



JULIANO BATISTA DOS SANTOS

**USO DE PETROPLINTITA E SOLO
GIBBSÍTICO PARA IMOBILIZAÇÃO DE
ARSÊNIO EM REJEITO DE MINERAÇÃO**

LAVRAS - MG

2018

JULIANO BATISTA DOS SANTOS

**USO DE PETROPLINTITA E SOLO GIBBSÍTICO PARA
IMOBILIZAÇÃO DE ARSÊNIO EM REJEITO DE MINERAÇÃO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação do Mestrado Profissional em Tecnologias e Inovações Ambientais, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Yuri Lopes Zinn

Orientador

Dr. Guilherme Lopes

Coorientador

LAVRAS - MG

2018

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Santos, Juliano Batista dos.

Uso de petroplintita e solo gibbsítico para imobilização de arsênio
em rejeito de mineração / Juliano Batista dos Santos. - 2018.

62 p. : il.

Orientador: Yuri Lopes Zinn.

Coorientador: Guilherme Lopes.

Dissertação (mestrado profissional) - Universidade Federal de
Lavras, 2018.

Bibliografia.

1. Remediação. 2. Elemento-traço. 3. Sorção. 4. Óxidos de Fe e
Al. I. Zinn, Yuri Lopes. II. Lopes, Guilherme. III. Título.

JULIANO BATISTA DOS SANTOS

**USO DE PETROPLINTITA E SOLO GIBBSÍTICO PARA
IMOBILIZAÇÃO DE ARSÊNIO EM REJEITO DE MINERAÇÃO**

**USE OF PETROPLINTHITE AND GIBBSITIC SOIL FOR
IMMOBILIZING ARSENIC IN MINING REJECT**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação do Mestrado Profissional em Tecnologias e Inovações Ambientais, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 01 de fevereiro de 2018.

Dr. João Chrisóstomo Pedroso Neto EPAMIG

Dr. Paulo Tácito Gontijo Guimarães EPAMIG

Prof. Dr. Yuri Lopes Zinn
Orientador

Dr. Guilherme Lopes
Coorientador

LAVRAS - MG

2018

A Deus, que significa tudo para mim, por me guiar em todos os caminhos, por sua presença viva e constante em minha vida. Sem Ele nada sou e vivo por Ele e para Ele.

À Lázara, minha mãe e a Agostinho, meu pai (in memoriam): pelo amor, carinho e dedicação com que me criaram e me ensinaram a chegar onde estou. Aos meus irmãos Antônio e Mônica, pelo carinho e amizade sempre presentes na minha vida.

A todos os meus sobrinhos e sobrinhas que sempre estão presentes na minha vida e me fazem muito feliz.

À minha amiga Ellen que tem um lugar muito especial no meu coração e está sempre presente na minha vida.

Às minhas amigas Estefânia, Michelle, Josi, Rosi, Maria Helena, Gra e meus amigos Juninho, Paulo, Leandro e Atanásio que sempre estão presentes em minha vida me aconselhando e ajudando.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me dar força e saúde para realizar todas as tarefas que Ele deseja que eu faça nesta vida.

À Universidade Federal de Lavras - UFLA e ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais pela oportunidade que me concederam para realizar este curso.

Ao Departamento de Ciência do Solo - DCS pela importante parceria neste trabalho.

Ao meu orientador Dr. Yuri, pela excelente orientação, paciência, dedicação e carinho durante todo este Mestrado.

Ao professor Dr. Guilherme, pela orientação e ajuda neste trabalho.

Ao Dr. Paulo Gontijo e ao Dr. João Chrisóstomo, pelas orientações, ajuda e disponibilidade na banca.

Aos meus amigos da PIB Lavras e AD Bom Sucesso, pelas orações e intercessões pela minha vida.

Aos meus colegas de trabalho Samuel, Delanne, que sempre me ajudam quando preciso.

Aos meus colegas Emerson e Ediu, pela ajuda nos momentos em que precisei.

A todos os meus amigos e colegas que sempre me ajudaram e me apoiaram.

RESUMO

O arsênio (As) é um elemento muito tóxico, e pode acarretar graves problemas aos recursos naturais e à saúde humana, sendo importante o uso de amenizantes para imobilizar este elemento onde sua ocorrência é mais elevada. O trabalho objetivou testar o potencial de adsorção de As por alguns amenizantes naturais com alto teor de óxidos de ferro e alumínio: petroplintita moída, solo petroplíntico e solo gibbsítico, misturados a um rejeito de mineração de ouro, contendo 348 mg Kg^{-1} de arsênio. Todos os materiais, após secagem, foram passados em peneira de 2 mm. Para o experimento, foram utilizadas 3 repetições de cada amenizante em proporções de 100:1, 100:10 e 100:20 (rejeito/amenizante). Após homogeneização, as misturas foram incubadas em capacidade de campo a 25°C , recebendo água diariamente durante 2 meses, para que a interação do As com os óxidos pudesse ocorrer. Após esse período, procedeu-se às análises de arsênio solúvel em água e disponível em Mehlich-I. O As dissolvido em água no rejeito incubado sem amenizante foi de $2,94 \text{ mg L}^{-1}$, diminuindo fortemente para até $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ com solo gibbsítico na proporção 100:20, e $0,04 \text{ mg L}^{-1}$ na proporção 100:10. Na proporção 100:1, o As-água diminuiu bem menos, para $1,92 \text{ mg L}^{-1}$, com o solo gibbsítico. O As-Mehlich-I no rejeito incubado sem amenizante foi de $5,96 \text{ mg L}^{-1}$, diminuindo para $2,46 \text{ mg L}^{-1}$ com solo petroplíntico na proporção 100:20. Nas proporções 100:10, o As-Mehlich-I com o solo petroplíntico foi $3,32 \text{ mg L}^{-1}$, e na proporção 100:1, diminuiu ligeiramente para $5,05 \text{ mg L}^{-1}$. Os resultados obtidos sugerem bom potencial de uso de materiais de solos oxídicos com amenizantes naturais de baixo custo para atenuação de riscos por arsênio em depósitos de rejeitos e outros similares.

Palavras-chave: Remediação. Elemento-traço. Sorção. Óxidos de Fe e Al.

ABSTRACT

Arsenic is a very toxic element, and can cause serious problems to natural resources and to human health. Thus, it is recommendable to use amendments to immobilize this element where its levels are high. The work aimed to test the adsorption potential of As by some natural amendments with high iron and aluminum oxide contents: ironstone, ironstone soil and gibbsitic soil, mixed with tailings collected from a gold mining operation, with arsenic contents of 348 mg Kg^{-1} . All materials, after drying, were passed through a 2 mm sieve. For the experiment, 3 replicates of each amendment were used in proportions of 100:1, 100:10 and 100:20 (tailing/amendment). After homogenization, the mixtures were incubated at field capacity at 25°C , receiving water daily for 2 months, so that the interaction of As with the oxides could occur. After this period, water-soluble and Mehlich-I arsenic were extracted and determined. In the incubated tailings, water-soluble As was 2.94 mg L^{-1} , decreasing to 0.02 mg L^{-1} with gibbsitic soil in the proportion 100:20, and to 0.04 mg L^{-1} in the 100:10 ratio. At the 100:1 ratio, water-soluble As reduced to 1.92 mg L^{-1} , with the gibbsitic soil. Mehlich-I As in the incubated tailings was 5.96 mg L^{-1} , decreasing to 2.46 mg L^{-1} with the ironstone soil at a 100:20 ratio. At the 100:10 ratio, Mehlich-I As decreased to 3.32 mg L^{-1} , and at the 100:1 ratio, it decreased slightly to 5.05 mg L^{-1} . The results suggest a good potential for the use of low-cost, natural oxidic soil materials for the mitigation of arsenic risks in tailings deposits and other mine spoils.

Keywords: Remediation. Trace element. Sorption. Fe/Al oxides.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa do local de coleta das amostras de petroplintita no Morro das Almas em Aureliano Mourão, Bom Sucesso-MG.	32
Figura 2 - Local de coleta das amostras de petroplintita, em Aureliano Mourão, Bom Sucesso-MG. O Morro das Almas é visível ao fundo.	33
Figura 3 - Mapa do local de coleta das amostras de solo gibbsítico em Ijaci-MG.	34
Figura 4 - Local de coleta das amostras de solo gibbsítico em Ijaci-MG.	35
Figura 5 - Localização da área de mineração de ouro (Paracatu, MG, Brasil).	36
Figura 6 - Aspecto do Rejeito de mineração coletado na área B1.	37
Figura 7 - Amostra de solo petroplíntico em processo de secagem.	38
Figura 8 - Amostras de petroplintita em processo de secagem.	38
Figura 9 - Amostras de solo gibbsítico em processo de secagem.	39
Figura 10 - Experimento pronto.	41
Figura 11 - Gráfico da liberação e retenção de As. Diferença significativa pelo teste T ($p < 0,05$).	48
Figura 12 - Efeito dos amenizantes na disponibilidade de As por Mehlich-I. Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).	49
Figura 13 - Gráfico da disponibilidade de As em água. Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott.	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Propriedades do Plintossolo.....	32
Tabela 2 - Propriedades do Latossolo coletado.	34
Tabela 3 - Principais propriedades do rejeito de mineração.	36
Tabela 4 - Tratamentos (em triplicata) usados no experimento.....	40
Tabela 5 - Caracterização química e As semi-total do rejeito.	45
Tabela 6 - Caracterização química dos amenizantes.	46
Tabela 7 - Análise textural dos amenizantes.....	47

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	REFERENCIAL TEÓRICO	15
2.1	Arsênio: propriedades e relevância ambiental	15
2.2	O solo: definição e composição	20
2.3	Efeitos da mineração de As em solos e águas	24
3	OBJETIVOS	27
3.1	Objetivo geral	27
3.2	Objetivos específicos	27
4	HIPÓTESE	29
5	MATERIAIS E MÉTODOS	31
5.1	Local de coleta das amostras	31
5.1.1	Petroplintita	31
5.1.2	Solo Gibbsítico	33
5.1.3	Rejeito de Mineração	35
5.2	Preparo das amostras	37
5.3	Caracterização química e física dos solos e do rejeito	39
5.4	Montagem do experimento	40
5.5	Determinação dos teores de As	42
5.5.1	Teor de As semitotal	42
5.5.2	Teor de As disponível em Mehlich-I	42
5.5.3	Teor de As solúvel em água	43
5.6	Delineamento e Análise Estatística	43
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
6.1	Caracterização do rejeito e amenizantes	45
6.2	Disponibilidade de As no rejeito utilizado	47
6.3	Atenuação da disponibilidade de As com os amenizantes	48
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	53
	REFERÊNCIAS	55

1 INTRODUÇÃO

O arsênio (As) encontra-se naturalmente no ambiente, derivado de fontes litogênicas, em proporções que quase sempre não oferecem toxicidade aos organismos. No entanto, em razão das atividades antropogênicas, o As tem acarretado graves problemas aos recursos naturais, e também à saúde humana em alguns casos (SAKUMA, 2004).

