

JEANI MOREIRA DE OLIVEIRA SANDIN

**CAMADAS DE COBERTURA PARA MITIGAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS
DA DRENAGEM ÁCIDA DE MINA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Igor Rodrigues de Assis

Coorientadores: Isabela Cristina F. Vasques
Raphael B. Alves Fernandes

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2024**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

S217c Sandin, Jeani Moreira de Oliveira, 1987-
2024 Camadas de cobertura para mitigação de impactos ambientais da drenagem ácida de mina / Jeani Moreira de Oliveira Sandin. – Viçosa, MG, 2024.
1 dissertação eletrônica (83 f.): il. (algumas color.).

Orientador: Igor Rodrigues de Assis.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Solos, 2024.

Referências bibliográficas: f. 77-83.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2024.240>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Solos - Poluição. 2. Arsênio. 3. Revegetação.
4. Lixiviação. I. Assis, Igor Rodrigues de, 1980-
II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Solos.
Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas.
III. Título.

CDD 22. ed. 628.55

JEANI MOREIRA DE OLIVEIRA SANDIN

**CAMADAS DE COBERTURA PARA MITIGAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS
DA DRENAGEM ÁCIDA DE MINA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 20 de fevereiro de 2024.

Assentimento:

Jeani Moreira de Oliveira Sandin
Autor

Igor Rodrigues de Assis
Orientador

AGRADECIMENTOS

Expresso minha gratidão a Deus.

À minha família, em especial aos meus pais, Artur (in memoriam) e Rosilene, por acreditarem em mim e sempre me incentivarem a prosseguir.

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade concedida para realizar a pós-graduação.

Ao professor Igor Rodrigues de Assis, minha sincera gratidão pela orientação, confiança e disponibilidade ao longo dessa jornada. Aprecio também a amizade e os preciosos conselhos que levarei para toda a vida.

Aos estagiários Ana Julia, Guilherme e Thales, expresso minha gratidão pela dedicação e comprometimento demonstrados durante a realização deste trabalho.

Aos dedicados funcionários do Departamento de Solos e Nutrição de Plantas, pelo valioso apoio na condução das análises laboratoriais.

Aos amáveis colegas do Departamento de Solos e Nutrição de Plantas, pela constante companhia, carinho, e incentivo em todas as etapas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro proporcionado por meio da concessão da bolsa de estudos - Código de Financiamento 001.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho, meu sincero reconhecimento e agradecimento.

RESUMO

SANDIN, Jeani Moreira de Oliveira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2024. **Camadas de cobertura para mitigação de impactos ambientais da drenagem ácida de mina.** Orientador: Igor Rodrigues de Assis. Coorientadores: Isabela Cristina Filardi Vasques e Raphael Bragança Alves Fernandes.

A mineração, essencial para o desenvolvimento socioeconômico, tem impactos ambientais, como a Drenagem Ácida de Mina (DAM). A DAM resulta da oxidação de minerais sulfetados no minério de ouro, acidificando a água de drenagem e liberando elementos tóxicos, com destaque para o arsênio. A recuperação de substratos sulfetados, especialmente contaminados com arsênio, requer abordagens integradas e a identificação de plantas tolerantes a esse elemento. O estudo avaliou o efeito de camadas de cobertura sobre substratos sulfetados para promover a revegetação e mitigar a lixiviação de produtos da DAM para as águas subterrâneas. A área experimental consiste em treze tratamentos que envolveram a sobreposição de três camadas sobre um substrato sulfetado pouco intemperizado (B2). A primeira camada, chamada camada de quebra de capilaridade (CQC), foi composta por brita ou laterita, para prevenir a ascensão de água por capilaridade. A segunda camada, chamada camada selante (CS), com a função de reduzir a drenagem de água e o possível fluxo de gases, sendo formada por solo (Latossolo) ou substrato sulfetado muito intemperizado (B1). A última camada destinada a suportar o crescimento das plantas, era composta por solo ou substrato B1 e chamada de camada de cobertura (CC). As amostras de solo e substrato foram coletadas, secas ao ar e peneiradas em malha de 2 mm antes de serem submetidas a análises químicas e físicas. Amostras de folhas/caule e raízes de *Andropogon gayanus*, espécie predominante em todos os tratamentos, foram coletadas para caracterização química. Na CC, o solo apresenta textura muito argilosa, enquanto o substrato B1 possui textura franco siltosa. O valor médio da acidez potencial nos tratamentos que incluem solo na CC é de 5,01 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$, superior ao valor médio encontrado para o substrato B1 (0,55 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$). Não foram identificados teores disponíveis de As no solo; entretanto, no substrato B1, esses teores variaram de 4,07 mg kg^{-1} a 14,96 mg kg^{-1} . Nos tratamentos com substrato B1 na CC observou-se a presença de As total. Na CS, os teores de S foram maiores nos tratamentos compostos por substrato B1, assim como os teores de As disponível. Vale destacar que os tratamentos com substrato B1 na CS, seguidos por brita calcária na CQC, exibiram teores mais elevados de As disponível (10,42 mg kg^{-1}), em

comparação com aqueles que utilizaram substrato B1 seguido de laterita ($7,19 \text{ mg kg}^{-1}$). A média dos conteúdos foliares de As foi de $8,27 \text{ mg kg}^{-1}$ para plantas estabelecidas sobre o substrato B1, enquanto aquelas estabelecidas sobre solo a média foi de $0,39 \text{ mg kg}^{-1}$. Nos tratamentos em que a CS estava ausente, o conteúdo foliar médio de As foi de $5,78 \text{ mg kg}^{-1}$, enquanto nos tratamentos que apresentaram a CS, a média foi de $3,60 \text{ mg kg}^{-1}$. De modo geral, os tratamentos constituídos por laterita na CQC apresentaram conteúdo foliar médio assimilado de As de $4,07 \text{ mg kg}^{-1}$, enquanto os tratamentos constituídos por brita calcária na CQC apresentaram valor $4,74 \text{ mg kg}^{-1}$. Os conteúdos de As foram mais elevados nas raízes em comparação com a parte aérea. A adição de solo na camada superior favoreceu uma melhor nutrição para a vegetação e reduziu a absorção de metais, devido às condições químicas mais favoráveis desse material em comparação com o substrato B1. Por apresentar menores teores totais de As e maior capacidade de retenção de água, a CS composta por solo é a opção mais adequada para estabelecer a vegetação. No entanto, a presença do substrato B1 pode ser considerada, especialmente devido à sua propensão à compactação e selamento. Das amostras de água percolada analisadas, o tratamento constituído por substrato B1 nas CC e CS e laterita na CQ apresentou as maiores concentrações de As, Fe e Oxigênio Dissolvido, além de possuir um dos maiores valores de S dentre os tratamentos avaliados. De acordo com a Resolução CONAMA 420 (2009), o limite máximo para a concentração de arsênio na água subterrânea é de $10 \mu\text{g L}^{-1}$. Apenas os tratamentos constituídos por substrato B1 na CC, solo na CS e brita na CQ; solo nas CC e Cs e Brita na CQ; Substrato B1 na CC, ausência da CS e brita na CQ; Solo na CC, ausência da CS e brita na CQ; e Solo nas CC e CS e laterita na CQ apresentaram valores inferiores ao limite estipulado. A água percolada pelo tratamento constituído por solo nas CC e Cs e Brita na CQ apresentou maior eficácia na retenção dos subprodutos da DAM, o que pode estar relacionado presença de solo em suas CC e CS. De modo geral, o tratamento mais indicado seria aquele constituído por solo nas camadas de cobertura e selamento, porém o solo é um recurso escasso na área. Alternativamente, para se empregar o substrato B1, o melhor tratamento foi aquele com solo na camada de cobertura, B1 na camada de selamento e brita calcária na camada de quebra de capilaridade.

Palavras-chave: Revegetação. Arsênio. Lixiviação.

ABSTRACT

SANDIN, Jeani Moreira de Oliveira, M.Sc., Universidade Federal Viçosa, February 2024. **Cover layers for mitigating the environmental impacts of acid mine drainage.** Adviser: Igor Rodrigues de Assis. Co-advisers: Isabela Cristina Filardi Vasques and Raphael Bragança Alves Fernandes.

