O_3 e Al_2O_3 presentes neste solo; ou seja, havia mais As “livre” para ser absorvido pelas plantas. Nas doses de 0, 25 e 50 mg kg^{-1} de As, em todas as classes de solo, não se observa muita variação na produção de MSR, o que pode estar relacionado ao fato de que tais concentrações se enquadram na faixa considerada normal para solos de acordo com Mandal & Suzuki (2002), segundo os quais a concentração de As varia de $<0,1-97 \text{ mg kg}^{-1}$. Nota-se ainda que as produções de MSR dos solos LVd e RU, na dose equivalente a 200 mg kg^{-1} de As, foram semelhantes aos valores obtidos nas doses 0, 25 e 50 mg kg^{-1} de As nas respectivas classes de solo. A produção de MSR nas doses 200 e 800 mg kg^{-1} segue a seguinte ordem crescente: $\text{RQ} < \text{GX} < \text{LAd} < \text{GM} < \text{RU} < \text{LVd}$. Dessa forma, observa-se novamente a relação existente entre o teor de argila e a disponibilidade de As para as plantas, uma vez que a disponibilidade de As está altamente relacionada com as propriedades dos solos, como o teor de argila, óxidos de ferro e alumínio, que garantem adsorção específica e redução na mobilidade e na dessorção do As (Campos, 2004; Goh e Lin, 2004). Logo, os solos RU e LVd, devido a seus maiores teores de argila, Fe_2O_3 e Al_2O_3 , podem aumentar a adsorção de arsênio e, conseqüentemente, torná-lo indisponível para as plantas. No entanto, a classe de solo GM possui maior teor de argila quando comparada à classe RU, e esta última apresenta maior produção de MSR. Tal fato pode estar relacionado ao teor de MO da classe GM, que é substancialmente maior que a do RU, característica que pode estar influenciando diretamente a imobilização do arsênio, reduzindo a sua fitodisponibilidade.

Observa-se, na Figura 7, que a produção de MSPA respondeu aos tratamentos de forma semelhante ao que foi reportado anteriormente para a MSR. Logo, nas doses com 200 e 800 mg kg^{-1} de As, houve redução na produtividade, exceto para o LVd e RU na dose de 200 mg kg^{-1} , cujos valores médios foram próximos aos obtidos nas doses 0, 25 e 50. No RQ, a redução na produção de MSPA ocorreu na dose de 50 mg kg^{-1} , e não com 200 mg kg^{-1} ,

conforme foi observado para a produção de MSR. Esse fato pode estar relacionado à translocação do As da raiz para a parte aérea. A produção de MSPA nas doses 200 e 800 mg kg⁻¹ de As obedece à mesma seqüência obtida para a produção de MSR.

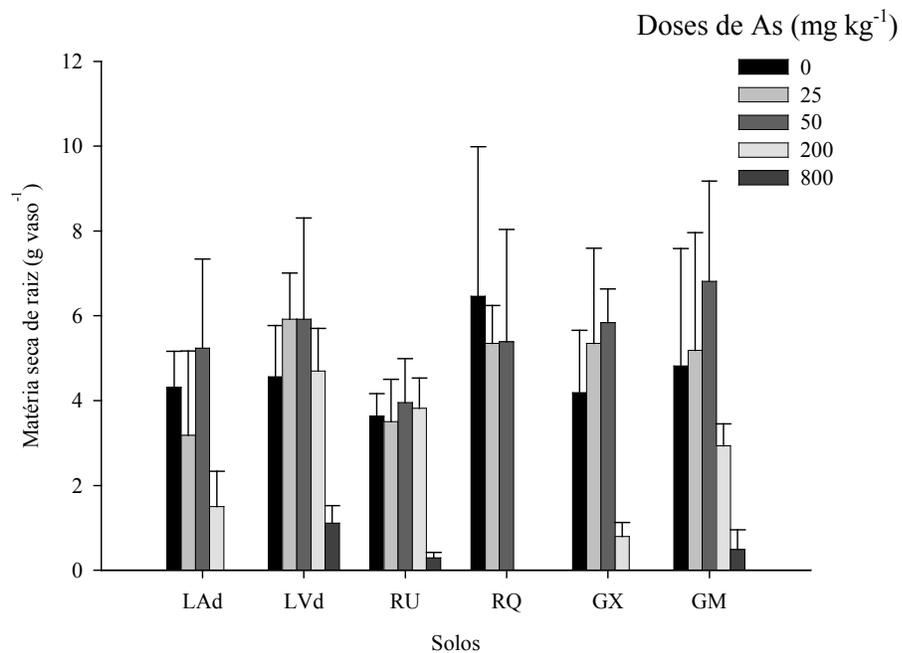


FIGURA 6 Valores médios da produção de matéria seca de raiz da *Brachiaria decumbens* cultivada em solos contaminados artificialmente com As.

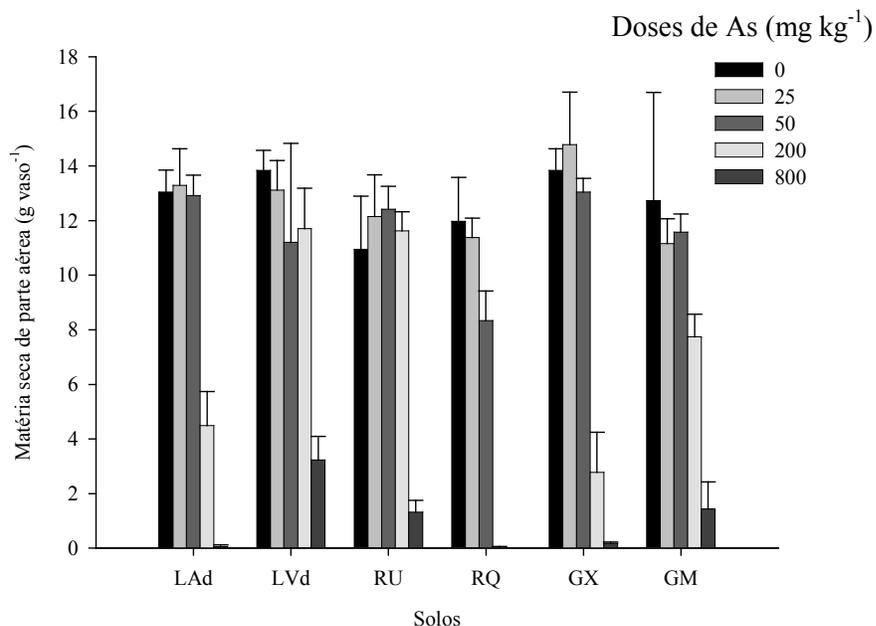


FIGURA 7 Valores médios da produção de matéria seca de parte aérea da *Brachiaria decumbens* cultivada em solos contaminados artificialmente com As.