O As, metalóide sólido, cristalino e acinzentado, é muito tóxico, sendo considerado o número 1 da lista de poluentes da Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR, 2017). No organismo humano, o As causa uma série de problemas de saúde, inclusive cânceres, podendo ser letal.

Esse elemento possui valências químicas de 3-, 0, 3+ e 5+, sendo que sua toxicidade decresce na seguinte ordem: compostos de As^{3+} inorgânico > compostos de As^{5+} inorgânico > compostos de As^{3+} orgânico > compostos de As^{5+} orgânico. O As^{3+} inorgânico é a forma mais tóxica do As sendo cerca de 60 vezes mais tóxico que o As^{5+} inorgânico.

O As é usado no tratamento de madeira, fabricação de ligas metálicas, em componentes eletrônicos, na fabricação de tintas, pigmentos, vidros e pesticidas.

O solo pode sofrer contaminação por As, oriundo principalmente das atividades de mineração, quando estas são desenvolvidas sem planejamento ambiental, pois, por meio de um planejamento e uma correta avaliação de impacto ambiental no início da lavra e após o fechamento da mina, grande parte dos impactos negativos podem ser evitados. A atividade mineradora de ouro é uma importante atividade econômica do país, mas também é uma das grandes responsáveis pela contaminação do meio ambiente, pois produz muitos rejeitos ricos em elementos tóxicos, incluindo As em todas as fases da mineração:

extração, beneficiamento, refino e até no fechamento da mina (MUNIZ; OLIVEIRA-FILHO, 2006).

O principal meio de contaminação do ser humano por As é por meio da ingestão de águas contaminadas por esse elemento, podendo ocorrer também por contato ou ingestão de solo contaminado e pela inalação de partículas no ar.

Segundo a World Health Organization (WHO, 2001), a via mais comum de exposição humana ao As é pelo consumo de água contaminada. Em águas naturais, o As geralmente está presente na forma de compostos inorgânicos, As^{3+} e As^{5+} . Algumas características da água, como pH ácido e temperatura elevada, contribuem para aumentar a toxicidade desse elemento.

Em vários lugares do planeta, a água subterrânea é a única forma de se obter água potável, como é o caso de Bangladesh, onde a água contaminada com As afeta 20 milhões de pessoas e mata cerca de 43 mil por ano (HUMAN RIGHTS WATCH, 2016).

Diante do exposto, técnicas de remediação para minimizar a atividade do As têm sido adotadas, para prevenir e amenizar os problemas ao meio ambiente e aos seres humanos. Uma das formas de reter e imobilizar o As no solo e em rejeitos de mineração é por meio da adsorção, na qual o As é retido na superfície de óxidos, oxi-hidróxidos, hidróxidos, silicatos amorfos e coloides orgânicos.

O uso de amenizantes para imobilizar esse elemento em solos onde sua ocorrência é mais elevada constitui uma alternativa muito importante para descontaminar grandes áreas. Dentre estes amenizantes, destacam-se os naturais como a petroplintita e outros materiais componentes de solos ricos em óxidos de Fe e Al.

A petroplintita é uma rocha sedimentar pedogênica, rica em óxidos de ferro e alumínio, formada pela atuação de intensos processos de intemperismo

químicos e físicos. A gibbsita é um hidróxido de alumínio e um dos principais componentes de solos tropicais e da bauxita, minério de Al.

Neste trabalho, objetivou-se testar o potencial de imobilização de As por alguns amenizantes naturais com alto teor de óxidos de ferro e alumínio: petroplintita, solo petroplíntico e solo gibbsítico, em um rejeito de mineração coletado em uma mineradora de ouro, contendo 348 mg kg^{-1} desse elemento.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Arsênio: propriedades e relevância ambiental

O arsênio (As) é um elemento químico acinzentado, de símbolo As, número atômico 33, massa atômica 75 e, em condições ambientes, se encontra no estado sólido. É classificado como metaloide e possui valências químicas de 3-, 0, 3+ e 5+, sendo que sua forma química predominante na água depende do pH e do potencial redox do meio (RODRIGUES; MALAFAIA, 2008).

Segundo a ATSDR (2017), o As é considerado o número 1 na lista dos poluentes mais nocivos à saúde humana desde 1997. O As apresenta alta toxicidade para os seres humanos, animais e plantas, sendo comumente encontrado na forma de arsenato (As^{5+}) em condições aeróbias, ou na forma reduzida arsenito (As^{3+}) em condições anóxicas, sendo que essa última forma é mais móvel, sendo, portanto, mais tóxica.

O As se junta a outros elementos dando origem a compostos de As, sendo que a arsina (AsH_3) é o mais tóxico, seguido pelos arsenitos inorgânicos, compostos trivalentes orgânicos, arsenatos inorgânicos, compostos pentavalentes orgânicos, compostos arsênicos e As elementar. Alguns compostos de As como a arsenobetaína e a arsenocolina contêm As em baixas quantidades, sendo considerados atóxicos (CORNELIS, 2005).

A principal forma de exposição desse metaloide aos seres humanos é pela ingestão de água potável, embora possa ocorrer também por ingestão de alimentos e de solos contaminados.

O As pode ser encontrado na atmosfera, solos e rochas, águas naturais e organismos vivos. Dentre as fontes naturais de As, estão o intemperismo das rochas, atividade biológica e emissões vulcânicas, enquanto as fontes antropogênicas incluem herbicidas, fertilizantes fosfatados, mineração, resíduos

industriais e preservação da madeira (ALONSO et al., 2014). Segundo Bundschuh et al. (2012), dentre as fontes antropogênicas de arsênio, a atividade mineradora é uma das mais impactantes.

O As se apresenta comumente na forma de sulfeto, associado a uma série de minérios de ouro, cobre, chumbo, ferro, níquel, cobalto e outros metais. O mineral mais abundante que contém As é a arsenopirita (FeAsS), muito encontrada em áreas de mineração de ouro, que libera As, por meio do processo de oxidação, após escavação e contato com a atmosfera (MANDAL; SUZUKI, 2002).

Em solos não contaminados, segundo Gilberti (2012), a concentração total de arsênio não ultrapassa 10 mg kg^{-1} . Entretanto, em solos contaminados em áreas de depósitos de rejeitos de mineração, já foram registrados valores acima de $20.000 \text{ mg kg}^{-1}$ (DESCHAMPS; MATSCHULLAT, 2007).

Segundo a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004), o limite permitido de arsênio em água potável é de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$. No entanto, já foram encontrados valores de $0,35 \text{ mg L}^{-1}$ de As em águas superficiais e subterrâneas na região do Quadrilátero Ferrífero, em Minas Gerais, próximas às antigas minerações de ouro (BORBA; FIGUEIREDO; CAVALCANTI, 2004). No Brasil, locais com indícios de contaminação por arsênio por atividades de mineração, extração de ouro, descarte inadequado dos rejeitos e desativação da mina se concentram, principalmente, nos estados de Minas Gerais, São Paulo e Amapá (GIMENES, 2015).

Alves e Rietzler (2015) destacam como as intensas atividades mineradoras de ouro no Quadrilátero Ferrífero em MG, sem o necessário controle e tratamento dos rejeitos, contaminaram solos do entorno das áreas de mineração, onde encontraram concentrações de até 1329 mg kg^{-1} na área Carrapatos e 489 mg kg^{-1} na área Córrego da Mina, muito superiores aos valores estipulados pela legislação em vigor, que é de 150 mg kg^{-1} . Isso coloca em risco

a saúde da população daquela região, uma vez que essa concentração de As pode contaminar solos e águas subterrâneas. Em Santana - AP, uma mineradora de manganês desativada apresentou alto risco de contaminação ambiental pela deposição em antiga bacia de rejeito da mineradora, pois, a água dos poços de monitoramento mostrou elevados teores de arsênio, chegando a ser encontrados $1,97 \text{ mg L}^{-1}$ (SANTOS et al., 2003). Esta mesma mineradora destinou várias toneladas desse rejeito contendo As como aterro de ruas da cidade de Santana-AP. Análises desses solos apresentaram concentração de As muito acima do valor estabelecido pela CETESB para solo residencial (55 mg kg^{-1}), chegando a apresentar 1.713 mg kg^{-1} (PEREIRA et al., 2009).

De acordo com Domínguez-Crespo et al. (2012), altos níveis de arsênio e outros metais pesados representam uma ameaça ao solo, pois podem impedir o crescimento e a atividade dos microrganismos, atividade enzimática e respiração microbiana.

O As chega até as plantas através dos solos e das águas contaminadas. Cada planta reage de uma maneira diferente aos efeitos do As. Determinadas plantas são mais sensíveis e não suportam mesmo pequenas quantidades, enquanto outras conseguem se desenvolver e acumular altos teores nas raízes, caule e folhas, sendo chamadas plantas hiperacumuladoras de As, capazes de absorver e reter mais de 1000 mg kg^{-1} de As e sobreviver, como é o caso da samambaia *Pteris vittata* que acumula As principalmente na parte aérea (GONZAGA; SANTOS; MA, 2006); e das plantas azevém (*Lolium multiflorum* Lam.), amendoim forrageiro (*Arachis pintoi* Krapov. & Gregory) e estilosante (*Stylosanthes humilis* HBK) que cultivadas em áreas contaminadas por As, apresentaram altos teores desse metaloide nas raízes (MELO et al., 2009).