Mining activities, essential for socio-economic development, have environmental impacts such as Acid Mine Drainage (AMD). AMD results from oxidizing sulphide minerals in gold ore, acidifying the drainage water and releasing toxic elements, particularly arsenic. The recovery of sulphide substrates, especially those contaminated with arsenic, requires integrated approaches and the identification of plants tolerant to this element. The study evaluated the effect of cover layers on sulphide substrates to promote revegetation and mitigate the leaching of AMD products into the ground water. The experimental área consisted of thirteen treatments involving the superimposition of three layers on a poorly weathered sulphide substrate (B2). The first layer, the capillary break layer (CQC), was made up of gravel or laterite to prevent water from rising by capillarity. The second layer, called the sealing layer (CS), with the function of reducing water drainage and the possible flow of gases, was made up of soil (Latosol) or a highly weathered sulphide substrate (B1). The last layer, designed to support plant growth, comprised soil or B1 substrate and was called the cover layer (CC). The soil and substrate samples were collected, air-dried, and sieved through a 2 mm mesh before being subjected to chemical and physical analysis. Samples of leaves and roots of *Andropogon gayanus*, the predominant species in all treatments, were collected for chemical characterization. At CC, the soil has a very clayey texture, while substrate B1 has a silty loam texture. The average value of potential acidity in the treatments that included soil in the CC was $5.01 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, ten times higher than the average value found for substrate B1 ($0.55 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$). No available As levels were identified in the soil; however, in substrate B1, these levels ranged from 4.07 mg kg^{-1} to 14.96 mg kg^{-1} . Arsenic was observed in the treatments with substrate B1 in the CC. In the SC, the S levels were higher in the B1 substrate treatments, as were the available As levels. It is worth noting that the treatments with substrate B1 in the CS, followed by limestone gravel in the CQC, showed higher levels of available As (10.42 mg kg^{-1}) compared to those using substrate B1 followed by laterite (7.19 mg kg^{-1}). The average leaf As content was 8.27 mg kg^{-1} for plants

established on substrate B1, while those established on soil had an average of 0.39 mg kg⁻¹. In the treatments in which SC was absent, the average leaf As content was 5.78 mg kg⁻¹, while in the treatments in which SC was present, the average was 3.60 mg kg⁻¹. The laterite treatments in the CQC generally had an average assimilated foliar As content of 4.07 mg kg⁻¹. In contrast, the limestone gravel treatments in the CQC had an average foliar As content of 4.74 mg kg⁻¹. In general terms, it was observed that As levels were higher in the roots compared to the aerial part. The addition of soil in the top layer favored better nutrition for the vegetation. It reduced the absorption of metals due to this material's more favorable chemical conditions compared to substrate B1. Due to its lower total As content and greater water retention capacity, the SC composed of soil is the most suitable option for establishing vegetation. However, the presence of substrate B1 can be considered, mainly due to its propensity to compaction and sealing. The inclusion of laterite in the capillary break layer proved to be effective in retaining arsenic. Treatments consisting of substrate B1 in the CC and CS followed by laterite in the CQ had the highest concentrations of As, Fe, and DO of the leachate samples analyzed and one of the highest S values among the treatments evaluated. According to CONAMA Resolution 420 (2009), the maximum limit for arsenic concentration in groundwater is 10 µg L⁻¹. Only treatments consisting of substrate B1 in the CC, soil in the CS, and limestone gravel in the CQ; soil in the CC and CS and limestone gravel in the CQ; Substrate B1 in the CC, absence of the CS, and limestone gravel in the CQ; Soil in the CC, absence of the CS, and limestone gravel in the CQ; and Soil in the CC and CS and laterite in the CQ showed values below the stipulated limit.. The leachate percolated through the treatment consisting of soil in the CC and CS and limestone gravel in the CQ showed higher effectiveness in retaining the by-products of DAM, which may be related to the presence of soil in its CC and CS. Generally, the most recommended treatment would consist of soil in the cover and sealing layers. However, soil is a scarce resource in the area. Alternatively, to use substrate B1, the best treatment was soil in the cover layer, B1 in the sealing layer, and limestone gravel in the capillarity break layer.

Keywords: Revegetation. Arsenic. Leaching.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Mapa de localização da área de estudo	30
Figura 2 Esquema da disposição dos materiais nas camadas de cada tratamento.	32
Figura 3 Resultados da resistência mecânica à penetração do solo e substrato B1 na camada de cobertura e selante.	42
Figura 4 Dendograma com agrupamento dos atributos químicos e físicos analisados em amostras da camada de cobertura	43
Figura 5 Dendograma com agrupamento dos atributos referentes a metais e arsênio analisados em amostras da camada de cobertura.	47
Figura 6 Dendograma com agrupamento dos atributos químicos e físicos analisados em amostras de solo/substrato da camada selante	52
Figura 7 Dendograma com agrupamento atributos referentes a metais e metalóide analisadas em amostras da camada selante.	54
Figura 8 Dendograma com agrupamento das variáveis obtidas na análise da parte aérea das plantas.	60
Figura 9 Dendograma com agrupamento das variáveis obtidas na análise da raiz das plantas.	61
Figura 10 Mapa de Localização da área de estudo	67
Figura 11 Croqui de instalação da tubulação de coleta de lixiviado.	69
Figura 12 Instalação da tubulação de coleta de lixiviado sobre o substrato B2.	69
Figura 13 Dendograma com agrupamento dos tratamentos em função dos atributos analisados em amostras de lixiviado.	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Descrição dos tratamentos instalados em campo sobre o substrato sulfetado (B2).	31
Tabela 2. Resultados dos atributos químicos do substrato/solo na camada de cobertura.	36
Tabela 3 Resultados dos atributos físicos do substrato/solo na camada de cobertura.	41
Tabela 4 Resultados dos teores totais médios de metais e arsênio na camada de cobertura.	46
Tabela 5 Resultados dos atributos químicos do substrato/solo analisados na camada de selamento.	50
Tabela 6 Análise de variância para os atributos físicos do substrato/solo na camada de selamento.	51
Tabela 7 Resultados dos teores totais médios de metais e arsênio na camada de selamento.	53
Tabela 8 Resultados dos teores de arsênio (As), cálcio (Ca), ferro (Fe), potássio (K), manganês (Mn), fósforo (P), enxofre (S), zinco (Zn) e cobre (Cu) na parte aérea das plantas coletadas nas parcelas dos diferentes tratamentos.	58
Tabela 9 Resultados dos teores de arsênio (As), cálcio (Ca), ferro (Fe), potássio (K), manganês (Mn), fósforo (P), enxofre (S), zinco (Zn) e cobre (Cu) na raiz das plantas coletadas nas parcelas dos diferentes tratamentos.	59
Tabela 10 Descrição dos tratamentos instalados em campo sobre o substrato sulfetado (B2).	68
Tabela 11 Valores médios das variáveis temperatura (T), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), pH, Turbidez (Tu), Acidez, Arsênio total (As), ferro total (Fe) e enxofre total (S) analisadas nas amostras de lixiviado coletadas nos diferentes tratamentos.	72
Tabela 12 Resultados dos atributos químicos e físicos do substrato/solo analisados na camada de cobertura.	73
Tabela 13 Resultados dos atributos químicos e físicos do substrato/solo analisados na camada de selamento.	74

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	12
2. REVISÃO DE LITERATURA	15
2.1. Mineração em substratos sulfetados	15
2.2. Drenagem ácida de mina	15
2.3. Comportamento geoquímico do arsênio no solo.....	19
2.4. Revegetação em substratos sulfetados.....	20
2.5. Técnicas de revegetação de substratos sulfetados.....	21
CAPÍTULO I: Camadas de cobertura aplicadas sobre substratos sulfetados permitem o estabelecimento de vegetação sobre áreas mineradas?	24
1. INTRODUÇÃO	26
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	28
2.2. Camadas de cobertura.....	29
2.3. Caracterização química e física das amostras de solo e substrato	31
2.3.1. Análises Químicas	31
2.3.2. Análises Físicas	32
2.4. Caracterização química das amostras de tecido vegetal	33
2.5. Análise estatística	33
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
3.1 Camada de Cobertura	33
3.1.1 Caracterização química.....	33
3.1.2 Caracterização Física	39
3.1.3 Caracterização Química de Metais	44
3.2 Camada de Selamento	47
3.2.1 Caracterização química.....	47