4.5 Efeito dos tratamentos sobre os teores de As na *Brachiaria decumbens*

A elevação nas doses de As aplicadas aos solos resultou em aumento acentuado nas concentrações do elemento na MSR e MSPA da braquiária, sendo observados comportamentos diferenciados da espécie de acordo com a classe de solo em que foi cultivada, conforme pode ser verificado nas Figuras 8 e 9.

Os teores médios de As na MSR se relacionaram com os teores de argila, Fe_2O_3 e Al_2O_3 presentes nos solos utilizados; ou seja, quanto maior o teor de argila e de óxidos de ferro e alumínio no solo, menor o teor de As na planta, devido aos processos de adsorção. Logo, a braquiária cultivada no solo RQ apresentou os maiores teores do elemento, e a cultivada no solo LVd, os menores teores. A mesma correlação não foi verificada para a MSPA, pois os maiores teores de As foram obtidos no solo LAd e os menores, no solo RU, nas

doses 0, 25 e 50 mg kg⁻¹, e no solo GM, nas doses 200 e 800 mg kg⁻¹. Observa-se também que as variações nas concentrações médias de As na MSR e MSPA aumentaram expressivamente a partir da dose de 50 mg kg⁻¹, em suas respectivas classes de solo.

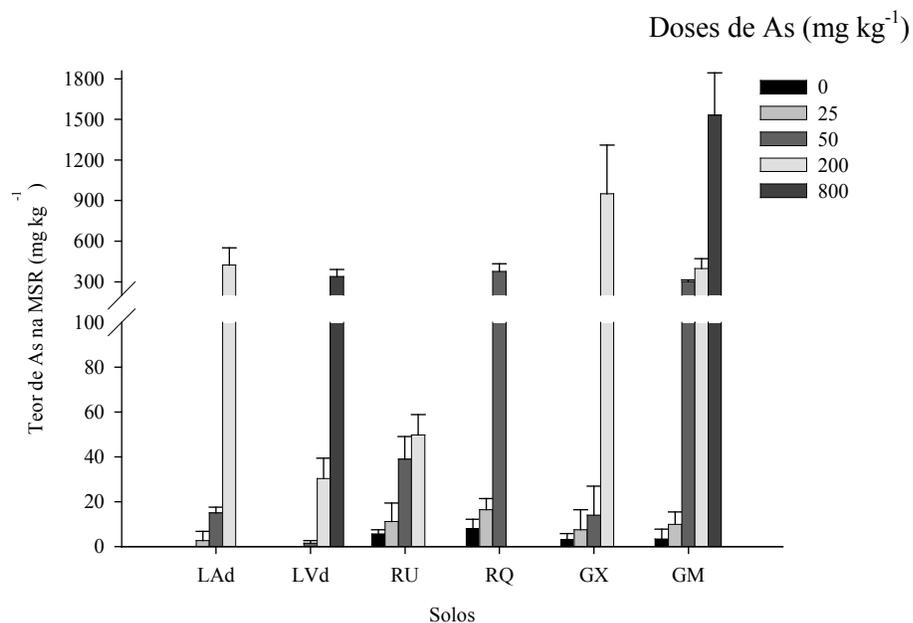


FIGURA 8 Concentração média de As (mg kg⁻¹) na matéria seca de raiz da *Brachiaria decumbens* cultivada em solos contaminados artificialmente com As.

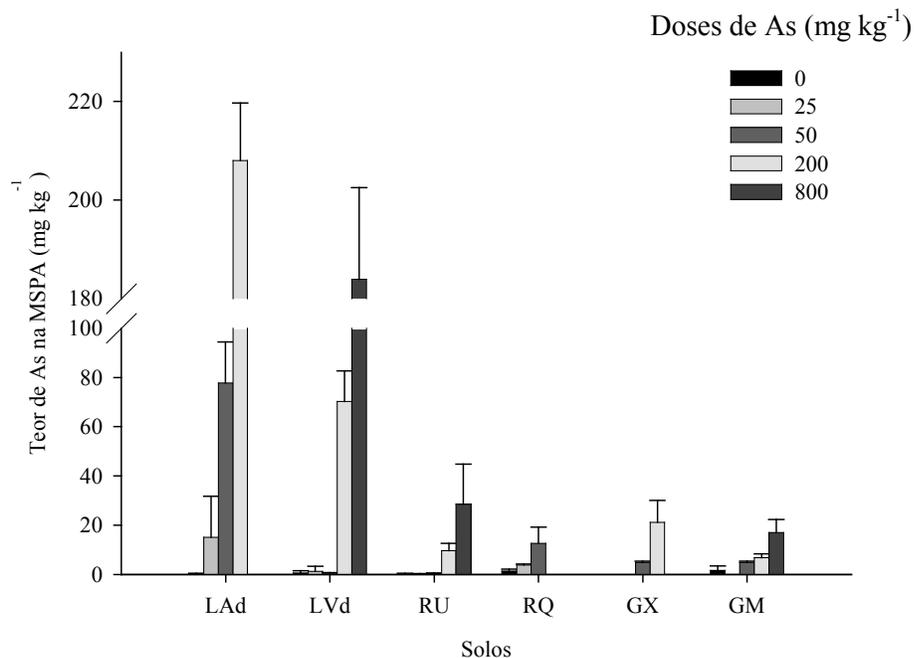


FIGURA 9 Concentração média de As (mg kg^{-1}) na matéria seca de parte aérea da *Brachiaria decumbens* cultivada em solos contaminados artificialmente com As.