As plantas absorvem arsênio principalmente na forma de arsenato e, em decorrência de sua similaridade com o fosfato, o arsenato compete pelo mesmo sistema de transporte, no plasmalema das raízes (MEHARG; MACNAIR, 1992).

Dentro da planta, o arsenato é convertido a arsenito, que reage com os grupos sulfidrilas (-SH) de proteínas, impedindo a ação enzimática e bloqueando a respiração celular, o que muitas vezes leva a célula à morte (MEHARG; HARTLEY-WHITAKER, 2002).

Os meios de contaminação do ser humano com arsênio são principalmente pela ingestão de água e alimentos como plantas, seus derivados e carnes, e pelo ar, quase sempre oriundo de fontes antropogênicas. O contato de solo contaminado por arsênio com a pele ou sua ingestão acidental, também são meios de contaminação que, geralmente, são praticados por crianças que vivem ou brincam em locais onde o solo está contaminado com esse metaloide. Segundo Massahud (2008), as crianças constituem um grupo muito mais vulnerável aos efeitos do arsênio e por causa do baixo peso corporal, a ingestão desse metaloide pode afetar de forma rápida vários órgãos.

Segundo Sousa (2013), vários problemas de saúde como câncer, doenças cardiovasculares e neurológicas são relacionadas ao consumo, por longos períodos, de água contaminada com arsênio, que pode provocar desde manchas na pele (queratose e hiperqueratose) a câncer de pele, fígado, rins e pulmão, além de hipertensão arterial e alterações vasculares e renais. Mulheres gestantes, ao ingerirem água contaminada com arsênio, por meio da transferência transplacentária, podem expor o feto e afetar o seu desenvolvimento (FEI et al., 2013). Os problemas de saúde causados pelo arsênio irão depender do grau de exposição da pessoa ao contaminante, do tipo de composto de arsênio a que a pessoa esteve exposta, das doses e de fatores como idade, sexo e estado de saúde (ATSDR, 2007).

No solo, a dinâmica do arsênio se dá por meio de reações de precipitação/dissolução e de adsorção/desorção, que irão regular sua atividade e disponibilidade, sendo que os grandes responsáveis pela imobilização desse metaloide no solo são os óxidos e hidróxidos de ferro, alumínio e manganês, e

também os filossilicatos e carbonatos. A toxidez do arsênio é maior em solos arenosos do que argilosos, pois esse metaloide se torna menos disponível em solos com maior teor de argila, em razão da alta capacidade de adsorção dessa fração granulométrica (FERREIRA, 2013).

Os teores de cada colóide no solo (óxidos de Fe, Mn, Al, argilas, matéria orgânica) e o pH do solo irão influenciar ativamente o processo de retenção do arsênio no solo, reduzindo assim sua lixiviação para águas superficiais, subterrâneas e sua transferência para as plantas (CAMPOS et al., 2013).

Os principais processos responsáveis pela retenção do arsênio no solo são a precipitação e a adsorção. Na precipitação, é gerada uma fase sólida composta por uma unidade molecular, a célula cristalina, que se repete segundo um arranjo em três dimensões. Na adsorção, íons de arsênio são retidos nas superfícies sólidas do solo (STIGLIANI, 1988).

O processo de adsorção de As^{5+} ocorre com mais frequência, pois ele tende a adsorver-se melhor a superfícies de vários minerais comuns, ao passo que esse processo ocorre em proporção menor com o As^{3+} , e em um número menor de minerais (SMEDLEY; KINNIBURGH, 2002).

O arsênio é retido nas superfícies de óxidos de ferro e alumínio e, com o tempo, isso pode se tornar adsorção específica, onde os íons ficam fortemente retidos, havendo grande interação entre os íons e as superfícies das partículas sólidas na interface solo-solução (MEURER, 2000).

Os óxidos de ferro e alumínio, em meio ácido, possuem cargas elétricas predominantemente positivas, adsorvendo assim o ânion arsenato, reduzindo assim sua absorção pelas plantas. A adsorção de arsenato e arsenito nos óxidos de ferro sofre grande influência do pH do solo. Quando o pH está entre 4 e 7 o arsenato poderá ser mais adsorvido nos óxidos de Fe, quando o pH está entre 7 e 10, o arsenito poderá ser mais fortemente adsorvido nestes (WANG; MULLIGAN, 2006).

Arsenato e fosfato possuem comportamentos análogos por apresentarem grande semelhança química, podendo também formar precipitados insolúveis com o ferro, o alumínio e o cálcio. Nesse contexto, a presença de fosfato pode reduzir a adsorção de arsenato pelos óxidos de ferro e alumínio (MARTINS; FIGUEIREDO, 2015).

2.2 O solo: definição e composição

O solo é a camada que cobre a superfície terrestre entre a litosfera e a atmosfera. Ele é proveniente do intemperismo das rochas e possui três fases: sólida (minerais e matéria orgânica), líquida (solução do solo) e gasosa (ar). Ele é essencial para a manutenção da vida, pois é o substrato para crescimento e disseminação vegetal; serve de abrigo para uma grande quantidade de seres; regulação do ciclo da água e sua filtragem, protegendo assim as águas subterrâneas, e ainda exerce a importante função de reciclagem e armazenamento de nutrientes e detritos orgânicos (CAVALCANTE et al., 2016).

Propriedades do solo como boa porosidade, retenção de água e pouca resistência mecânica ao crescimento de raízes são fundamentais para um pleno funcionamento do solo. Essas funções são regidas pelas diversas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo: textura, estrutura, porosidade/permeabilidade, cor e consistência.

A textura ou granulometria refere-se à proporção de argila, silte e areia do solo, sendo que as argilas representam a maior área superficial do solo, e são constituídas de vários minerais (minerais de argila) que apresentam cargas elétricas responsáveis pela retenção e troca de íons. Outra característica muito importante das argilas é que elas têm propriedades coloidais, em razão de seu pequeno tamanho ($< 2 \mu\text{m}$). Em outras palavras, argilas são macromoléculas que respondem pela maior parte da atividade físico-química do solo. Os colóides do

solo, que compreendem as partículas com diâmetro entre um micron e um nanômetro são compostos também pela fração mais reativa da matéria orgânica - (ácidos húmicos e fúlvicos), uma vez que possuem também cargas elétricas em sua superfície.

As cargas elétricas no solo podem ser originadas de arestas quebradas ou falhas estruturais nos minerais, que geram dissociação de íons H^+ ou grupos OH na superfície dessas partículas do solo, e pelo processo de substituição isomórfica estrutural (GATIBONI, 2009).

Há dois grupos fundamentais de cargas elétricas nos solos. O primeiro grupo é proveniente do processo de substituição isomórfica, denominadas cargas permanentes ou estruturais, que se baseiam na troca de um íon por outro de carga diferente, no interior do mineral, originando deficiência de carga, e são viáveis enquanto o material mantiver estruturalmente constante. No segundo grupo, há as cargas denominadas variáveis ou dependentes de pH, por serem mutáveis conforme concentração de H^+ e OH^- (RODRIGUES, 2015).

As cargas variáveis ocorrem nas arestas e limites físicos das argilas, promovendo reações físico-químicas com a fase líquida do solo. Essas cargas são formadas principalmente pela liberação ou retenção de íons hidrogênio nos grupos funcionais -OH das argilas, gerando, respectivamente, cargas negativas ou positivas. Essas cargas, por sua característica dinâmica, são de efeito temporário e variam conforme a concentração de hidrogênio na solução do solo, ou seja, variam com o pH do solo, e são as únicas cargas existentes em óxidos de Fe e Al comuns nos solos (GATIBONI, 2009).

A plintita é uma mistura de óxidos de Fe, ou Fe e Al, com quartzo e outros minerais resistentes ao intemperismo, possuindo baixo teor de carbono orgânico (MIGUEL et al., 2013). A petroplintita é uma rocha sedimentar pedogênica originada da plintita que, após ciclos de umedecimento seguidos de ressecamento acentuado, sofre um forte e irreversível endurecimento, dando

lugar à formação de nódulos ou de concreções ferruginosas (ZINN; CARDUCCI; ARAÚJO, 2015). Comumente encontrada em solos sob clima tropical úmido, a petroplintita pode apresentar considerável diversidade morfológica.

Segundo Moreira e Oliveira (2008), para formar as plintitas e concreções ferruginosas nos solos, variações sazonais do lençol freático devem ocorrer. Quando o lençol freático está elevado, ocorrerá a redução do ferro e a sua mobilização e transporte, levando à formação das plintitas, em épocas secas, pelo processo de concentração do Fe dissolvido em poros de fluxo preferencial e posterior oxidação. Essa precipitação ocorre na forma de manchas vermelhas e amarelas, com a baixa do lençol freático, e esse mosqueado pode sofrer um forte, lento endurecimento, dando origem à petroplintita. Em razão da alta concentração residual e do ressecamento desses hidróxidos de Fe e Al, há a formação de uma crosta ou carapaça laterítica, muito resistente aos agentes erosivos.

No Brasil, a ocorrência de lateritas (antigo nome da petroplintita e comumente usada em Engenharia, Geologia e Ciências afins) é bastante generalizada nas diversas regiões bioclimáticas, sendo mais encontrada em regiões de clima tropical e úmido, e comumente associam-se a solos muito desenvolvidos, espessos e dessaturados (ESPINDOLA; DANIEL, 2008).

No contexto deste trabalho, a petroplintita possui em sua constituição altos teores de óxidos de ferro e alumínio, que podem ser de grande utilidade para a adsorção de arsênio em rejeitos e águas contaminadas. Segundo Maji, Pal e Pal (2008), a remoção de arsênio em solos e águas subterrâneas por adsorção pelos óxidos de ferro e alumínio presentes na petroplintita é uma alternativa eficiente e de baixo custo, pois utiliza um adsorvente que ocorre em muitas regiões. Os autores informam que 20 g de petroplintita imobilizaram, em 30

minutos, todo o As presente em 1 litro de água contaminada, cuja concentração era de $0,33 \text{ mg L}^{-1}$, em Bengala Ocidental, Índia.