3.2.2 Caracterização Física	50
3.2.3 Caracterização Química de Metais	52
3.3 Vegetação	54
4. CONCLUSÕES	61
CAPÍTULO II: Efeito de camadas de cobertura aplicadas sobre substratos sulfetados na mitigação da lixiviação de produtos da Drenagem Ácida de Mina	
62	
1. INTRODUÇÃO	64
2. MATERIAL E MÉTODOS	65
2.1. Local do estudo.....	65
2.2. Amostragem das camadas de cobertura e da água de drenagem.....	66
2.3. Água de drenagem.....	67
2.4. Caracterização química das amostras de água.....	68
2.5. Caracterização química e física das amostras de solo e substrato	69
2.6. Análise estatística	69
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	70
3.1. Caracterização química das amostras de lixiviado.....	70
4. CONCLUSÕES	75
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	75
REFERÊNCIAS.....	77

1. INTRODUÇÃO GERAL

A exploração mineral de substâncias metálicas no Brasil data desde os tempos da Colônia, ocasião em que os bandeirantes definiram rotas para ocupação do interior do país em busca de metais preciosos, a exemplo do ouro, prospectado inicialmente na região onde se situa o estado de Minas Gerais. Além do ouro, com o aumento da ocupação territorial e do conhecimento geológico acerca dos depósitos minerais existentes, outras substâncias ganharam destaque, como é o caso do manganês e do ferro. Essa ampliação do conhecimento ocasionou significativo impacto na economia nacional e foi decisivo para o estabelecimento do processo de industrialização brasileira. De fato, a contribuição do setor de mineração para a economia brasileira é expressiva e, segundo dados da Agência Nacional de Mineração, as substâncias metálicas foram responsáveis por cerca de 89% do valor total da produção mineral brasileira em 2021 (ANM, 2021).

A indústria minerária sustenta a maioria dos produtos e serviços que consumimos, tais como produtos à base de tecnologia avançada como aqueles que usamos para nos comunicar, a exemplo dos celulares e computadores, até aqueles que usamos para nos mover, como carros e aviões (Mallett et al., 2021), e é significativa a importância do setor de mineração na produção de alimentos e energia. Neste sentido, é clara a necessidade de se praticar a referida atividade no intuito de contribuir para o desenvolvimento da sociedade.

No cenário nacional o estado de Minas Gerais se destaca na produção de ouro, com 42,60%, seguido por Pará (21,47%), considerando somente a produção de ouro primário, à céu aberto e subterrânea (ANM, 2018). No município de Paracatu-MG, situa-se a mina Morro do Ouro, responsável por 22% da produção nacional (Kinross, 2023). Empreendimentos desse porte necessitam da implementação de medidas para reduzir os impactos ambientais, especialmente quando o ouro está associado a minerais sulfetados, o que pode resultar em problemas como drenagem ácida de mina (DAM) e a consequente disponibilização de arsênio para o ambiente. Neste sentido, é fundamental adotar estratégias voltadas para a recuperação ambiental das áreas afetadas, com o objetivo de diminuir os riscos para a saúde humana e reintegrar o local ao ambiente regional.

Assim como grande parte das indústrias, a atividade de mineração tem a ela atrelada impactos ambientais inerentes à extração de recursos minerais do subsolo e consequente modificação da paisagem. Considerando que o Brasil é um dos países signatários da Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável (Brasil, 2017), se faz necessário atentar para medidas de mitigação que nos permitam o alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) por meio de práticas ambientais, sociais e de governança (ESG) desenvolvidas pelas organizações. Portanto, é imperioso que as mineradoras deem atenção especial aos ODS's voltados à promoção e crescimento econômico inclusivo e sustentável, garantindo padrões sustentáveis de consumo de recursos naturais.

Dentre os impactos ambientais das atividades de mineração, ênfase é dada a supressão da vegetação e consequente mudança da cobertura do solo. No entanto, em se tratando da extração de ouro, a exposição da camada subsuperficial do solo com consequente exposição de minerais sulfetados, normalmente resulta em um dos principais impactos, devido à ocorrência da drenagem ácida de mina (DAM). A DAM, com consequente possibilidade de mobilização de metais e metalóides, é um problema ambiental desafiador que pode resultar em impactos ambientais negativos tanto do solo quanto das águas superficiais e subterrâneas. Dessa forma, a ocorrência da DAM tem o potencial de contaminar cursos d'água e as águas subterrâneas, tornando-a imprópria para consumo humano, e o solo, prejudicando sua utilização para a agricultura e outros fins (Anekwe e Isa, 2022).

Quando o minério de ouro está associado a depósitos sulfetados, sua exploração expõe à superfície os minerais contendo sulfeto, tais como a pirita e a arsenopirita, que em contato com o oxigênio e a água, podem ser passíveis de processos de oxidação e redução e consequentemente gerar a drenagem ácida de mina, caracterizada pela acidificação da água ($\text{pH} < 3$) e disponibilização de altas concentrações de metais e metalóides dissolvidos (Park et al., 2019a). Essa alteração no pH e composição da água, além de degradar os recursos hídricos, também altera a qualidade do solo em que ocorre impossibilitando ou dificultando o estabelecimento de espécies vegetais.

A mineralização do minério de ouro traz consigo a ocorrência de metalóides como o arsênio (As), que se encontra tipicamente associado a minerais de sulfeto como a arsenopirita (FeAsS) (Veloso et al., 2019). O arsênio pode ser liberado de fontes naturais e antropogênicas e como consequência pode contaminar as águas

subterrâneas e superficiais, o solo, a biota e o ar, além de afetar a saúde humana (Bundschuh et al., 2021). O As é tóxico mesmo em baixas concentrações, e a ingestão de água é a principal via de contaminação (Pereira de Andrade et al., 2007). Em relação à contaminação por As, na maioria dos casos, poucas informações sobre as fontes e ocorrência estão disponíveis, dificultando uma avaliação correta da escala e magnitude do impacto por ele causado, evidenciando a necessidade de abordagem do tema (Bundschuh et al., 2021).

A recuperação de substratos sulfetados, especialmente aqueles contaminados por As, constitui um desafio ambiental complexo que exige abordagens integradas e sustentáveis. As propriedades químicas desses substratos apresentam limitações ao desenvolvimento vegetal para fins de revegetação, caracterizando-se por baixos teores de matéria orgânica, fósforo e potássio, elevada acidez, salinidade e expressivo teor de arsênio (Silva & Procópio, 2004). Diante dessas condições desafiadoras, a identificação e utilização de plantas com elevada tolerância ao As e compatíveis com as características químicas e físicas desses substratos tornam-se elementos cruciais no processo de recuperação. Algumas espécies vegetais demonstram a capacidade de absorver e acumular arsênio em suas partes aéreas, desempenhando um papel significativo na redução da concentração desse elemento no solo (Melo et al., 2009). De maneira abrangente, a prática da revegetação deve adotar uma abordagem holística, considerando a interconexão dos ecossistemas.

Diante das dificuldades mencionadas, é possível incluir camadas de cobertura compostas de diferentes materiais sobre o substrato sulfetado. Essa prática visa favorecer o êxito da revegetação e, por conseguinte, contribuir para a redução da formação de DAM. Tais camadas podem conter a exposição do material sulfetado ao oxigênio, prevenindo sua oxidação, além de impedir o transporte de elementos tóxicos para as águas subterrâneas. Ao mesmo tempo, proporcionam um ambiente mais propício para o crescimento de plantas (Silva, 2013; Assis, 2011).