Considerando os teores médios de arsênio nas plantas, uma grande variedade de valores é encontrada na literatura. Esses valores vão desde teores fitotóxicos em plantas consideradas não sensíveis nem tolerantes a As, na faixa de 5 a 20 mg kg^{-1} (Kabata-Pendias & Pendias, 2001), passando por valores em plantas que cresceram em ambientes contaminados, como, por exemplo, a concentração média de arsênio de 29 mg kg^{-1} em folhas de agrião que cresceram em águas com 0,4 mg L^{-1} de arsênio (Robison et al., 2003) e musgos com concentração entre 490–1220 mg kg^{-1} de As de peso seco em áreas de mineração de ouro (Koch et al., 2000).

Para avaliar o poder de extração de As pela braquiária e identificá-la como uma espécie tolerante ou hiperacumuladora de As, adotaram-se os valores referentes ao fator de bioacumulação (FA) (Hinchman et al., citados por Accioly & Siqueira, 2000) e ao índice de translocação (IT) (Abichequer & Bohnen, 1998) do elemento na planta, conforme descrito a seguir:

$$FA = \frac{\text{Acúmulo do elemento na parte aérea}}{\text{Teor do elemento no solo}}$$

$$IT = \frac{\text{Acúmulo do elemento na parte aérea}}{\text{Acúmulo do elemento na planta}} \times 100$$

Os valores referentes a FA e IT da braquiária são apresentados nas Figuras 10 e 11. De acordo com Fitz & Wenzel (2002), plantas tolerantes tendem a restringir a translocação de As do solo para a planta e da raiz para a parte aérea, enquanto as hiperacumuladoras absorvem e translocam ativamente o arsênio. Assim, plantas tolerantes possuem fator de bioacumulação menor que um. Um bom exemplo para tal afirmação é a comparação entre a planta tolerante *Agrostis catellana* crescendo em solo que continha 17000 mg kg⁻¹ de As (De Koe & Jaques, 1993) e a hiperacumuladora *P. vittata* encontrada em local onde o solo possuía 97 mg kg⁻¹ de As (Ma, 2001). A primeira apresentou, na parte aérea, 170 mg kg⁻¹ de As, e na raiz, 1000 mg kg⁻¹ (FA = 0,01), enquanto a *P. vittata* apresentou, na parte aérea, 7234 mg kg⁻¹ de As, e na raiz, 303 mg kg⁻¹ (FA = 74,6). Portanto, avaliando os dados referentes ao FA da *Brachiaria decumbens*, é possível inferir que a espécie é tolerante ao As e não hiperacumuladora, uma vez que apenas no solo LAd, nas doses de 50 e 200 mg kg⁻¹, obteve-se FA >1. Contudo, comparando os valores de FA nesta classe de solo, nestas concentrações, com o FA da espécie hiperacumuladora *P. vittata*,

não é possível considerar que houve hiperacumulação do elemento, uma vez que tais valores foram próximos de 1, sendo 1,55 para a dose de 50 mg kg⁻¹ de As e 1,04 para a dose de 200 mg kg⁻¹ de As.

Segundo Marin et al. (1993), o As tende a ser pouco translocado para a parte aérea das plantas após a absorção pelas raízes. Tal afirmação corrobora os resultados obtidos, uma vez que a translocação de As da raiz para a parte aérea da braquiária foi bastante restrita. No entanto, devido ao fato de não ter sido detectado As nas raízes das testemunhas dos solos LAd e LVd e na dose de 25 mg kg⁻¹, nas classes LVd RU foram obtidos valores de IT equivalentes a 100%. Nota-se, de modo geral, que os maiores IT foram obtidos no solo LAd e LVd, enquanto, nos demais solos, o As ficou predominantemente retido na raiz.

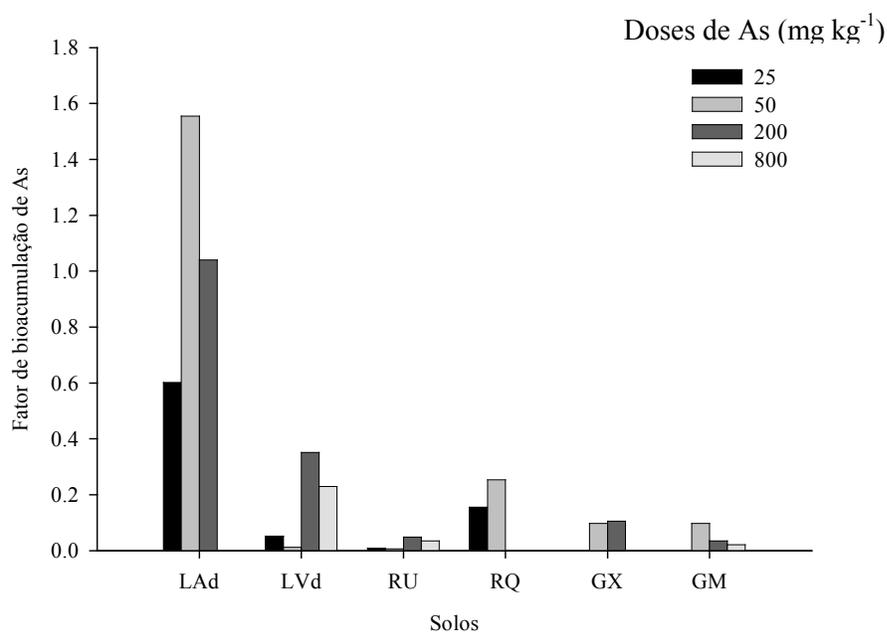


FIGURA 10 Dados referentes ao fator de bioacumulação de As da *Brachiaria decumbens* cultivada em solos contaminados artificialmente com As.