A gibbsita é um hidróxido de alumínio e um dos principais componentes da bauxita, minério de alumínio. Pode ser encontrada na fração argila da maioria dos solos brasileiros, solos altamente intemperizados, solos tropicais e subtropicais úmidos. A abundância desse mineral é grande apenas nessas condições climáticas, apesar do alumínio ser um dos elementos de maior ocorrência na crosta terrestre, sendo encontrado principalmente como silicatos. O intemperismo desses silicatos em clima quente e úmido, com boa drenagem, resulta na formação da gibbsita (SCHULZE, 1989).

A gibbsita possui uma área superficial expressiva, sendo considerada um importante adsorvente de elementos em sistemas de águas subterrâneas e superficiais (OLIVEIRA, 2004). A gibbsita consegue adsorver arsênio e outros metais pesados com muita facilidade (FONTES; CAMARGO; SPOSITO, 2001). Além disso, possui alto ponto de carga zero, o que resulta em grande abundância de cargas positivas em baixo pH (POZZA et al., 2007).

As propriedades do solo e suas funções ambientais podem ser parcial ou totalmente comprometidas por vários fatores, dentre eles, as atividades antropogênicas. Aniceto e Horbe (2012) afirmam que as atividades domésticas, industriais e agrícolas têm transformado uma vasta quantidade de solos naturais, pela poluição com materiais orgânicos e inorgânicos lançados indevidamente, alterando suas características naturais. A poluição do solo e, conseqüentemente, dos sistemas aquáticos por metais tóxicos é um dos causadores da degradação do meio ambiente, podendo comprometer a saúde humana (GUILHERME et al., 2005).

2.3 Efeitos da mineração de As em solos e águas

A atividade mineradora possui grande importância econômica, contribuindo para a geração de emprego e renda e também para a evolução social de um país e de seu povo. No entanto, essa atividade pode causar muitos impactos ambientais, como a contaminação dos solos, do ar, das águas subterrâneas, alterando a paisagem característica do local e aumentando os riscos de erosão.

Uma das principais vias de contaminação antropogênica do solo ocorre por meio da mineração de ouro, ferro, cobre e zinco, sendo que grande parte dessa contaminação provém do não tratamento dos rejeitos de mineração (OLIVEIRA, 2012). Os rejeitos de mineração são oriundos do processo de extração nas mineradoras e acumulam uma grande quantidade de metais pesados que, se não receberem o destino e tratamento correto, contaminarão solo, águas superficiais e subterrâneas, comprometendo a saúde humana (MUNIZ; OLIVEIRA-FILHO, 2006).

No processo de remoção do ouro por máquinas, as rochas que contém As e outros elementos-traço são fragmentadas e expostas à atmosfera, e os materiais remanescentes geralmente são descartados como rejeitos, levando o As assumir formas nocivas aos seres humanos (ONO, 2009).

A mineração do ouro produz uma grande quantidade de rejeitos, pois esse minério concentra-se em pequena quantidade nas rochas portadoras, sendo que para cada tonelada de minério é retirado cerca de 0,4 g de ouro (HENDERSON, 2006). Mesmo após desativadas, as minas podem causar graves problemas ao meio ambiente, pois os metais pesados não podem ser degradados química ou biologicamente e, portanto, podem constituir um perigo para o ambiente por persistirem, por muito tempo, no ambiente (BOECHAT, 2014). Quando tais contaminantes atingem solos, muitas plantas não conseguem se

desenvolver ou têm seu desenvolvimento limitado. Contudo, há plantas que são chamadas de hiperacumuladoras e conseguem acumular esses elementos tóxicos em suas raízes, caule e folhas, transferindo-os para outros níveis da cadeia trófica.

Ribeiro (2013) afirma que a contaminação pelas atividades mineradoras, além de contaminar o solo, pode ocasionar problemas ainda mais graves quando as águas subterrâneas são afetadas, pois os elementos solubilizados dos rejeitos podem se espalhar por centenas de quilômetros, causando impactos negativos a grandes áreas.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Avaliar diferentes materiais oxídicos na imobilização de As em rejeito de mineração de ouro contaminado com As.

3.2 Objetivos específicos

- a) Testar amenizantes naturais, de fácil acesso para utilização, na imobilização de As em rejeito de mineração;
- b) Testar dois extratores comuns (água e ácido diluído - Mehlich-I) para avaliar a eventual redução na disponibilidade de As em curto prazo.

4 HIPÓTESE

O uso de amenizantes naturais pode reduzir a disponibilidade de As em rejeitos de mineração, por meio da adsorção aniônica em óxidos de Fe e Al pedogênicos.

5 MATERIAIS E MÉTODOS

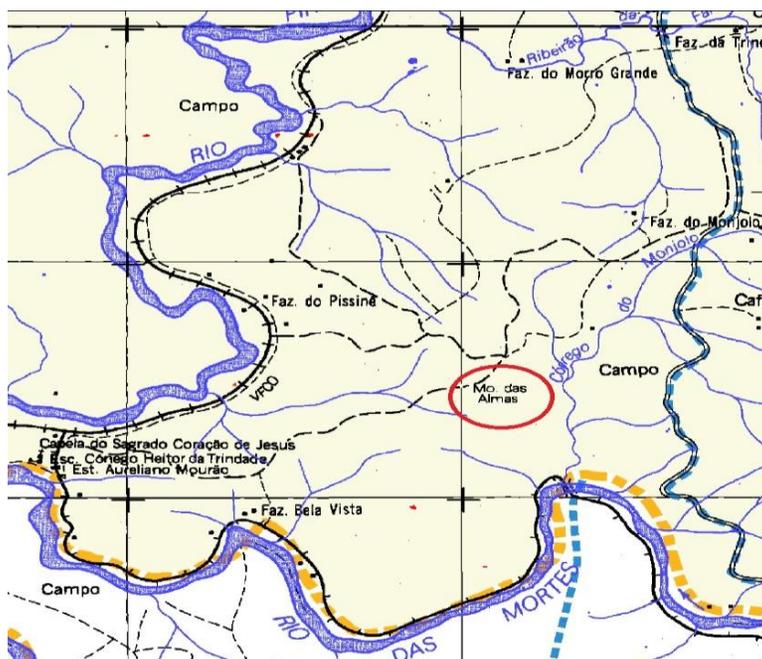
5.1 Local de coleta das amostras

A coleta dos amenizantes ocorreu nas cidades de Bom Sucesso - MG e Ijaci – MG, e a coleta do rejeito de mineração, na cidade de Paracatu – MG.

5.1.1 Petroplintita

As amostras de petroplintita foram coletadas de um Plintossolo Pétrico Concrecionário no Morro das Almas, no povoado de Aureliano Mourão, distrito de Bom Sucesso, na região centro-sul do Estado de Minas Gerais (Figura 1). O Morro das Almas é um afloramento oriundo de rochas ultramáficas acamadadas provenientes de acumulação magmática com ocorrência de xistos, quartzitos e formação ferrífera (CARNEIRO et al., 2004).

Figura 1 - Mapa do local de coleta das amostras de petroplintita no Morro das Almas em Aureliano Mourão, Bom Sucesso-MG.



Fonte: Portal de Mapas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010).

Foram coletados dois tipos de materiais: cascalhos e calhaus de petroplintita e o solo originado de sua desintegração, de composição similar. Na tabela 1, a seguir, apresentam-se as principais propriedades desse solo.

Tabela 1 - Propriedades do Plintossolo.

Horiz.	pH		Areia	Argila	CO	T	SB	P-rem	P
	KCl	H ₂ O							
Prof.			—%—		dag Kg ⁻¹	cmol _c Kg ⁻¹	mg L ⁻¹	mg dm ⁻³	
A 0-8 cm	5,4	5,1	51,0	18,3	3,54	6,7	1,7	11,7	2,1
B 8-100 cm	6,1	5,8	44,6	18,1	1,80	2,5	0,3	1,3	0,9

Fonte: Araujo et al. (2014).

Figura 2 - Local de coleta das amostras de petroplintita, em Aureliano Mourão, Bom Sucesso-MG. O Morro das Almas é visível ao fundo.

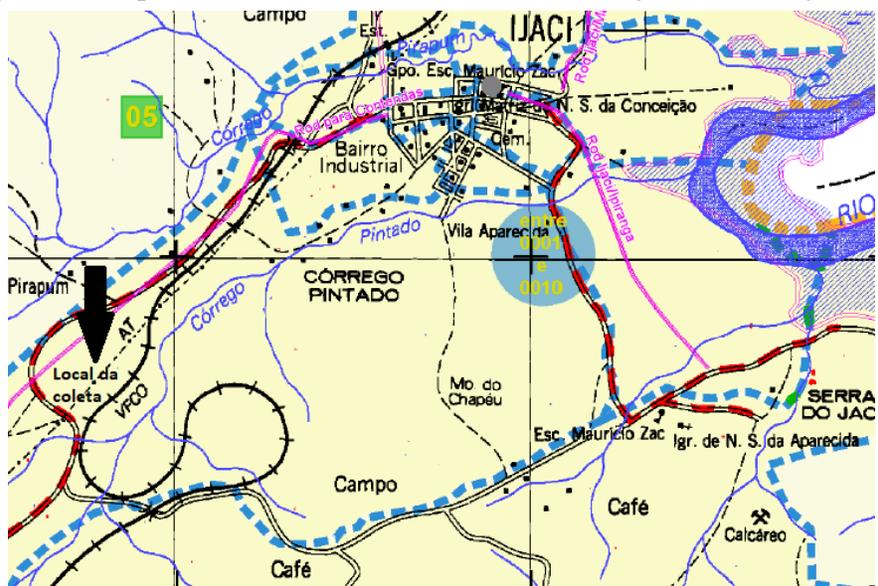


Fonte: Do autor (2016).

5.1.2 Solo Gibbsítico

As amostras de solo gibbsítico foram coletadas em uma região próxima à cidade de Ijaci - MG, na região sul do Estado de Minas Gerais. O tipo de solo coletado foi o Latossolo Vermelho-Amarelo Ácrico desenvolvido sobre metacalcário e suas principais propriedades estão descritas na tabela 2.