Neste contexto, os propósitos deste estudo consistiram em analisar a eficácia de diferentes materiais como camadas de cobertura no estabelecimento da vegetação e na contenção da lixiviação dos produtos provenientes da drenagem ácida de mina. As hipóteses trabalhadas consistiram em: (i) O efeito negativo da drenagem ácida na expressiva redução da qualidade do solo pode ser contido por meio da adição de camadas sobre o substrato sulfetado, propiciando condições adequadas para o estabelecimento da vegetação. (ii) É possível estabelecer camada de cobertura que

impeça a ascensão do fluxo de água no solo, com conseqüente ascensão do arsênio, que poderia ocasionar a morte da vegetação, inviabilizando a recuperação ambiental da área minerada. (iii) A inserção de camadas de cobertura com diferentes materiais sobre o substrato remanescente da mineração pode mitigar os efeitos da DAM em águas subterrâneas.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Mineração em substratos sulfetados

A extração do minério de ouro por meio de mineração a céu aberto gera preocupações ambientais devido à exposição do substrato sulfetado. Durante o processo de exploração, minerais contendo sulfetos, tais como pirita e arsenopirita, são expostos às condições atmosféricas. Quando em contato com oxigênio e água, esses minerais podem passar pelo processo de oxidação, resultando na geração de drenagem ácida de mina (DAM). Essa condição se manifesta pela acidificação da água ($\text{pH} < 3$) e pela liberação de quantidades elevadas de metais e metalóides dissolvidos (Park et al., 2019b). Dentre os metalóides associados aos depósitos sulfetados destaca-se o arsênio (As), geralmente associado a minerais de sulfeto como a arsenopirita (FeAsS) (Veloso et al., 2019). O arsênio pode ser liberado de fontes naturais e antropogênicas, contaminando águas subterrâneas e superficiais, solo, biota e ar, além de afetar a saúde humana (Bundschuh et al., 2021). O arsênio é tóxico mesmo em baixas concentrações, e a ingestão de água representa a principal via de contaminação (Pereira de Andrade et al., 2007).

2.2. Drenagem ácida de mina

A formação de drenagem ácida de mina (DAM) é uma das preocupações ambientais mais sérias para as indústrias de mineração, e é controlada principalmente por características mineralógicas, físicas e biológicas do estéril e/ou rejeito (Amar et al., 2021). As características geoquímicas da DAM dependem fortemente dos tipos de depósitos minerais e estratos geológicos em que estão contidos (Park et al., 2019a). O processo de drenagem ácida pode ocorrer naturalmente, porém a atividade de mineração pode potencializá-lo devido ao aumento da quantidade de minerais

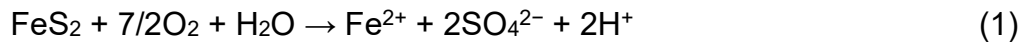
sulfetados expostos às condições atmosféricas. Os rejeitos gerados a partir da mineração de depósitos sulfetados de metais geralmente contêm minerais de sulfetos em valor econômico, como pirita (FeS_2), pirrotita ($\text{Fe}_{(1-x)}\text{S}$, onde $0 < x < 0,2$) e arsenopirita (FeAsS), que geram a DAM quando expostas ao oxigênio e água (Park et al., 2019a).

A ocorrência da DAM gera diferentes impactos, marcadamente a liberação no ambiente de metais e metaloides como cádmio, cobre, ferro, manganês, chumbo, zinco, arsênio e selênio (Abiye e Ali, 2022). As águas de drenagem podem apresentar valor de pH próximo do neutro e ainda conter concentrações de elementos que superam os padrões e regulamentações ambientais (Elghali et al., 2019). O maior controle sobre a mobilidade dos produtos da oxidação dos minerais de sulfeto se dá por meio da extensão da neutralização ácida e, portanto, do pH da água intersticial dentro dos depósitos de rejeitos (Lindsay et al., 2015). Frequentemente metais como o Fe, Cu, Zn e Ni ocorrem em altas concentrações e exibem maior mobilidade em pH mais ácido, característico da DAM (Lindsay et al., 2015).

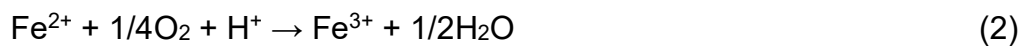
Durante as reações químicas que ocorrem no ambiente, a composição mineralógica dos rejeitos pode mudar expressivamente dependendo das taxas de dissolução de sulfetos, carbonatos e, em menor grau, silicatos (Elghali et al., 2019). Neste contexto, a caracterização mineralógica do rejeito é decisiva para a previsão do potencial de geração de DAM, o que pode permitir o melhor planejamento de uma estratégia eficaz para controlá-la (Amar et al., 2021). Em geral, um mineral reage mais rapidamente se houver imperfeições e muitos cristais menores dentro de um grão de mineral (Marsden e House, 2006). Os rejeitos advindos do processo de extração mineral apresentam granulação fina e são compostos principalmente de minerais não econômicos, como silicatos e carbonatos, bem como minerais de sulfeto, mais comumente a pirita (Noirant et al., 2019).

Diferindo da grande maioria das reações de intemperismo geoquímico, a oxidação de alguns sulfetos do tipo Metal- S_2 , leva à produção de acidez, ao invés do consumo de prótons (Banks et al., 1997). Os componentes ácidos potencialmente disponíveis dos rejeitos de depósitos piríticos são Al^{3+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Mn^{2+} e H^+ e sua identificação e classificação podem ser considerados como fator mais importante para controlar a produção de DAM (Evangelou, 1995).

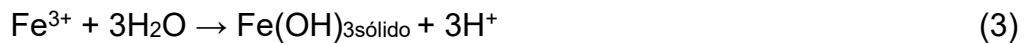
A primeira reação importante na formação da DAM é a oxidação do mineral de sulfeto (Pirita) em ferro dissolvido, sulfato e hidrogênio:



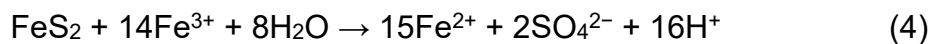
Os íons Fe^{2+} , SO_4^{2-} e H^+ dissolvidos representam um aumento nos sólidos totais dissolvidos e na acidez da água e, se não forem neutralizados, induzem redução do pH. Se o ambiente for suficientemente oxidante (dependente da concentração de O_2 , pH e atividade bacteriana), grande parte do ferro ferroso (Fe^{2+}) se oxidará a ferro férrico (Fe^{3+}), de acordo com a seguinte reação:



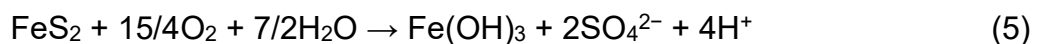
Em valores de pH entre 2,3 e 3,5, o ferro férrico precipita como $\text{Fe}(\text{OH})_3$ e jarosita, deixando pouco Fe^{3+} em solução enquanto reduz simultaneamente o pH:



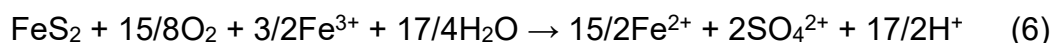
Qualquer Fe^{3+} (Equação 2) que não precipita da solução (Equação 3) pode ser usado para oxidar pirita adicional, de acordo com o seguinte:



Com base nessas reações básicas simplificadas, a geração de ácido que produz ferro que eventualmente precipita como $\text{Fe}(\text{OH})_3$ pode ser representada por uma combinação das Equações(1),(2) e(3):



Por outro lado, a equação geral para o ferro férrico estável que é usado para oxidar pirita adicional (combinações das Equações (1), (2) e(3)) é:



A oxidação da pirita com conseqüente geração de DAM é catalisada pela ação de bactérias acidófilas oxidantes de sulfeto, em particular *Acidithiobacillus*

ferrooxidans, que é adaptada a uma faixa de pH entre 1,5 e 3,0. Ao catalisar a oxidação do sulfeto ferroso em sulfato férrico, esta bactéria acelera muito a oxidação química do sulfeto de ferro, que normalmente seria lenta. Considerando que parte do processo microbiano é exotérmico, o aumento da temperatura do ambiente também aumenta as taxas metabólicas acidófilas e, conseqüentemente, também aumenta as taxas de oxidação de sulfetos (Walter Geller; Helmut Klapper; Wim Salomons, 1998). A acidez gerada por tais reações só resulta em uma situação de pH ácido quando a acidez excede a alcalinidade disponível no sistema, e esta pode estar disponível como CaCO_3 em águas subterrâneas ou na forma de fases minerais (Banks et al., 1997).