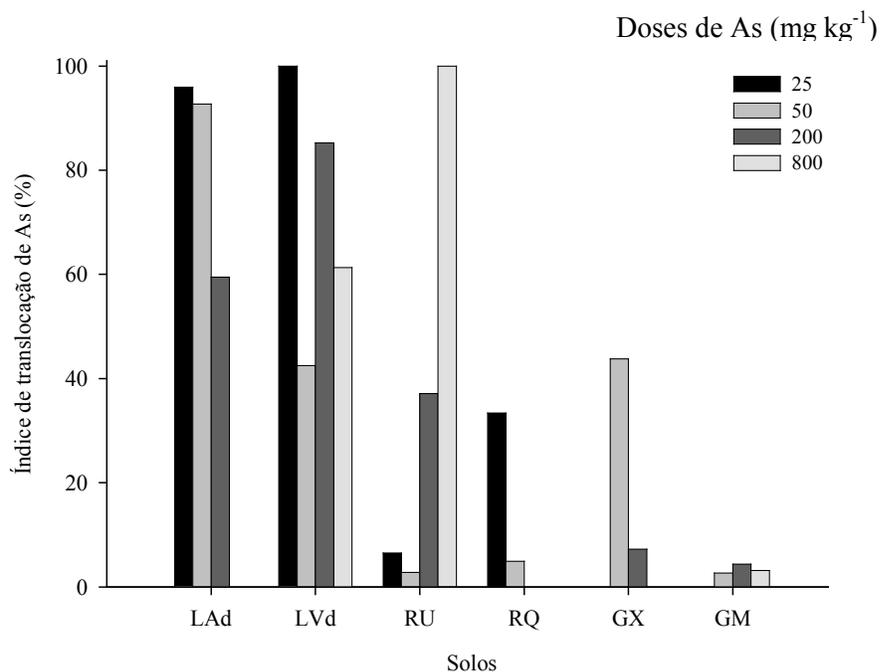


FIGURA 11 Dados referentes ao índice de translocação de As (%) da *Brachiaria decumbens* cultivada em solos contaminados artificialmente com As.

A baixa capacidade de translocação do As para a parte aérea, bem como alterações no metabolismo interno da planta, parecem ser importantes mecanismos para minimizar o potencial fitotóxico do As (Schmöger et al., 2000). Entretanto, existe diferença na absorção, transporte e acumulação de arsênio entre genótipos tolerantes e não tolerantes a arsênio. Genótipos tolerantes de *Holcus Lanatus* restringem a absorção de arsênio; contudo, são capazes de acumular arsênio quando expostos por longo período. Por outro lado, a exposição a arsênio por longo período leva à morte dos genótipos não tolerantes (Mecharg & Macnair, 1991a). Estudos sobre o mecanismo de absorção de arsenato e fosfato, realizados em genótipos tolerantes e não tolerantes a arsênio de *Holcus Lanatus* (Mecharg & Macnair, 1990),

Deschampsia cespitosa L. e *Agrostis capillaris* L. (Mecharg & Macnair, 1991b), indicam que plantas não tolerantes absorvem muito mais fosfato e arsenato que tolerantes. Essa diferença pode estar relacionada à ausência do mecanismo de absorção de alta afinidade para fosfato em plantas tolerantes. A identificação de mutantes com apenas um sistema de absorção de fosfato evidencia que a absorção de íons ocorre por duas vias distintas (Mecharg & Macnair, 1990).

5 CONCLUSÕES

Os métodos Mehlich 1 e Resina trocadora de ânions não foram eficientes na extração de As dos solos utilizados neste estudo quando em comparação com o método USEPA 3051, sendo a solução Mehlich 1 mais eficiente que a Resina trocadora de ânions.

O aumento nas concentrações de As adicionadas aos solos resultou em inibição no desenvolvimento da braquiária de forma diferenciada nas seis classes de solos utilizadas em seu cultivo.

- Nos solos LAd, GX e GM, nas doses de 0, 25 e 50 mg kg⁻¹ de As, as produções de MSR e MSPA foram semelhantes nas respectivas classes de solo.

- Nos solos LVd e RU, nas doses de 0, 25, 50 e 200 mg kg⁻¹ de As, as produções de MSR e MSPA foram semelhantes nas respectivas classes de solo.

- No solo RQ não houve produção de MSR e MSPA na dose de 200 mg kg⁻¹ de As e a redução na produção ocorreu na dose de 50 mg kg⁻¹ de As.

- Na dose de 800 mg kg⁻¹ de As, não houve produção de MSR e MSPA nos solos LAd, RQ e GX.

De modo geral, em função da baixa translocação de As pela braquiária, a maior quantidade do elemento absorvida ficou armazenada nas raízes das plantas, não havendo, portanto, grandes quantidades na parte aérea.

A espécie de braquiária utilizada neste estudo é tolerante ao As e não hiperacumuladora do elemento, podendo ser utilizada em programas de recuperação/revegetação de áreas degradadas e contaminadas com As. É relevante salientar que tais áreas devem ser controladas/preservadas a fim de se evitar a entrada de animais e, conseqüentemente, a sua contaminação e a entrada do elemento na cadeia alimentar.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABICHEQUER, A.D.; BOHNEN, H. Eficiência de absorção, translocação e utilização de fósforo por variedades de trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 22, n. 1, p.21-26, jan./mar. 1998.

ACCIOLY, A.M.A.; SIQUIERA, J.O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. V. H.; SHAEFER, C. E. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: UFV, 2000. v. 1, p. 298-352.

AGELY, A.A.; SYLVIA, D.M.; MA, L.Q. Mycorrhizae increase arsenic uptake by the hyperaccumulator Chinese brake fern (*Pteris vittata* L.). **Journal Environmental Qual.**, v. 34, p. 2181–2186, 2005.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES & DISEASE REGISTRY. **Priority list of hazardous substances**, 2005. Disponível em: <<http://www.atsdr.cdc.gov/cercla/05list.html>>. Acesso em: 15 set. 2006.

ALLOWAY, B. J. The origin of heavy metals in soils. In: ALLOWAY, B. J. (Ed.) **Heavy metals in soils**. New York: Wiley & Sons, 1990. p. 29-39.