Figura 3 - Mapa do local de coleta das amostras de solo gibbsítico em Ijaci-MG.



Fonte: Portal de Mapas do IBGE (2010).

Tabela 2 - Propriedades do Latossolo coletado.

Horiz.	pH		Areia	Argila	CO	T	SB	P-rem	P
	KCl	H ₂ O							
Prof.			—%—		dag Kg ⁻¹	cmol _c Kg ⁻¹	mg L ⁻¹	mg dm ⁻³	
A 0-8 cm	4,8	4,9	9,8	72,9	2,32	9,5	0,7	4,9	1,9
B 8-100 cm	5,4	4,9	7,6	79	0,81	6,3	0,2	1,3	0,9

Fonte: Araujo et al. (2014).

Figura 4 - Local de coleta das amostras de solo gibbsítico em Ijaci-MG.

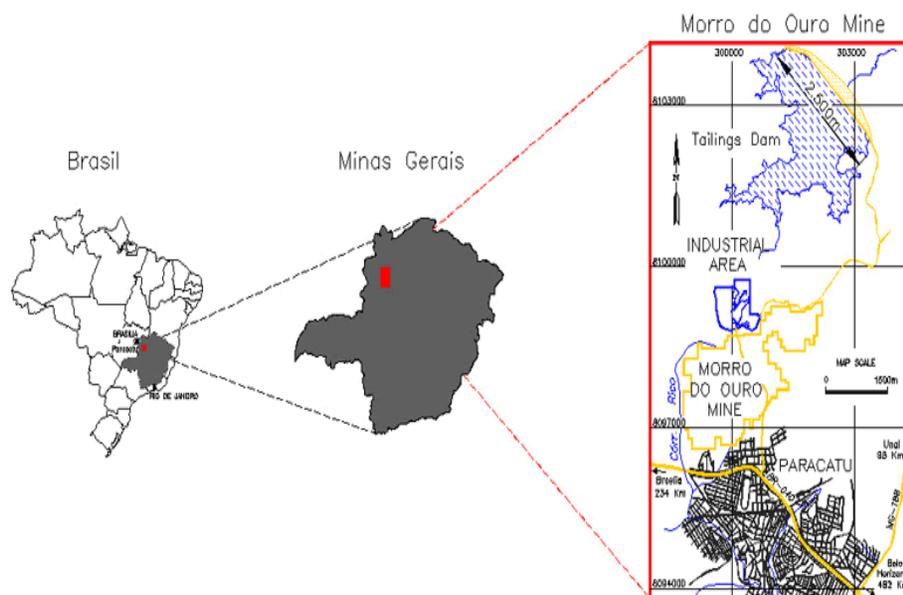


Fonte: Do autor (2016).

5.1.3 Rejeito de Mineração

As amostras de rejeito de mineração contaminado com arsênio foram coletadas nas dependências de uma mina aurífera, situada no município de Paracatu, na região noroeste do Estado de Minas Gerais, Brasil (Figura 5).

Figura 5 - Localização da área de mineração de ouro (Paracatu, MG, Brasil).



Fonte: Kinross Gold Corporation (2017).

As principais propriedades desse material estão descritas na Tabela 3.

Tabela 3 - Principais propriedades do rejeito de mineração.

pH	Areia	Argila	CO	T	SB	P-rem	P
H ₂ O	%		dag Kg ⁻¹	cmol _c Kg ⁻¹		mg L ⁻¹	mg dm ⁻³
5,1	25,9	3,6	3,5	1,5	0,4	48,8	3,1

Fonte: Guimarães et al. (2017) e Lopes et al. (2016).

A área escolhida na mineradora para a coleta foi a B1, onde o rejeito coletado é um substrato mais intemperizado, com menor teor de sulfetos (ASSIS, 2006).

Figura 6 - Aspecto do Rejeito de mineração coletado na área B1.



Fonte: Do autor (2016).

5.2 Preparo das amostras

Após a coleta, as amostras foram transportadas para o Departamento de Ciência do Solo (DCS) da Universidade Federal de Lavras (UFLA) e secas ao ar em temperatura ambiente (20°C a 25°C). As amostras de petroplintita, após secarem, foram moídas em moinho mecânico de bola. Todas as amostras foram peneiradas em malha com abertura de 2 mm de diâmetro de abertura.

Figura 7 - Amostra de solo petroplântico em processo de secagem.



Fonte: Do autor (2016).

Figura 8 - Amostras de petroplintita em processo de secagem.



Fonte: Do autor (2016).

Figura 9 - Amostras de solo gibbsítico em processo de secagem.



Fonte: Do autor (2016).

5.3 Caracterização química e física dos solos e do rejeito

As análises das amostras de solo petroplântico, solo gibbsítico, petroplintita e rejeito de mineração foram realizadas em triplicata.

A análise granulométrica foi feita pelo método da pipeta (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, 1997), empregando-se NaOH 1 mol L⁻¹ e agitação lenta (16 horas) para a dispersão das amostras.

As análises químicas foram realizadas segundo manual da EMBRAPA (1997): o pH foi mensurado em H₂O e em KCl 1 mol L⁻¹, na proporção solo-líquido de 1:2,5 (v/v); Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺ foram extraídos com KCl 1 mol L⁻¹, sendo Ca²⁺ e Mg²⁺ determinados por espectrofotometria de absorção atômica e Al³⁺ por titulação com NaOH 0,025 mol L⁻¹; K, P, Cu, Zn, Fe e Mn foram extraídos com solução Mehlich-I (HCl 0,05 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0,025 mol L⁻¹), sendo o K determinado em fotômetro de chama, P por colorimetria e Cu, Zn, Fe

e Mn por espectrofotometria de absorção atômica; H+Al foi determinado indiretamente por leitura em potenciômetro em solução SMP tamponada a pH 7,0 (QUAGGIO; RAIJ, 2001); e o P remanescente foi mensurado na solução de equilíbrio de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$, contendo 60 mg L^{-1} de P, com leitura por colorimetria a 725 nm. O carbono orgânico do solo foi determinado por oxidação úmida com Na_2CrO_4 4 mol L^{-1} + H_2SO_4 concentrado, sem aquecimento externo, e leitura colorimétrica do excesso de Cr^{3+} em solução, conforme Cantarella, Quaggio e Raij (2001). Com os resultados obtidos, calcularam-se os valores de saturação por Al^{3+} (m%), a capacidade de troca catiônica (CTC) a pH 7,0 (valor T), CTC efetiva (valor t), soma de bases (SB) e saturação por bases (V%).

5.4 Montagem do experimento

As amostras de petroplintita, solo petroplíntico e solo gibbsítico foram misturadas ao rejeito de mineração nas proporções de 100:1 (200 g rejeito/2 g amenizante), 100:10 (200 g rejeito/20 g amenizante) e 100:20 (200 g rejeito/40 g amenizante). Em cada tratamento foram realizadas 3 repetições conforme descrito na Tabela 4:

Tabela 4 - Tratamentos (em triplicata) usados no experimento.

(Continua)

Tratamentos	Identificação
Tratamento 1	200 g rejeito (não incubado)
Tratamento 2	200 g rejeito (incubado)
Tratamento 3	200 g rejeito + 2 g petroplintita
Tratamento 4	200 g rejeito + 20 g petroplintita
Tratamento 5	200 g rejeito + 40 g petroplintita
Tratamento 6	200 g rejeito + 2 g solo gibbsítico
Tratamento 7	200 g rejeito + 20 g solo gibbsítico

Tabela 4 - Tratamentos (em triplicata) usados no experimento.

(Conclusão)

Tratamentos	Identificação
Tratamento 8	200 g rejeito + 40 g solo gibbsítico
Tratamento 9	200 g rejeito + 2 g solo petroplíntico
Tratamento 10	200 g rejeito + 20 g solo petroplíntico
Tratamento 11	200 g rejeito + 40 g solo petroplíntico

Fonte: Do autor (2017).

Cada material foi pesado, misturado e colocado em tubo plástico de 500 ml (FIGURA 10). Após homogeneização, as misturas foram incubadas em capacidade de campo a 25°C, recebendo água diariamente, durante 2 meses, para que a interação do As com os amenizantes pudesse acontecer. Nos tratamentos 1 e 2 não houve adição de amenizantes, pois foram utilizados como controle, sendo que no tratamento 1 as amostras não receberam água e no tratamento 2 foram incubadas com água, a fim de se comparar os teores de As presente nesses rejeitos com os demais.

Figura 10 - Experimento pronto.



Fonte: Do autor (2016).

5.5 Determinação dos teores de As

Foram realizadas análises de teor de As semi-total, teor de As disponível em Mehlich-I e teor de As solúvel em água.

5.5.1 Teor de As semitotal

O teor de As semitotal foi feito apenas na amostra de rejeito, sendo obtido por digestão, de acordo com o método 3051 A, da Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA, 1998), em triplicata.

As amostras foram passadas em peneira de náilon de 150 μm de abertura. Pesou-se 1 g dessa amostra e adicionaram-se 10 mL de HNO_3 concentrados em tubos de teflon®, que foram hermeticamente fechados. As amostras foram levadas para digestão em forno de micro-ondas MARS-5 e depois os extratos foram filtrados em filtro tipo Whatman n° 40, juntamente com 10 mL de água bidestilada. As leituras foram feitas por espectrofotometria de absorção atômica.

5.5.2 Teor de As disponível em Mehlich-I

Pesaram-se 10 g de cada amostra (fração < 2 mm), que foram colocadas em erlenmeyers de 125 mL com 100 mL da solução extratora Mehlich-I ($0,05 \text{ mol L}^{-1} \text{ HCl} + 0,0125 \text{ mol L}^{-1} \text{ H}_2\text{SO}_4$). Após agitação de 5 minutos, em mesa agitadora (150 rpm), os extratos foram filtrados em papel filtro Whatman n° 42 e conservados sob refrigeração (4°C), até serem analisados.