Todas as equações citadas, com exceção das Equações (2) e (3), assumem que o mineral oxidado é a pirita e o oxidante é o oxigênio. No entanto, outros minerais de sulfeto, como pirrotita ($\text{Fe}_{(1-x)}\text{S}$) têm outras proporções de sulfeto de metal e outros metais além do ferro. Oxidantes adicionais e minerais de sulfeto têm diferentes vias de reação, estequiometrias e taxas, mas a pesquisa sobre essas variações é limitada (Abiye e Ali, 2022).

A formação de DAM apresenta um sério problema ambiental para a indústria de mineração, porém, o aumento da conscientização legislativa e social levou a uma tendência crescente para o desenvolvimento de estratégias de prevenção contra a sua ocorrência (Ait-khouia et al., 2022). Com o intuito de reduzir a poluição advinda do processo de DAM, vários métodos de tratamento têm sido usados, os quais podem ser divididos em técnicas de tratamento químico ativo e estratégias de tratamento passivo (Park et al., 2019b). As técnicas passivas, que normalmente usam calcário para controlar as condições redox e biológicas têm como vantagem seu baixo custo operacional. Por outro lado, as técnicas ativas requerem fornecimento contínuo de produtos químicos, estratégias e uso de energia a longo prazo. Além do exposto, é imperativo encontrar uma abordagem de tratamento que seja segura para o meio ambiente e economicamente viável para o tratamento de solos contaminados por metais pesados e metalóides disponibilizados pelo processo de DAM (Anekwe e Isa, 2022).

Diante das limitações das técnicas de remediação, a prevenção da formação de DAM é outra opção para limitar os impactos ambientais negativos associados (Park et al., 2019b). Considerando que a presença de O_2 , água e microrganismos são determinantes para a formação da DAM, a exclusão de quaisquer um destes fatores pode mitigar ou minimizar a sua formação. A prevenção da produção de acidez não é

simples, e esse processo pode durar muito tempo até que os minerais de sulfeto acessíveis se esgotem (Anekwe e Isa, 2022).

2.3. Comportamento geoquímico do arsênio no solo

Segundo a Agência de Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças dos Estados Unidos(ATSDR, 2022), o arsênio ocupa a posição de maior prioridade na lista de substâncias tóxicas que representam potenciais ameaças à saúde humana, seguido pelo chumbo e pelo mercúrio. Além de sua toxicidade, o arsênio é propenso à bioacumulação, apresentando semelhanças nesse aspecto com o mercúrio e o chumbo. Em razão de seus efeitos deletérios, a Resolução Conama nº 420/2009 estabelece que o valor máximo permitido para a concentração de arsênio no solo é de 15 mg kg⁻¹(CONAMA, 2009a).

O As é um elemento presente de forma natural na crosta terrestre, podendo ocorrer na forma nativa ou em minerais sulfetados, sendo esta última a mais comum. Quando exposto ao ar, o As passa por uma rápida oxidação, transformando-se em As₂O₃. Os estados de valência mais comuns incluem As (0), As(III) e As(V) (Adriano, 2001). As características biogeoquímicas e a toxicidade do As são influenciadas pelas espécies predominantes desse elemento no solo, as quais são determinadas pelas condições químicas e microbiológicas. A espécie química encontrada na solução do solo é influenciada pelo potencial de oxidação e redução (Eh) e pelo potencial hidrogeniônico (pH) do meio, conforme destacado por Smedley & Kininnburgh (2002). No solo predomina a presença das formas inorgânicas As (III) e As(V). A ordem de toxicidade é estabelecida como arsenito (AsO₃⁻³) > arsenato (AsO₄⁻³) > organoarsênicos (Adriano, 2001). O As (III) é mais solúvel, móvel e tóxico que o As (V). Em solos oxidados, a mobilidade do As é reduzida devido à firme retenção do arsenato pelos componentes sólidos do solo, tais como (hidr)óxidos e aluminossilicatos de ferro, manganês e alumínio (Chiu e Hering, 2000). Contudo, a liberação do As é promovida em condições de baixo potencial redox (Eh) ou condições reduzidas (Ouyang et al., 2020). O conhecimento da espécie química predominante é crucial para a elaboração de medidas mitigadoras e para compreender o potencial de toxicidade deste elemento.

A presença de As contaminando solos impacta de maneira direta a qualidade dos produtos agrícolas, a produtividade e a sustentabilidade dos ecossistemas, assim

como a biodiversidade. Este elemento possui a capacidade de acumular-se na cadeia alimentar ao longo do tempo, tornando imperativa a implementação de estratégias inovadoras para mitigar seus efeitos prejudiciais ou, no mínimo, reduzir seu potencial de risco (Rener et al., 2022).

2.4. Revegetação em substratos sulfetados

A estratégia mais adequada do ponto de vista ambiental para reabilitar áreas onde são depositados os resíduos do beneficiamento de minérios é a revegetação (Guimarães et al., 2017). Devido à alta suscetibilidade à erosão desses materiais, é essencial a cobertura vegetal para mitigar impactos negativos. As minas de ouro exauridas apresentam uma diversidade significativa de ambientes, influenciados pela topografia e método de exploração mineral. Em grande parte das áreas degradadas pela mineração, os materiais disponíveis como substrato geralmente não oferecem condições propícias para o crescimento rápido de vegetação, com restrições relativas à disponibilidade de água, fertilidade e atividade biológica (Silva et al., 2006). Estas condições tornam desafiador o estabelecimento de qualquer tipo de vegetação. As plantas ideais para processos de restauração devem apresentar um sistema radicular extenso e uma considerável biomassa, ao mesmo tempo em que minimizam a translocação de metais e metaloides das raízes para a parte aérea (Bolan et al., 2011).

A falta de informações sobre espécies tolerantes ou até mesmo fitorremediadoras de arsênio representa um desafio para a revegetação desses substratos (Melo et al., 2009). Estudos conduzidos por Amaral et al. (2020) evidenciaram que, mesmo após mais de cem anos, a recuperação completa da vegetação sobre substratos de mineração de ouro é um desafio, resultando em variações na composição florística entre as áreas previamente impactadas. Avaliando o potencial de espécies arbóreas para a revegetação de rejeitos salinos contaminados com arsênio, foi constatado por Cordeiro et al. (2015) que a espécie *Tibouchina granulosa* apresentou mortalidade, possivelmente devido à alta taxa de translocação de arsênio e à ausência de mecanismos de tolerância na referida espécie.

A biodisponibilidade e absorção de poluentes tóxicos emergentes (PTEs) pelas plantas estão diretamente ligadas à sua (i) mobilização nos solos. As reações químicas e biológicas que ocorrem na rizosfera desempenham um papel significativo na biodisponibilidade de metais e metaloides para as plantas (Bolan et al., 2011).

Propriedades do solo tais como pH, potencial redox (Eh), capacidade de troca catiônica, teor de carbono orgânico do solo e textura exercem uma influência significativa nas frações e espécies de PTEs presentes nos solos e substratos, impactando a mobilização desses poluentes (Palansooriya et al., 2020).

Variações no Eh/pH do solo podem provocar alterações significativas em diversos fatores que regem a mobilização de PTEs durante condições de inundação e seca. Tais mudanças podem afetar a dissolução redutiva/ácida de transportadores de PTE, incluindo óxidos de Fe-Mn, matéria orgânica do solo e compostos de enxofre, influenciando, conseqüentemente, a liberação de PTEs associados na solução do solo (Shaheen et al., 2014). O pH do solo é um dos principais fatores que afetam a sorção de contaminantes inorgânicos e orgânicos ionizáveis, exercendo controle sobre praticamente todos os aspectos dos processos contaminantes e biogeoquímicos no solo. Esses processos englobam solubilidade, precipitação, especiação e sorção, além de influenciar a atividade microbiana (Bolan et al., 2011).