ANDERSON, R.K.; THOMPSON, M.; CULBARD, E. Selective reduction of arsenic species by continuous hydride generation. Part 1 - Reaction media. **Analyst**, v. 111, p. 1143-1152, 1986.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2.ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 621p.

BARRA, C.M.; SANTELLI, R.E.; ABRÃO, J.J.; GUARDIA, M. Especificação de arsênio - uma revisão. **Química Nova**, São Paulo, v.23, p.58-70, 2000.

BASTA, N.T.; RYAN, J.A.; CHANEY, R.L. Trace element chemistry in residual-treated soil: Key concepts and metal bioavailability. **Journal Environmental Qual.**, v. 34, p. 49–63, 2005.

BASU, A.; MAHATA, J.; GUPTA, S.; GIRI, A.R. Genetic toxicology of a paradoxical human carcinogen, arsenic: a review. **Mutation Research**, v.488, p. 171-194, 2001.

BLOWES, D.W.; JAMBOR, J.L.; HANTON-FONG, C.J.; LORTIE, L.; GOULD, D. Geochemical, mineralogical and microbiological characterization

of a sulphide-bearing carbonate-rich gold-mine tailings impoundment, Joutel, Québec. **Applied Geochem.**, v.13, p.687-705, 1998.

BOLAN, N.S.; ADRIANO, D.C.; MAHIMAIRAJA, S. Distribution and bioavailability of trace elements in livestock and poultry manure by-products. **Crit. Rev. Environmental Science Technology**, v. 34, p. 291-338, 2004.

BORBA, R.P. **Arsênio em ambiente superficial: processos geoquímicos naturais e antropogênicos em uma área de mineração aurífera**. 2002. Tese (Doutorado em Geociências)–Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

BORBA, R.P.; FIGUEIREDO, B.R. A influência das condições geoquímicas na oxidação da arsenopirita e na mobilidade do arsênio em ambientes superficiais tropicais. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 34 , p. 489-500, 2004.

BORBA, R.P.; FIGUEIREDO, B.R.; CAVALCANTI, J.A. Arsênio na água subterrânea em Ouro Preto e Mariana, Quadrilátero Ferrífero (MG). **Revista Esc. Minas**, v. 57, p. 45-51, 2004.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. **Regras para análise de sementes**. Brasília: CLAV/DNDV; SNAD/MA, 1992. 365p.

BURGUERA, M.; BURGUERA, J.L. Analytical methodology for speciation of arsenic in environmental and biological samples. **Talanta**, v. 44, p. 1581-1604, 1997.

BURLÓ, F.; GUIJARRO, I.; CARBONELL-BARRACHINA, A.A.; VALERO, D.; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, F. Arsenic species: Effects on accumulation by tomato plants. **Journal Agricultural Food Chemistry**, v. 47, p.1247-1253, 1999.

CAI, Y.; SU, J.; MA, L. Q. Low molecular weight thiols in arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* upon exposure to arsenic and other trace elements. **Environmental Pollution**, v. 129, p. 69–78, 2004.

CAMPOS, M.L. **Reações de arsênio em latossolos brasileiros de potencial agrícola e comparação de extratores**. 2004. Tese (Doutorado em solos e Nutrição de Plantas)–Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

CAMPOS, M.L.; GUILHERME, L.R.G.; VISIOLLI, E.; ANTUNES, A.S.; CURI, N.; MARQUES, J.J.; SILVA, M.L.N. Força iônica da solução de

equilíbrio na adsorção de arsênio em latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 3, p. 457-460, 2006.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DE SÃO PAULO. **Lista holandesa de valores de qualidade do solo e da água subterrânea** – valores STI. Disponível em: <www.mma.gov.br/conama>. Acesso em: 10 abr. 2007.

CHAKRABORTI D.; RAHMAN M. M.; PAUL K.; CHOWDHURY U. K.; SENGUPTA M.K.; LODH D.; CHANDA C.R.; SAHA K.C.; MUKHERJEE S. C. Arsenic calamity in the Indian subcontinent: what lessons have been learned? **Talanta**, v. 58, p. 3-22, 2002.

CHATTERJEE, A.; DAS, D.; MANDAL, B.K.; CHOWDHURY, T.R.; SAMANTA, G.; CHAKRABORTI, D. Arsenic in ground water in six districts of West Bengal, India: the biggest arsenic calamity in the world. Part I: Arsenic species in drinking water and urine of affected people. **Analyst**, v. 120, p. 643-650, 1995.

CHIU, H.F.; HO, S.C.; WANG, L.Y.; WU, T.N. YANG, C.Y. Does arsenic exposure increase the risk for liver cancer? **Journal Toxicology Environmental Health A.**, v. 67, p. 1491–1500, 2004.

CHIU, K.K.; YE, Z.H.; WONG, M.H. Enhanced uptake of As, Zn, and Cu by *Vetiveria zizanioides* and *Zea mays* using chelating agents. **Chemosphere**, v. 60, p. 1365–1375, 2005.

CHOWDHURY, U.K.; BISWAS, B.K.; CHOWDHURY, T.R.; SAMANTA, G.; MANDAL, B.K.; BASU, G.C.; CHANDA, C.R.; LODH, D.; SAHA, K.C.; MUKHERJEE, S.K.; ROY, S.; KABIR, S.; ZAMAN, Q.; CHAKRABORTI, D. Groundwater arsenic contamination in Bangladesh and West Bengal, India. **Environmental Health Perspect.**, v. 108, p. 393–397, 2000.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 357**, de 17 de março de 2005. Disponível em: <www.mma.gov.br>. Acesso 10 abr. 2007.

CORRÊA, L.A. Disponibilidade de fósforo pelos extratores de Mehlich 1 e resina em latossolo vermelho amarelo, álico cultivado com três gramíneas forrageiras. **Science Agricola**, Piracicaba, v. 50, p. 287-294, 1993.

COSTA, E.T.S. **Subproduto da indústria de alumínio na remediação de áreas contaminadas com cádmio e chumbo**. 2006. 112 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

CURI, N.; FRANZMEIER, D.P. Effect of parent rocks on chemical and mineralogical properties of some Oxisols in Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 51, p. 153-158, 1987.