5.5.3 Teor de As solúvel em água

Pesaram-se 10 g de cada amostra (fração < 2 mm), que foram colocadas em erlenmeyers de 125 mL com 100 mL de água bidestilada. Após agitação de 5 minutos, em mesa agitadora (150 rpm), os extratos foram filtrados em papel filtro Whatman nº 42 e conservados sob refrigeração (4°C), até serem analisados.

5.6 Delineamento e Análise Estatística

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado (DIC), sendo que, cada proporção distinta de amenizante + rejeito, rejeito não incubado e rejeito incubado consiste em um tratamento, em triplicata. Por meio do software estatístico R for Windows (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018), os tratamentos foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk ($P < 0,05$), para verificação da distribuição normal dos dados, e ao teste de Bartlett ($P < 0,05$), a fim de verificar a homogeneidade de variâncias dentre os tratamentos. Em seguida, as médias foram comparadas pelo teste de T ($P < 0,05$) e pelo teste de Scott-Knott ($P \leq 0,05$).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Caracterização do rejeito e amenizantes

Observa-se que o rejeito possui acidez média e carbono muito baixo, e foi moído a uma textura siltosa (TABELA 5). Possui alto teor de As semitotal, pois, segundo o Conselho Estadual de Política Ambiental - COPAM (MINAS GERAIS, 2011), em solos e águas subterrâneas, o VRQ - Valor de Referência de Qualidade é 8 ppm, o VP - Valor de Prevenção é 15 ppm e o VI - Valor de Intervenção para solo industrial é 150 ppm.

Tabela 5 - Caracterização química e As semi-total do rejeito.

pH		P	K	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Al ⁻³	H+Al	SB	T	T	M	V
KCl	H ₂ O	mg dm ⁻³			cmol _(c) dm ⁻³			%			%	
5,5	5,3	4,29	37	0,53	0,27	0,14	0,78	0,9	1,04	1,7	13,5	53,5
C.O.	P-rem	S	Zn	Cu	Fe	Mn	B	Argila	Areia	Silte	As Semi-total	
dag Kg ⁻¹	mg L ⁻¹	mg dm ⁻³			%			%			ppm	
0,08	25,2	39,1	1,4	0,2	42,7	4,7	0,27	8	9	83	348	

Fonte: Do autor (2017).

A petroplintita e o solo petroplíntico possuem alcalinidade fraca, enquanto que o solo gibbsítico possui pH de acidez média (TABELA 6). O solo gibbsítico possui teor de carbono orgânico muito baixo, a petroplintita possui teor baixo, enquanto que o solo petroplíntico possui alto teor de carbono

orgânico. O pH em KCl é maior que em água nos três amenizantes, sugerindo predominância de cargas (+) na superfície mineral do solo. Todos os amenizantes são muito intemperizados, e, assim, a petroplintita e o solo gibbsítico possuem baixos valores de CTC a pH 7,0, enquanto o solo petroplíntico possui valor médio. O P-rem é um indicador de sorção de As: quanto menor o valor de P-rem, maior será a sorção potencial de arsenato. Em todos os amenizantes o P-rem é muito baixo, sugerindo alto potencial para atenuação de As, uma vez que o íon arsenato (AsO_4^{-3}) é de tamanho, configuração e carga similares ao íon fosfato (PO_4^{-3}).

Tabela 6 - Caracterização química dos amenizantes.

Id.	pH		P	K	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Al ⁻³	H+Al	SB	t	T
	KCl	H ₂ O									
			—mg dm ⁻³ —			—Cmol _(c) dm ⁻³ —					
Petroplintita	7,5	7,2	2,14	24	1,33	0,35	0,06	1,07	1,74	1,8	2,81
Solo petroplíntico	7,7	7,6	1,63	19	4,05	1,15	0,07	1,04	5,25	5,32	6,29
Solo gibbsítico	5,9	5,6	0,81	17	0,5	0,05	0,54	2,34	0,59	1,13	2,93

Id.	M	V	C.O.	P-rem	S	Zn	Cu	Fe	Mn	B
	— % —	— dag Kg ⁻¹ —	— mg L ⁻¹ —	—mg dm ⁻³ —						
Petroplintita	3,3	61,9	1,1	2,8	63,8	0,7	1,8	71,3	184	0,6
Solo petroplíntico	1,3	83,5	3,4	1,8	34,3	1,8	1,6	36,7	141	0,7
Solo gibbsítico	47,8	20,1	0,3	1,8	7,7	0,2	0,2	12,9	4,1	0,4

Fonte: Do autor (2017).

O solo gibbsítico pertence à classe textural muito argiloso e o solo petroplíntico à classe argiloso (TABELA 7), sendo bastante representativo dos solos do Brasil Central e da área de proveniência do rejeito.

Tabela 7 - Análise textural dos amenizantes.

IDENTIFICAÇÃO	ARGILA	AREIA	SILTE
	(%)	(%)	(%)
Petroplintita	23	35	42
Solo Petroplíntico	33	43	24
Solo Gibbsítico	70	7	23

Fonte: Do autor (2017).

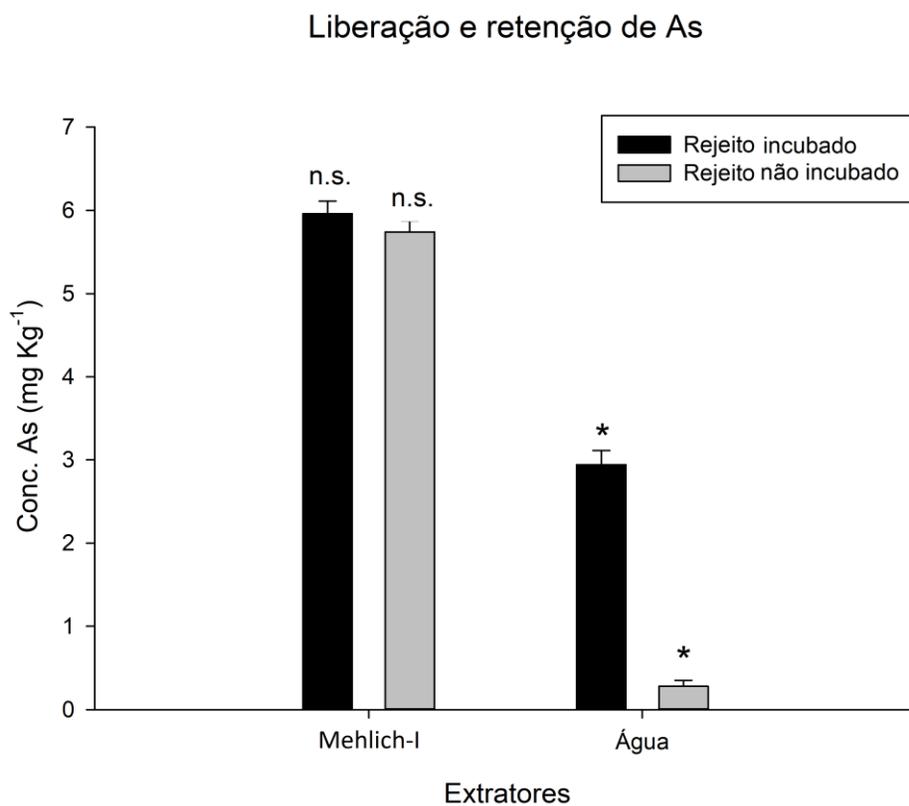
6.2 Disponibilidade de As no rejeito utilizado

Observa-se uma grande diferença na disponibilidade de As entre os dois extratores, conforme esperado (FIGURA 11). O extrator Mehlich-I foi capaz de extrair valores muito maiores de As, tanto do rejeito incubado quanto do rejeito não incubado, pelo seu alto poder de extração. Já o extrator água, mostrou possuir baixo poder de extração, mas é representativo do potencial de contaminação por lixiviação do rejeito no ambiente.

A incubação do rejeito na capacidade de campo aumentou a disponibilidade de As em água, mas não em Mehlich-I.

A disponibilidade relativa de As no rejeito é baixa: embora o teor semitotal seja 348 mg Kg^{-1} , o teor disponível em água e Mehlich-I foi $< 6 \text{ mg Kg}^{-1}$.

Figura 11 - Gráfico da liberação e retenção de As. Diferença significativa pelo teste T ($p < 0,05$).

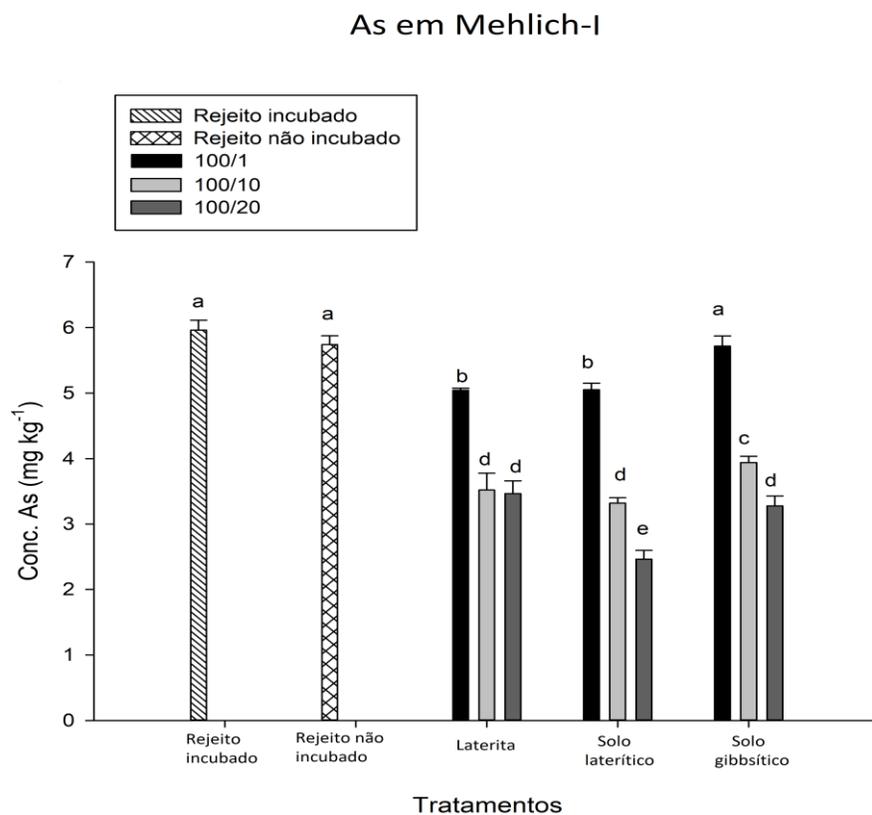


Fonte: Do autor (2017).