2.5. Técnicas de revegetação de substratos sulfetados

As técnicas de revegetação em áreas de mineração são essenciais para recuperar ecossistemas degradados e mitigar os impactos ambientais causados pela atividade mineradora. Na recuperação de áreas degradadas, a revegetação oferece vantagens significativas devido à sua natureza duradoura, juntamente com custos de manutenção reduzidos. Além disso, ela proporciona proteção contra a erosão eólica e hídrica, promove a melhoria da estrutura do solo, aumenta a fertilidade e contribui para a recuperação estética da área (Accioly e Siqueira, 2000). Diversas pesquisas têm evidenciado que a prática de revegetação, de maneira geral, apresenta impactos positivos na promoção da melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo em áreas de mineração (Iskandaret al., 2022a).

Na mineração, após a extração da substância de interesse econômico, os rejeitos e estéréis são depositados em locais apropriados na mina. No entanto, em contraste com os solos, esses materiais não exibem uma estrutura definida, frequentemente apresentando elevado teor de argila e baixa permeabilidade. Essas características tornam esses materiais inadequados para o estabelecimento de vegetação. No caso da mineração de ouro, por exemplo, o desafio é revegetar áreas com presença de substratos sulfetados. A complexidade na recuperação dessas

áreas está relacionada à elevada acidez do substrato, à salinidade e à presença de elementos prejudiciais às plantas, como o arsênio. A exploração de alternativas para reutilizar os rejeitos resultantes da mineração tem sido objeto de diversos estudos, refletindo na busca por opções sustentáveis para aproveitamento desses materiais (Monteiro et al., 2021).

As propriedades químicas do rejeito destacam uma significativa restrição ao crescimento de plantas destinadas à revegetação. Silva et al. (2004), avaliando rejeito de mineração de ouro verificou baixos níveis de matéria orgânica, fósforo (P) e potássio (K), elevada acidez e salinidade, além de elevada concentração de arsênio. A concentração de As nos tecidos vegetais apresenta variação de acordo com a disponibilidade desse elemento no ambiente e o metabolismo da planta, o qual está intimamente ligado a mecanismos de tolerância. Nas plantas, a toxicidade causada pelo As pode manifestar-se de várias maneiras, incluindo murchamento das folhas, crescimento lento das raízes e da parte aérea, folhas com necrose, coloração arroxeada e, por fim, a morte da planta (Melo et al., 2009). Ao realizar o cultivo das espécies juçara e quaresmeira sobre o rejeito, Guimarães et al. (2017) observaram comprometimento em seu desenvolvimento, sugerindo a possibilidade de intolerância dessas espécies ao As ou mesmo à salinidade presente no rejeito. Neste sentido, técnicas de melhoria do solo, como a adição de corretivos para neutralizar a acidez e a incorporação de materiais orgânicos para aumentar a complexação de contaminantes, visam criar um ambiente propício ao desenvolvimento das plantas.

A seleção de espécies vegetais tolerantes, adaptadas a ambientes ácidos, é fundamental para o sucesso da revegetação (Melo et al., 2009). Algumas gramíneas e leguminosas têm demonstrado capacidade de sobreviver em condições de alta acidez e presença de metais pesados. Neri et al. (2011) constataram que espécies pertencentes às famílias *Fabaceae* e *Melastomataceae*, entre outras, apresentam potencial para serem empregadas na recuperação de áreas contendo substratos sulfetados. Em experimentos realizados em ambiente controlado, utilizando braquiária e crotalária, verificou-se que essas plantas são tolerantes ao arsênio, sugerindo sua aplicação potencial em iniciativas de recuperação ou revegetação de áreas contaminadas (Lopes et al., 2013).

A aplicação de microrganismos benéficos como bactérias fixadoras de nitrogênio pode melhorar as condições do solo e facilitar o estabelecimento de plantas, desempenhando um papel crucial na promoção da saúde do solo em ambientes

sulfetados (Melo et al., 2008). Conforme mencionado por Lima et al. (2008), fungos acidófilos têm a capacidade de metabolizar sulfetos presentes no solo, convertendo-os em ácido sulfúrico. Esse processo resulta na solubilização dos minerais de valor econômico, os quais podem ser recuperados posteriormente por meio de técnicas de biolixiviação.

Bussiére et al. (2007) apresentam resultados promissores em relação à utilização de materiais siltsos não geradores de acidez como camada de cobertura, com o intuito de conter a migração de oxigênio e, conseqüentemente, prevenir a formação de DAM. Outra medida inclui a adição de camada selante utilizando material predominantemente argiloso, com potencial para adsorver metais e arsênio e possibilitar a revegetação da superfície (Silva, 2004). A função primordial da camada selante é diminuir a infiltração de água, e, por conseguinte, reduzir a oxidação do substrato sulfetado (Assis, 2011). Geralmente, a camada selante é associada a uma camada superficial de solo. Entretanto, em determinadas condições em que as características dos substratos permitem, é viável realizar a revegetação direta com espécies previamente selecionadas (Cordeiro et al., 2015). Silva et al. (2013) notaram que a inclusão de solo na camada de cobertura propiciou uma maior produção de biomassa devido às condições químicas, físicas e biológicas mais favoráveis desse material. Portanto, para promover a revegetação, a área com presença de sulfetos pode ser recoberta com solo (Iskandar et al., 2022b). Com esse propósito, camadas de cobertura são comumente aplicadas sobre substratos sulfetados, com o principal objetivo de impedir ou reduzir a entrada de água e oxigênio, limitando a formação de acidez e possibilitando o estabelecimento da vegetação (Bussiére e Guittonny, 2020). Essas camadas podem prevenir a ascensão capilar de substâncias tóxicas e sua lixiviação, potencialmente evitando a contaminação do lençol freático (Silva, 2013).

CAPÍTULO I: Camadas de cobertura aplicadas sobre substratos sulfetados permitem o estabelecimento de vegetação sobre áreas mineradas?

RESUMO

SANDIN, Jeani Moreira de Oliveira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2024. **Camadas de cobertura aplicadas sobre substratos sulfetados permitem o estabelecimento de vegetação sobre áreas mineradas?** Orientador: Igor Rodrigues de Assis. Coorientadores: Isabela Cristina Filardi Vasques e Raphael Bragança Alves Fernandes.

O estado de Minas Gerais é um importante polo de atividades mineradoras, onde uma variedade de substâncias minerais de valor econômico é encontrada. A mineração de minérios metálicos associados a sulfetos, especialmente de ouro, resulta em um impacto expressivo conhecido como drenagem ácida de mina (DAM). A DAM é caracterizada por pH baixo, alta condutividade elétrica e altas concentrações de Al, Fe, Mn, entre outros metais e metaloides. Neste contexto, este estudo avaliou como as camadas de cobertura influenciam o desenvolvimento vegetal e a qualidade do tecnossolo formado em substratos sulfetados. A área experimental consiste em treze tratamentos que envolveram a sobreposição de três camadas sobre um substrato sulfetado pouco intemperizado (B2). A primeira camada, chamada camada de quebra de capilaridade (CQC), foi composta por brita ou laterita, para prevenir a ascensão de água por capilaridade. A segunda camada, chamada camada selante (CS), com a função de reduzir a drenagem de água e o possível fluxo de gases, sendo formada por solo (Latossolo) ou substrato sulfetado muito intemperizado (B1). A última camada destinada a suportar o crescimento das plantas, era composta por solo ou substrato B1 e chamada de camada de cobertura (CC). As amostras de solo e substrato foram coletadas e submetidas a análises químicas e físicas. Amostras de folhas/caule e raízes de *Andropogon gayanus*, espécie predominante em todos os tratamentos, foram coletadas para caracterização química. Após 12 anos, o experimento revelou que a espécie dominante é o *Andropogon gayanus*, uma espécie exótica invasora altamente resistente, que tendeu a igualar todos os tratamentos. A inclusão de solo na camada de cobertura proporcionou uma melhor nutrição e uma menor absorção de metais e arsênio pela vegetação, devido às condições químicas mais favoráveis desse material. Comparado ao substrato B1, o solo oferece condições físicas e biológicas mais favoráveis para o crescimento das plantas. A escolha de uma camada

de selamento composta por solo é a opção mais indicada para o estabelecimento da vegetação. No entanto, a presença do substrato B1 pode ser considerada devido à sua propensão à compactação/selamento, o que pode ser benéfico para evitar a ascensão de arsênio para as camadas destinadas ao estabelecimento da vegetação. O substrato B1 tende a favorecer a baixa diversidade, com a presença de espécies exóticas invasoras.