DE KOE, T.; JAQUES, N.M.M. Arsenate tolerance in *Agrostis castellana* and *Agrostis delicatula*. **Plant and Soil**, Netherlands, v. 151, p. 185-191, 1993.

EDVANTORO, B.B. Changes in microbial properties associated with long-term arsenic and DDT contaminated soils at disused cattle dip sites. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 55, p. 344-351, 2004.

FAYIGA, A.O.; MA, L.Q.; CAO, X.; RATHINASABAPATHI, B. Effects of heavy metals on growth and arsenic accumulation in the arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. **Environmental Pollution**, v. 132, p. 289-296, 2004.

FIGUEIREDO, B.R. **Minérios e ambiente**. Campinas: Unicamp, 2000. 401p.

FITZ, W.J.; WENZEL, W.W. Arsenic transformations in soil-rhizosphere-plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation. **Journal of Biotechnology**, v. 99, p. 259-278, 2002.

FRANCESCONI, K.; VISOOTTIVISETH, P.; SRIDOKCHAN, W.; GOESSLER, W. Arsenic species in an arsenic hyperaccumulating fern, *Pityrogramma calomelanos*: a potencial phytoremediator of arsenic-contaminated soils. **The Science of the Total Environment**, Oxford, v. 284, p. 27-35, 2002.

GOH, K. H.; LIM, T. T. Geochemistry of inorganic arsenic and selenium in tropical soil: effect of reaction time, pH and competitive anions on arsenic and selenium adsorption. **Chemosphere**, v. 55, p. 849-859, 2004.

GONZAGA, M.I.S.; SANTOS, J. A. G.; MA, L. Q. Arsenic phytoextraction and hyperaccumulation by fern species. **Science Agric.**, v. 63, n.1, p. 90-101, 2006.

GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.; PIERANGELI, M.A.P.; ZULIANI, D.Q.; CAMPOS, M.L.; MARCHI, G. Elementos-traço em solos e sistemas

aquáticos. **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. v. 4, p. 345-390.

GUIMARÃES, F.P.; GOMES, C.Q.; MAGALHÃES, A.B.S.; FREITAS, T.V.; OLIVEIRA, J.A.; AGUIAR, R. Estudos laboratoriais de acúmulo e toxicidade de arsênio em *Eichhornia crassipes* e *Salvinia auriculata*. **Journal Braz. Society Ecotoxicology**, v. 1, n. 2, 2006.

GUSTAFSSON, J.P. Modeling competitive anion adsorption on oxide minerals and an allophane-containing soil. **European Journal of Soil Science**, v. 52, p. 639-654, 2001.

HAWKESFORD, M.J. Transporter gene families in plants: the sulphate transporter gene family - redundancy or specialization? **Physiol Plant**, v. 117, p. 155-163, 2003.

HAYES, K.F.; TRAINA, S.J. Metal ion speciation and its significance in ecosystem health. In: ADRIANO, D.C.; LOGAN, T.J.; CHECKAI, R.T. **Soil chemistry and ecosystem health**. Madison: SSSA Special, 1998. n.52, p.45-85.

HENRY, J.R. **An overview of the phytoremediation of lead and mercury**, 2000. 51p. Disponível em: <<http://www.clu-in.gov>>. Acesso em: 15 set. 2006.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plant**. 3ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413p.

KAKITANI, T.; HATA, T.; KAJIMOTO, T.; IMAMURA, Y. A novel extractant for removal of hazardous metals from preservative-treated wood waste. **Journal Environmental Qual.**, v. 35, p. 912-917, 2006.

KARIM, M.M. Arsenic in groundwater and health problems in Bangladesh. **Water Res.**, v. 34, p. 304-310, 2000.

KHAN, A.G.; KUEK, C.; CHAUDHRY, T.M.; KHOO, C.S.; HAYES, W.J. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. **Chemosphere**, v. 41, p. 197-207, 2000.

KOCH, I.; WANG, L.; OLLSON, C.A.; CULLEN, W.R.; REIMER, K.J. The predominance of inorganic arsenic species in plants from Yellow Knife, Northwest Territories, Canada. **Environmental Science & Technology**, v.34, p. 22-26, 2000.

LADEIRA A. C. Q.; CIMINELLI, V. S. T.; NEPOMUCENO, A. L. Seleção de solos para a imobilização de arsênio. **Revista Escola Minas**, v. 55, p. 215-221, 2002.

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

LINDBLOM, S.D.; ABDEL-GHANY, S.; HANSON, B.R.; HWANG S.; TERRY, N.; PILON-SMITS, E.A.H. Constitutive expression of a high-affinity sulfate transporter in Indian mustard affects metal tolerance and accumulation. **Journal Environmental Quality**, v. 35, p. 726–733, 2006.

LIU, C. W.; WANG, S. W.; JANG, C. S.; LIN, K. H. Occurrence of arsenic in ground water in the Choushui river alluvial fan, Taiwan. **Journal Environmental Quality**, v. 35, p. 68–75, 2006.

LOMBI, E.; ZHAO, F.J.; FUHRMANN, M.; MA, L.Q.; MCGRATH, S.P. Arsenic distribution and speciation in the fronds of the hyperaccumulator *Pteris vittata*. **New Phytologist**, v. 156, p. 195-203, 2002.

LOTT, C.P.M.; BESSA, G. D.; VILELA, O. Reabilitação de áreas e fechamento de minas. **Brasil Mineral**, n. 228, 2004.

MA, L. A fern that hyperaccumulates arsenic. **Nature**, v. 411, p. 579, 2001.

MAGALHÃES, V.F.; PFEIFFER, W.C. Arsenic concentration in sediments near a metallurgical plant (Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil). **Journal Geochem. Explor.**, v. 52, p. 175-181, 1995.

MAGALHÃES, V.F.; CARVALHO, C.E.V.; PFEIFFER, W.C. Arsenic contamination and dispersion in the Engenho Inlet, Sepetiba Bay, SE, Brazil. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 129, p. 83-90, 2001.