6.3 Atenuação da disponibilidade de As com os amenizantes

A disponibilidade de As segundo o extrator Mehlich-I foi significativamente diminuída pelo uso de amenizantes, em especial nas proporções 100:10 e 100:20 (FIGURA 12).

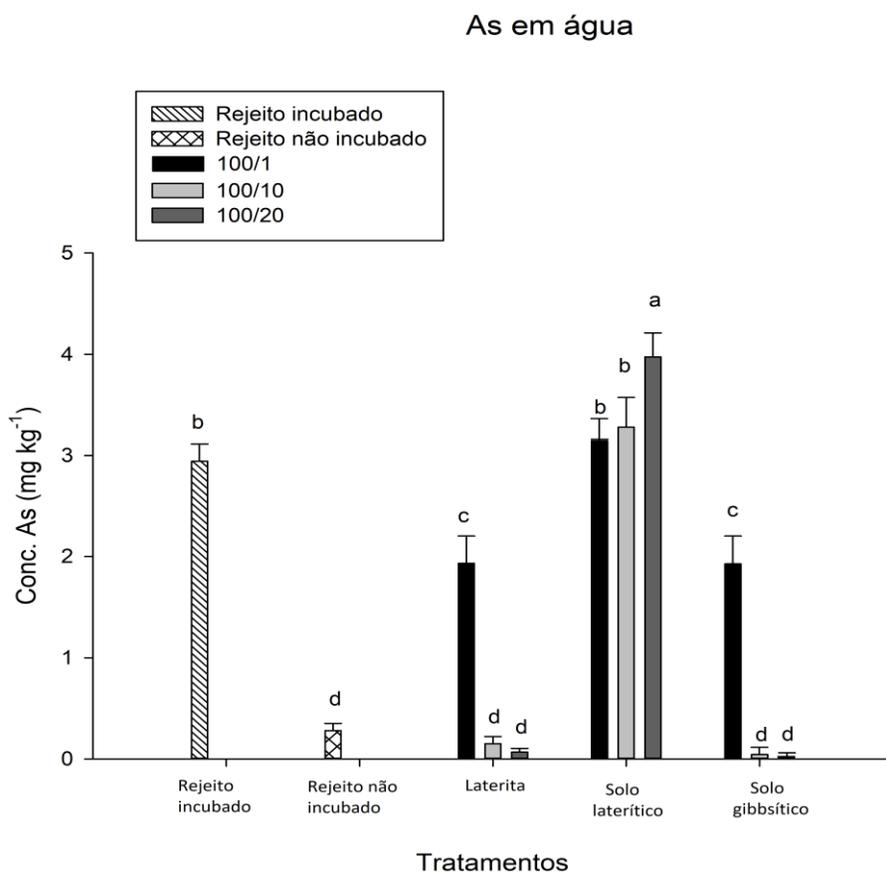
Figura 12 - Efeito dos amenizantes na disponibilidade de As por Mehlich-I. Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).



Fonte: Do autor (2017).

A disponibilidade de As em água apresentou um comportamento semelhante ao Mehlich-I para a petroplintita e o solo gibbsítico, mas não para o solo petroplíntico (FIGURA 13).

Figura 13 - Gráfico da disponibilidade de As em água. Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott.



Fonte: Do autor (2017).

O As dissolvido em água no rejeito incubado sem amenizante, que era de $2,94 \text{ mg L}^{-1}$, diminuiu fortemente para até $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ com solo gibbsítico na proporção 100:20, e para $0,04 \text{ mg L}^{-1}$ na proporção 100:10. Na proporção 100:1, o As-água diminuiu bem menos, para $1,92 \text{ mg L}^{-1}$, com o solo gibbsítico, o que ocorreu também com a petroplintita na proporção 100:20 chegando a diminuir para até $0,06 \text{ mg L}^{-1}$.

Inesperadamente, o As-água aumentou com o solo petroplíntico em todas as proporções, o que pode ser decorrente do efeito dos altos teores de carbono orgânico, em contraste aos outros materiais. O carbono orgânico pode bloquear sítios de adsorção de óxidos (PASSOS, 2012), e/ou proporcionar a formação de compostos de As orgânico de alta solubilidade, interferindo na mobilidade/disponibilidade do As no solo (OLIVEIRA, 2014).

Além do carbono orgânico, o pH também influenciou muito neste aumento do As-água com o solo petroplíntico, onde valores mais altos podem reduzir a sorção desse metaloide (DESCHAMPS, 2003). Os valores mais altos de pH também contribuem para aumentar a mobilidade do As no solo (LADEIRA; CIMINELLI, 2004). Na petroplintita isso pode não ter ocorrido, pois os mais elevados teores de óxidos podem ter superado o efeito do pH.

Outro fator que também influenciou na mobilidade do As foi o valor mais alto da CTC a pH 7,0 pois liberou uma quantidade maior de cargas dependentes do pH, deixando cargas livres para a retenção de cátions no solo. Os valores mais altos da CTC a pH 7,0 também são indicativos de altos teores de carbono orgânico (LOPES; GUILHERME, 2004).

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Analisando o poder de extração de As dos dois extratores usados no trabalho, percebe-se que os resultados foram mais expressivos com o extrator Mehlich-I, uma vez que este apresenta alto poder de extração. Já o extrator As-água apresentou poder de extração menor, como comprovada pela extração do solo petroplíntico que foi muito baixa.

Os amenizantes naturais apresentaram bom poder de retenção do arsênio no rejeito em que foi aplicado. A retenção de As pelos amenizantes foi relevante a partir da proporção 100:10, aumentando na proporção 100:20. A petroplintita e o solo petroplíntico, com o extrator Mehlich-I, apresentaram resultados semelhantes na proporção 100:10, enquanto o solo petroplíntico apresentou retenção maior na proporção 100:20. Já com o extrator água, observa-se que o solo gibbsítico foi o que apresentou a maior imobilização, nas proporções 100:10 e 100:20.

O uso dos amenizantes solo gibbsítico e solo petroplíntico representa uma alternativa viável para a redução da disponibilidade de As em solos com altos níveis desse elemento, uma vez que sua distribuição geográfica é mais comum do que a da petroplintita. Contudo, para fins práticos, o trabalho demonstrou que é possível fazer uso de solos oxídicos para descontaminar áreas afetadas com As, técnica de baixo custo e que, mesmo com pequenas proporções de amenizantes, é possível obter boa redução dos níveis desse elemento.

Recomenda-se, para imobilização de pequenas e grandes áreas contaminadas com rejeitos de mineração, o uso do solo gibbsítico e também do solo petroplíntico na proporção 100:10, uma vez que essa proporção conseguiu resultados muito satisfatórios e parecidos com a proporção 100:20, e também constitui em uma alternativa mais econômica para quem a utilizar. Contudo, em decorrência da potencial mobilização de As-água em solos com alto teor de

carbono orgânico, é sugerido o uso de material de horizontes B ou camadas sub-superficiais.

REFERÊNCIAS

- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **ATSDR's substance priority list**. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2017. Disponível em: <<https://www.atsdr.cdc.gov/spl/>>. Acesso em: 10 set. 2017.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Toxicological profile for Arsenic**. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2007. Disponível em: <<https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.pdf> >. Acesso em: 22 jun. 2017.
- ALONSO, D. L. et al. Environmental occurrence of arsenic in Colombia: a review. **Environmental Pollution**, Barking, v. 186, p. 272-281, 2014.
- ALVES, R. H.; RIETZLER, A. C. Efeitos tóxicos de arsênio em Eisenia Andrei em exposição a solos do entorno de minerações de ouro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 39, n. 3, p. 682-691, 2015.
- ANICETO, K. C. P.; HORBE, A. M. C. Solos urbanos formados pelo acúmulo de resíduos em Manaus, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 42, n. 1, p. 135-148, 2012.
- ARAÚJO, M. A. et al. Paragênese mineral de solos desenvolvidos de diferentes litologias na região sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 38, n. 1, p. 11-25, 2014.
- ASSIS, I. R. **Mitigação da lixiviação de arsênio, ferro e enxofre e revegetação de substratos minerados em área de ocorrência de drenagem ácida**. 2006. 90 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2006.
- BOECHAT, C. L. **Biorremediação de solos contaminados por metais pesados em áreas de beneficiamento de minério de ouro**. 2014. 120 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.
- BORBA, R. P.; FIGUEIREDO, B. R.; CAVALCANTI, J. A. Arsênio na água subterrânea em Ouro Preto e Mariana, Quadrilátero Ferrífero (MG). **Revista da Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 57, n. 1, p. 45-51, 2004.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 518**, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigência de qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF, 2004. Disponível em: <http://189.28.128.100/dab/docs/legislacao/portaria518_25_03_04.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2018.

BUNDSCHUH, J. et al. Arsenic in the human food chain: the Latin America perspective. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 429, p. 92-106, 2012.

CAMPOS, M. L. et al. Teor de arsênio e adsorção competitiva arsênio/fosfato e arsênio/sulfato em solos de Minas Gerais, Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 43, n. 6, p. 985-991, 2013.

CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; RAIJ, B. van. Determinação da matéria orgânica. In: RAIJ, B. van et al. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas, 2001. p. 173-180.

CARNEIRO, M. A. et al. Comportamento dos sistemas Sm-Nd e Rb-Sr da seqüência Máfico-Ultramáfica Ribeirão dos Motas (Arqueano), Craton São Francisco Meridional: evidências de enriquecimento mantélico e fracionamento isotópico. **Geologia USP, Série Científica**, São Paulo, v. 4, p. 13-26, 2004.