Palavras-chave: Revegetação. Arsênio. Camadas de Cobertura.

1. INTRODUÇÃO

O estado de Minas Gerais é um relevante centro de atividades mineradoras, abrigando uma variedade de substâncias minerais de valor econômico em seu subsolo. A extração mineral está intrinsecamente ligada a impactos ambientais, que incluem a remoção da cobertura superficial do solo, resultando na alteração da topografia e na supressão da vegetação. No contexto da mineração de minérios metálicos, marcadamente o ouro, um dos impactos significativos é a ocorrência da drenagem ácida de mina (DAM). A mineração de ouro no Brasil, e especificamente em Paracatu, Minas Gerais, desempenha um papel significativo na economia do país e na região local. Paracatu é conhecida por ter uma das maiores minas de ouro a céu aberto do mundo, correspondendo a 21,35 % da produção nacional (ANM, 2021).

A formação da DAM está diretamente vinculada à extração mineral de substratos sulfetados, resultando da oxidação de minerais de sulfeto com elevada capacidade de lixiviação de elementos potencialmente tóxicos, a exemplo do arsênio (As). A DAM é caracterizada por apresentar pH baixo, alta condutividade elétrica e concentrações elevadas de Al, Fe, Mn, entre outros metais e metaloides (Campaner & Silva, 2009). Os sulfetos comumente encontrados, como a pirita e a arsenopirita, estão entre os principais contribuintes para a produção de drenagem ácida.

A existência de metais e metaloides potencialmente tóxicos nos substratos sulfetados remanescentes da mineração tornam as áreas de ocorrência desafiadoras no que diz respeito ao processo de recuperação ambiental. Isso porque as condições ideais para a revegetação favorecem a formação da DAM, o que não é desejável (Mello et al., 2003). Os rejeitos gerados durante o processamento dos minérios de ouro explorados em Paracatu-MG possuem características que dificultam o crescimento das plantas, especialmente devido à acidez, salinidade e às elevadas concentrações de arsênio (Guimarães et al., 2016). A absorção de arsênio pelas plantas pode acarretar danos como a inibição do crescimento, o que compromete consideravelmente o processo de revegetação na área afetada. Assim, a implementação de estratégias de revegetação assume um papel crucial na redução da contaminação por arsênio, auxiliando na remoção ou imobilização do arsênio presente no solo e na prevenção de sua lixiviação para as águas subterrâneas.

As estratégias para mitigação e controle da drenagem ácida englobam tratamentos químicos, como a aplicação de calcário, compostos orgânicos e outras

substâncias, além da construção de áreas alagadas, emprego de barreiras geoquímicas e camadas selantes. Essas técnicas podem ser aplicadas individualmente ou em conjunto, dependendo das características específicas do local e dos custos envolvidos (Mello, Dias e Corrêa, 2003).

Como alternativa para mitigar a formação da DAM e ao mesmo tempo recuperar áreas de mineração exauridas, sistemas de cobertura são comumente aplicados sobre substratos sulfetados, com o principal objetivo de impedir ou reduzir a entrada de água e oxigênio, limitando, dessa forma, a formação de acidez e possibilitando o estabelecimento da vegetação (Bussièrre e Guitttonny, 2020). Uma alternativa adotada para controlar a drenagem ácida é o revestimento do substrato a ser protegido com uma ou mais camadas de solo, visando restringir a infiltração de água da chuva e/ou a entrada de oxigênio nos materiais reativos. Geralmente, são empregados solos argilosos ou resíduos já oxidados da própria atividade mineradora. Estes solos são escolhidos devido às suas características específicas, como altas taxas de compactação e baixa permeabilidade (Mello, De et al., 2014). Outra medida inclui a adição de camada selante utilizando material predominantemente argiloso, com potencial para adsorver metais e arsênio e possibilitar a revegetação da superfície (Silva, 2004). A função primordial da camada selante é diminuir a infiltração de água, e, por conseguinte, reduzir a oxidação de sulfetos presentes no substrato (Assis, 2011).

Em geral, a revegetação de substratos sulfetados costuma envolver a aplicação de uma camada selante para prevenir a oxidação do material, seguida por uma camada superficial de solo ou outro material que permita o estabelecimento e crescimento de plantas (Mello, Dias e Corrêa, 2003). A fitorremediação destaca-se como uma das principais estratégias empregadas atualmente na remediação de solos contaminados. Essa abordagem utiliza plantas para remover, imobilizar ou neutralizar contaminantes orgânicos e inorgânicos presentes no solo e na água. As plantas possuem uma notável capacidade de adaptação a uma ampla gama de ambientes, e muitas espécies podem estabelecer interações simbióticas com outros organismos. Essa capacidade de interação é fundamental para a adaptação a ambientes variados, como solos salinos, ácidos, com baixa fertilidade ou altamente contaminados por metais e metalóides (Silva et al., 2019).

Neste contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar o efeito das camadas de cobertura sobre substratos sulfetados no desenvolvimento vegetal e na qualidade do tecnossolo produzido.

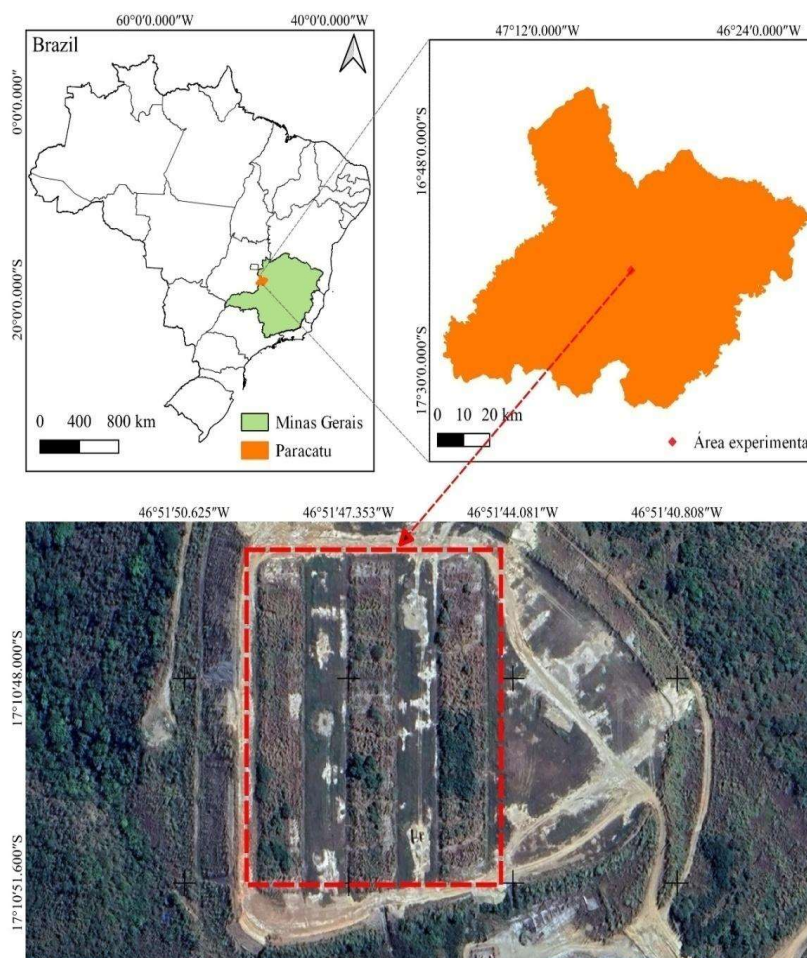
2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Local do estudo

A área de pesquisa está situada em uma mina de ouro localizada na cidade de Paracatu, Minas Gerais, Brasil (figura 1). O município de Paracatu encontra-se na altitude de 688 m, e apresenta clima do tipo Aw - tropical úmido de savana, com inverno seco e verão chuvoso, segundo a classificação climática de *Köppen* (Gomes e Felfili, 2014). A temperatura média anual na região é de 23,6 °C, com precipitação pluviométrica média anual de 1.418 mm (INMET, 2023).