MANDAL, B.K.; SUZUKI, K.T. Arsenic around the world: a review. **Talanta**, Oxford, v. 58, p. 201-235, 2002.

MARIN, A.R.; MASSCHELEYN, P.H.; PATRICK Jr., W.H. The influence of chemical form and concentration of arsenic on rice growth and tissue arsenic concentration. **Plant and Soil**, Netherlands, v. 139, p. 175-183, 1992.

MARIN, A.R.; MASSCHELEYN, P.H.; PATRICK Jr., W.H. Soil redox-pH stability of arsenic species and its influence on arsenic uptake by rice. **Plant and Soil**, Netherlands, v.152, p.245-253, 1993.

MARQUES, J.J.G.S.M. **Trace element distributions in Brazilian Cerrado at the landscape and micrometer scales**. 2000. 173 p. (PhD Thesis)-Purdue University, West Lafayette.

MATSCHULLAT, J.; BORBA, R.P.; DESCHAMPS, E.; FIGUEIREDO, B.R.; GABRIO, T.; SCHWENK, M. Human and environmental contamination in the Iron Quadrangle, Brazil. **Applied Geochemistry**, v. 15, p. 193-202, 2000.

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

MECHARG, A.A. Arsenic and old plants. **New Phytologist**, v.156, p.1-8, 2002.

MECHARG, A. A.; MACNAIR, M. R. An altered phosphate uptake system in arsenate-tolerant *Holcus lanatus* L. **New Phytologist**, v.115, p.29-35, 1990.

MECHARG, A.A.; MACNAIR, M.R. Uptake, accumulation and translocation of arsenate in arsenate-tolerant and non-tolerant *Holcus lanatus* L. **New Phytologist**, v. 117, p. 225-231, 1991a.

MECHARG, A.A.; MACNAIR, M.R. The mechanisms of arsenate tolerance in *Deschampsia cespitosa* (L.) Beauv. and *Agrostis capillaris* L. **New Phytologist**, v.119, p.291-297, 1991b.

NRIAGU, J.O.; PACYNA, J.M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils with trace metals. **Nature**, v. 333, p. 134-139, 1988.

OLIVEIRA, R.C.; CAMPOS, M.L.; SILVEIRA, M.L.A.; GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.G.S.M.; CURI, N. Arsênio em solos do Cerrado. In: FERTIBIO 2002, Rio de Janeiro. **Resumos...** Rio de Janeiro: UFRRJ/SBCS/SBM, 2002. CD Rom.

PICKERING, I.J.; PRINCE, R.C.; GEORGE, M.J.; SMITH, R.D.; GEORGE, G.N.; SALT, D.E. Reduction and coordination of arsenic in Indian mustard. **Plant Physiology**, v. 122, p. 1171-1177, 2000.

- QUAGHEBEUR, M.; RATE, A.; RENGEL, Z.; HINZ, C. Desorption kinetics of arsenate from kaolinite as influenced by pH. **Journal Environmental Quality**, v. 34, p. 479-486, 2005.
- RAHMAN, F. A.; ALLAN, D. L.; ROSEN, C. J.; SADOWSKY, M. J. Arsenic availability from chromated copper arsenate (CCA)-treated wood. **Journal Environmental Quality**, v. 33, p. 173-180, 2004.
- RAIJ, B.V. Seleção de métodos de laboratório para avaliar a disponibilidade de fósforo em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 2, p. 1-9, 1978.
- RAIJ, B.V. Fósforo do solo. In: BULL, L.T.; ROSALEM, C.A. **Interpretação de análise química de solos e planta para fins de adubação**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 1989. p.75-96.
- RATNAIKE, R.N. Acute and chronic arsenic toxicity. **Postgrad Med Journal**, v. 79, p. 391-396, 2003.
- RAVEN, P.K.; JAIN, A.; LOEPPERT, R.H. Arsenite and arsenate adsorption on ferrihydrite: kinetics, equilibrium and adsorption envelopes. **Environmental Science & Technology**, v. 32, p. 344-349, 1998.
- RAWLINS, B.G.; WILLIAMS, T.M.; BREWARD, N.; FERPOZZI, L.; FIGUEIREDO, B.F.; BORBA, R.P. **Preliminary investigation of mining-related arsenic contamination in the provinces of Mendoza and San Juan (Argentina) and Minas Gerais State (Brazil)**. London: British Geological Survey, 1997. 25p. (Technical Report WC /97/60).
- RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G.; ALVAREZ V.V.H. (Ed.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5a aproximação**. Viçosa, MG: UFV, 1999. 359p.
- ROBISON, B.; DUWING, C.; BOLAN, N.; KANNATHASAN, M.; SARAVANAN, A. Uptake of arsenic by New Zealand watercress (*Lepidium sativum*). **The Science of the Total Environment**, v. 301, p. 67-73, 2003.
- RODRIGUEZ, R. R.; BASTA, N. T.; CASTEEL, S. W.; ARMSTRONG, F. P.; WARD, D. C. Chemical extraction methods to assess bioavailable arsenic in soil and solid media. **Journal Environment Qual.**, v. 32, p. 876-884, 2003.

ROSSIN, R. **Especiação de arsênio inorgânico em águas por espectrometria de absorção atômica acoplada com gerador de hidretos.** 2005. 44 p.

Dissertação (Mestrado em Geociências)-Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

SAKUMA, A.M.; De CAPITANI, E.M.; TIGLEA, P. Arsênio. In: AZEVEDO, F.A.; CHASIN, A.A.M. (Ed.). **Metais: gerenciamento da toxicidade.** São Paulo: Atheneu, 2003. p. 203-238.

SAKUMA, A.M. **Avaliação da exposição humana ao arsênio no alto Vale do Ribeira, Brasil.** 2004. Tese (Doutorado em Saúde Coletiva)-Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

SALOMONS, W. Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention. **Journal Geochem. Explor.**, v.52, p.5-23, 1995.

SALT, D.E.; PRINCE, R.C.; PICKERING, I.J. & RASKIN, I. Mechanism of cadmium mobility and accumulation in Indian mustard. **Plant Physiology**, v. 109, p. 1427-1433, 1995.