CAVALCANTE, J. A. D. C. et al. O ensino de solos: a interdisciplinaridade na seqüência didática. **Revista Interdisciplinar de Educação do Campus de Três Lagoas/MS**, Três Lagoas, v. 1, p. 1-9, 2016.

CORNELIS, R. **Handbook of elemental speciation II: species in the environment, food, medicine & occupational health**. New York: Wiley, 2005.

DESCHAMPS, M. E. **Avaliação da contaminação humana e ambiental por As e sua imobilização em óxidos de Fe e Mn**. 2003. 139 p. Tese (Doutorado em Engenharia Metalúrgica)-Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

DESCHAMPS, M. E.; MATSCHULLAT, J. **Arsênio antropogênico e natural: um estudo em regiões do quadrilátero ferrífero**. Belo Horizonte: FEAM, 2007.

DOMÍNGUEZ-CRESPO, M. A. et al. Effect of the heavy metals Cu, Ni, Cd and Zn on the growth and reproduction of epigeic earthworms (*E. fetida*) during the vermistabilization of municipal sewage sludge. **Water, Air, and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 223, p. 915-931, 2012.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2. ed., rev. e atual. Rio de Janeiro, 1997. 212 p. (EMBRAPA-CNPS. Documentos, 1).

ESPINDOLA, C. R.; DANIEL, L. A. Laterita e solos laterísticos no Brasil. **Boletim Técnico da FATEC-SP**, São Paulo, v. 24, p. 21-24, 2008.

FEI, D. L. et al. Association between In Utero arsenic exposure, placental gene expression, and infant birth weight: a US birth cohort study. **Environmental Health**, London, v. 12, p. 1-8, 2013.

FERREIRA, E. R. N. C. **Química e mineralogia de solos desenvolvidos de rochas alcalinas e ultrabásicas do Domo de Lages**. 2013. 159 p. Tese (Doutorado em Manejo do Solo)-Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2013.

FONTES, M. P. F.; CAMARGO, O. A.; SPOSITO, G. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 58, n. 3, p. 627-646, 2001.

GATIBONI, L. C. **Propriedades químicas do solo**. Santa Maria: Ed. UFSM, 2009. 29 p.

GILBERTI, L. H. **Potencial para o uso de *Baccharis dracunculifolia* DC (Asteraceae) na fitorremediação de áreas contaminadas por arsênio**. 2012. 68 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal)-Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

GIMENES, L. L. S. **Avaliação do potencial de remoção de arsênio utilizando *lemna minor* L. (1753)**. 2015. 54 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental)-Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, 2015.

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

GUILHERME, L. R. G. et al. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos em Ciências do Solo**, Viçosa, MG, v. 4, p. 345-390, 2005.

GUIMARÃES, L. A. O. P. et al. Espécies arbóreas potenciais para revegetação de rejeito salino contaminado com arsênio. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, p. 871-881, 2017.

HENDERSON, R. D. **Paracatu mine technical report**. Paracatu: Kinross Gold Corporation, 2006.

HUMAN RIGHTS WATCH. **Bangladesh**: 20 milion drink arsenic-laced water. 2016. Disponível em: <<https://www.hrw.org/news/2016/04/06/bangladesh-20-million-drink-arsenic-laced-water>>. Acesso em: 10 set. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA. **Portal de mapas**. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <<http://portaldemapas.ibge.gov.br/portal.php#homepage>>. Acesso em: 23 set. 2017.

KINROSS GOLD CORPORATION. **Galeria de imagens**. Paracatu, 2017. Disponível em: <<http://www.kinross.com.br/index.php/sala-de-imprensa/press-kit/>>. Acesso em: 28 set. 2017.

LADEIRA, A. C. Q.; CIMINELLI, V. S. T. Adsorption and desorption of arsenic on an oxisol and its constituents. **Water Research**, New York, v. 38, p. 2087-2094, 2004.

LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G. **Interpretação de análise de solo**. Lavras: ANDA, 2004. 50 p. (Boletim Técnico, 2).

LOPES, G. et al. Beneficial use of industrial by-products for phytoremediation of an arsenic-rich soil from a gold mining area. **International Journal of Phytoremediation**, Philadelphia, v. 18, p. 777-784, 2016.

MAJI, S. K.; PAL, A.; PAL, T. Arsenic removal from real-life groundwater by adsorption on laterite soil. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 151, p. 811-820, 2008.

MANDAL, B. K.; SUZUKI, K. T. Arsenic round the world: a review. **Talanta**, Oxford, v. 58, n. 1, p. 201-235, 2002.

MARTINS, J.; FIGUEIREDO, B. R. Testes de mobilidade de chumbo e arsênio em solo contaminado de Apiaí (SP). **Geochimica Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 28, n. 2, p. 189-200, 2015.

MASSAHUD, R. T. de La R. **Avaliação de risco a arsênio, chumbo e cádmio na região aurífera Delita, Cuba**. 2008. 131 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

MEHARG, A. A.; HARTLEY-WHITAKER, J. Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species. **New Phytologist**, Cambridge, v. 154, p. 29-43, 2002.

MEHARG, A. A.; MACNAIR, M. R. Suppression of high affinity phosphate uptake system: a mechanism of arsenate tolerance in *Holcus lanatus* L. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 43, p. 519-524, 1992.

MELO, R. F. et al. Potencial de quatro espécies herbáceas forrageiras para fitorremediação de solo contaminado por arsênio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, p. 455-465, 2009.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Genesis, 2000. 173 p.

MIGUEL, P. et al. Caracterização de plintitas e petroplintitas em solos da depressão central do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 43, n. 6, p. 999-1005, 2013.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental. **Deliberação Normativa nº 166**, de 29 de junho de 2011. Altera o Anexo I da Deliberação Normativa Conjunta COPAM CERH nº 2 de 6 de setembro de 2010, estabelecendo os Valores de Referência de Qualidade dos Solos. Belo Horizonte, 2011. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=18414>>. Acesso em: 10 dez. 2017.

MOREIRA, H. L.; OLIVEIRA, V. A. Evolução e gênese de um Plintossolo Pétrico concrecionário éutrico argissólico no município de Ouro Verde de Goiás. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 4, p. 1683-1690, 2008.

MUNIZ, D. H. F.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. **Universitas: Ciências da Saúde**, Brasília, DF, v. 4, n. 1/2, p. 83-100, 2006.

OLIVEIRA, A. F. de. **Estudo da Adsorção de As(III) em Gibbsita**: uma nova abordagem através de cálculos de funcional de densidade. 2004. 62 p. Dissertação (Mestrado em Química)-Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004.

OLIVEIRA, L. K. de. **Interações entre espécies de arsênio e matéria orgânica natural**. 2014. 111 p. Tese (Doutorado em Química)-Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Araraquara, 2014.

OLIVEIRA, L. M. de. **Potencial de samambaias para fitorremediação de arsênio**. 2012. 104 p. Tese (Doutorado em Recursos Ambientais e Uso da Terra)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

ONO, F. B. **Bioacessibilidade de arsênio em área de mineração de ouro, Paracatu (MG)**. 2009. 70 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

PASSOS, G. O. **Carbono orgânico e eletroquímica de latossolo submetido a sistemas de manejo no cerrado**. 2012. 46 p. Monografia (Graduação em Agronomia)-Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2012.

PEREIRA, S. F. P. et al. Determinação espectrofotométrica do arsênio em solo da cidade de Santana-AP usando o método do dietilditiocarbamato de prata (SDDC) modificado. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 39, n. 4, p. 953-960, 2009.

POZZA, A. A. A. et al. Retenção e dessorção competitiva de ânions inorgânicos em gibbsita natural de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 42, p. 1627-1633, 2007.

QUAGGIO, J. A.; RAIJ, B. van. Determinação do pH em cloreto de cálcio e da acidez total. In: RAIJ, B. van et al. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: IAC, 2001. p. 181-188.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2018.

RIBEIRO, M. A. do C. **Contaminação do solo por metais pesados**. 2013. 249 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente)-Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias, Lisboa, 2013.

RODRIGUES, A. S. L.; MALAFAIA, G. Efeitos da exposição ao arsênio na saúde humana. **Revista Saúde.com**, Vitória da Conquista, v. 4, n. 2, p. 148-159, 2008.

RODRIGUES, L. M. S. **Atributos químicos de fertilidade e densidade de cargas elétricas em um Latossolo sob adição de sienito nefelínico**. 2015. 35 p. Monografia (Graduação em Agronomia)-Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2015.

SAKUMA, A. M. **Avaliação da exposição humana ao arsênio no Alto Vale do Ribeira, Brasil**. 2004. 196 p. Tese (Doutorado em Saúde Coletiva)-Faculdade de Ciências Médicas, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

SANTOS, E. C. O. et al. Exposição ao mercúrio e ao arsênio em Estados da Amazônia: síntese dos estudos do Instituto Evandro Chagas/FUNASA. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, São Paulo, v. 6, n. 2, p. 171-185, 2003.

SCHULZE, D. G. An introduction to soil mineralogy. In: DIXON, J. B.; WEED, S. B. (Ed.). **Minerals in soil environments**. Madison: Soil Science Society of America, 1989. v. 2, p. 11-34.

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

SOUSA, P. J. P. G. de. **Remoção de arsênio por compostos de ferro e por ferro nanoparticulado**. 2013. 84 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Minas e Geo-Ambiente)-Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto, Porto, 2013.

STIGLIANI, W. M. Changes in valued “capacities” of soils and sediments as indicators of nonlinear and time-delayed environmental effects. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 10, p. 245-307, 1988.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 3051A: microwave assisted acid digest of sediments, sludges, soils and oils. In: _____. **SW-846: test methods for evaluation solid waste physical and chemical methods**. Washington: Office of Solid Waste/Environmental Protection Agency, 1998. p. 1-20.

WANG, S.; MULLIGAN, C. Natural attenuation processes for remediation of arsenic contaminated soils and groundwater. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 138, p. 459-470, 2006.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Arsenic and arsenic compounds**. Geneva: International Programme on Chemical Safety, 2001.

ZINN, Y. L.; CARDUCCI, C. E.; ARAUJO, M. A. Internal structure of a vermicular ironstone as determined by x-ray computed tomography scanning. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 39, p. 345-349, 2015.