SANTOS, E.A.; KLIEMANN, H.J. Disponibilidade de fósforo de fosfatos naturais em solos de cerrado e sua avaliação por extratores químicos. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 35, n. 3, p. 139-146, 2005.

SANTOS, E.A.; KLIEMANN, H.J. Eficiência de fosfatos naturais relacionada à produtividade de milho em solos de cerrado. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 36, n. 2, p. 75-81, 2006.

SHEPPARD, S.C. Summary of phytotoxic levels of soil arsenic. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 64, p. 539-550, 1992.

SCHMÖGER, M.E.V., OVEN, M.; GRILL, E. Detoxification of arsenic by phytochelatin in plants. **Plant Physiology**, v.122, p.793-802, 2000.

SILVA, S. R.; PROCÓPIO, S. O.; QUEIROZ, T. F. N.; DIAS, L. E. Caracterização de rejeito de mineração de ouro para avaliação de solubilização de metais pesados e arsênio e revegetação local. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 189-196, 2004.

SIMENOVA, P.P.; LUSTER, M.I. Arsenic and atherosclerosis. **Toxicology Applied Pharmacology**, v. 198, p. 444, 2004.

SIMON, G.; HUANG, H.; PENNER-HAHN, J.E.; KESLER, S.E.; KAO, L.S. Oxidation state of gold and arsenic in gold-bearing arsenian pyrite. **American Mineralogist**, v. 84, p. 1071–1079, 1999.

SKOGLUND, D.A.; HOLLER, F.J.; NIEMAN, T.A. **Princípios de análise instrumental**. 5.ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 836 p.

SMEDLEY, P. L.; KINNIBURGH, D.G. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. **Applied Geochem.**, v.17, p. 517-568, 2002.

SMITH, A. H.; LINGAS, E. O.; RAHMAN, M. Contamination of drinking water by arsenic in Bangladesh: a public health emergency. **Bulletin of the World Health Organization**, 2000, v. 78, n. 9, p.1093-1103, 2000. Disponível em: <www.who.int.>. Acesso em: 10 set. 2006.

SMITH, E.; NAIDU, R.; ALSTON, A.M. Arsenic in the soil environment: A review. **Advances in Agronomy**, v.64, p.149-195, 1998.

SMITH, E.; NAIDU, R.; ALSTON, A. M. Chemistry of inorganic arsenic in soils: II. Effect of phosphorus, sodium, and calcium on arsenic sorption. **J. Environmental Qual.**, v. 31, p. 557–563, 2002.

SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. San Diego: Academic, 1995. 267 p.

THOMPSON, D.J. A chemical hypothesis for arsenic methylation in mammals. **Chem. Biol. Interact**, v. 88, p. 89-114, 1993.

TU, C.; MA, L.Q. Effects of arsenic concentrations and forms on arsenic uptake by the hyperaccumulator ladder brake. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 31, p. 641-647, 2002.

TU, C.; MA, L.Q. Interactive effects of pH, arsenic and phosphorus on uptake of As and P and growth of the arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. under hydroponic conditions. **Environmental and Experimental Botany**, p.1-9, 2003.

TU, C.; MA, L.Q.; ZHANG, W.; CAI, Y.; HARRIS, W. Arsenic species and leachability in the fronds of the hyperaccumulator Chinese brake (*Pteris vittata* L.). **Environmental Pollution**, Oxford, v. 124, p. 223-230, 2003.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **National primary drinking water regulations, arsenic and clarifications to compliance and new source contaminants monitoring**: proposed rule. Federal Register, v. 65, n. 121, p.38888-38983, 2000.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Complying with the revised drinking water standard for arsenic: small entity compliance guide** United States Environmental Protection Agency, Office of Ground Water and Drinking Water. 2002. Disponível em: <www.epa.gov/safewater/arsenic/pdfs/ars_final_app_f.pdf>. Acesso: 05 jun. 2007.

VEADO, M.A.R.V.; OLIVEIRA, A.H.; VEADO, J.C.C.; REVEL, G.; PINTE, G. Analysis and distribution of metals in the Paraopeba and the das Velhas Rivers, Brazil. **Wat. SA**, v. 26, p. 249-254, 2000a.

VEADO, M.A.R.V.; VEADO, J.C.C.; OLIVEIRA, A.H.; MENEZES, M.A.B.C.; MELO, M.M. Estudo de forragem, urina e leite bovino, na região ribeirinha do Rio das Velhas, Curvelo – Minas Gerais. In: ENCONTRO NACIONAL APLICAÇÕES NUCLEARES, 5., 2000, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro, 2000b.

VIRARAGHAVAN, T.; SUBRAMANIAN, K.S.; ARULDOSS, J.A. Arsenic in drinking water - problems and solutions. **Water Science and Technology**, v. 40, p. 69-76, 1999.

WATANABE, M.E. Phytoremediation on the brink of commercialization. **Environmental Science & Technology**, v. 31, p. 182A-186A, 1997.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Environmental Health Criteria 224. Arsenic and arsenic compounds**. 2.ed. Geneve, 2001a. Disponível em: <http://whqlibdoc.who.int/ehc/WHO_EHC_224.pdf>. Acesso em: 5 jun. 2007.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **United nations synthesis report on arsenic in drinking water**, Geneve, 2001b. Disponível em: <www.who.int/water_sanitation_health/Arsenic/ArsenicUNReptoc.htm>. Acesso 8 jan. 2006.

ZAKHAROVA, T.; TATÀNO, F.; MENSNIKOV, V. Health cancer risk assessment for arsenic exposure in potentially contaminated areas by plants fertilizer: a possible regulatory approach applied to a case study in Moscow

Region-Russia. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, California, v. 36, p. 22-23, 2002.

ZHANG, W.; CAI, Y.; MA, L. Arsenic speciation and distribution in an arsenic hyperaccumulating plant. **The Science of the Total Environment**, v. 300, p. 167-177, 2002.

ZULIANI, D.Q. **Elementos-traço em águas, sedimentos e solos da Bacia do Rio das Mortes, Minas Gerais**. 2006. 168 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)