O cerrado é a vegetação predominante, típica do Brasil-Central, com variações que incluem formações fitogeográficas como Cerrado, Campo-cerrado, Campo-limpo e Cerradão (IGAM, 2006). A região do Morro do Ouro, onde está localizada a mina, é caracterizada pela presença de solos rasos (Neossolos Litólicos) e vegetação de campo-cerrado.

Figura 1 Mapa de localização da área de estudo



Fonte: Autores (2024)

2.2. Camadas de cobertura

As amostras de solo foram coletadas a partir de um experimento de campo instalado em 2010, que envolveu treze tratamentos e três blocos. Esses tratamentos consistiram na adição de três camadas acima do substrato sulfetado pouco intemperizado, denominado B2 (contém teores de sulfeto da ordem de $10,0 \text{ g kg}^{-1}$). A primeira camada, de baixo para cima, denominada camada de quebra de capilaridade (CQC), foi composta por brita ou laterita, com o propósito de prevenir a ascensão de água por capilaridade. A segunda camada, denominada camada selante (CS), tem a função de reduzir a drenagem de água e o possível fluxo de gases, sendo formada por solo (horizontes A e B de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico – LVAd – retirado da área de entorno da mineração) ou substrato sulfetado muito intemperizado, denominado B1 (contém teores de sulfeto da ordem de $3,0 \text{ g kg}^{-1}$). O uso do B1 como

camada de cobertura justificou-se pela ausência do elemento metálico explorado e pela elevada quantidade deste material existente na área. A última camada destinada a oferecer suporte para o crescimento das plantas, foi constituída por solo ou substrato B1 e é denominada camada de cobertura (CC).

A partir da combinação dos materiais nas diferentes camadas foram então estabelecidos 12 tratamentos (T2 à T13), no qual foram testados dois materiais como camada de quebra de capilaridade; dois como camada selante e ausência da mesma; dois como camada de cobertura; mais um tratamento controle (T1), que consiste do substrato B1 compondo as três camadas (Tabela 1). O delineamento experimental adotado foi em blocos casualizados com três repetições, totalizando 39 parcelas experimentais com dimensões de 10 x 20 m cada.

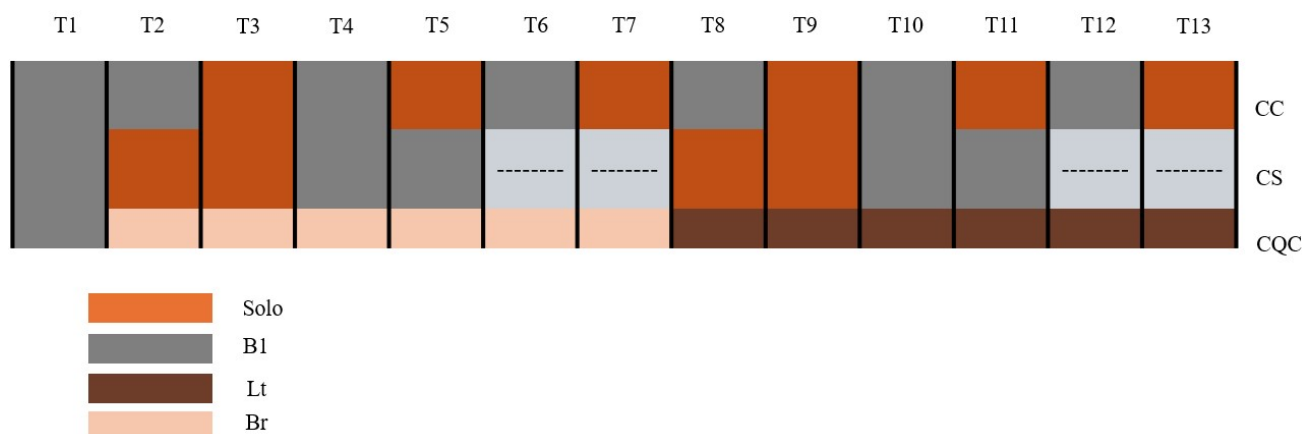
Tabela 1. Descrição dos tratamentos instalados em campo sobre o substrato sulfetado (B2).

Tratamento	Camada		
	Cobertura (20 cm)	Selante (20 cm)	Quebra de capilaridade (10 cm)
1 Controle	B1	B1	B1
2 (B1/So/Br)	B1	Solo	Brita calcária
3 (So/So/Br)	Solo	Solo	Brita calcária
4 (B1/B1/Br)	B1	B1	Brita calcária
5 (So/B1/Br)	Solo	B1	Brita calcária
6 (B1/-/Br)	B1	-	Brita calcária
7 (So/-/Br)	Solo	-	Brita calcária
8 (B1/So/Lt)	B1	Solo	Laterita
9 (So/So/Lt)	Solo	Solo	Laterita
10 (B1/B1/Lt)	B1	B1	Laterita
11 (So/B1/Lt)	Solo	B1	Laterita
12 (B1/-/Lt)	B1	-	Laterita
13 (So/-/Lt)	Solo	-	Laterita

Nota: Solo: horizontes A e B de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico; Substrato B1: minério contendo teores de sulfeto da ordem de 3,0 g kg⁻¹.

Fonte: Adaptado de Silva, 2013.

Figura 2. Esquema da disposição dos materiais nas camadas de cada tratamento.



Fonte: Autores (2024)

Em maio de 2023 foram coletadas amostras em cada um dos tratamentos: (i) amostras simples deformadas em triplicata das camadas de cobertura e selante de cada parcela, e (ii) amostras da vegetação predominante sobre a camada de cobertura. As amostras deformadas foram coletadas na profundidade de 0,0 – 20,0 cm na camada de cobertura e de 20,0 – 40,0 cm na camada de selamento, quando esta estava presente. Em relação à vegetação, foram coletadas de forma aleatória três plantas inteiras (raiz e parte aérea) em cada parcela, totalizando nove plantas por tratamento. As amostras coletadas foram acondicionadas e identificadas adequadamente para posterior caracterização analítica.

2.3. Caracterização química e física das amostras de solo e substrato

As amostras de solo e substrato passaram por processo de secagem ao ar e foram peneiradas em malha de 2 mm, obtendo-se da terra fina seca ao ar (TFSA).

2.3.1. Análises Químicas

As amostras de solo e substrato foram submetidas às seguintes análises químicas, conforme Teixeira (2017): fósforo, potássio disponíveis e sódio, assim como os metais Cu, Ni, Mn, Pb, Fe, Zn e Cr, por meio do extrator Mehlich-1. As amostras foram avaliadas também quanto ao fósforo remanescente (Alvarez, 2000). O pH em água e em solução de KCl 1 mol L⁻¹ (relação 1:2,5) foi medido por potenciometria. A

acidez potencial ($H^+ + Al^{3+}$) foi determinada mediante o emprego de solução extratora de acetato de cálcio $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ em pH 7. As bases trocáveis Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} foram extraídas com KCl 1 mol L^{-1} , e a matéria orgânica foi calculada pela fórmula $C. \text{ Org.} \times 1,724$, sendo o carbono orgânico determinado pelo método de oxidação úmida *Walkley-Black*. A condutividade elétrica foi medida pelo método da pasta de saturação. Com base nos resultados das análises supracitadas foram calculadas a capacidade de troca catiônica efetiva e a pH 7 (t e T), a saturação por bases (V%), a saturação por alumínio (m%) e o índice de saturação por sódio (ISNa).

O teor disponível de arsênio foi avaliado utilizando a solução extratora Mehlich-3 (Mehlich, 1984). Os metais e metalóides foram quantificados por espectroscopia de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado (ICP – OES, Perkins Elmer Optima 8300). O termo "disponível" será empregado para descrever os teores extraídos pelo extrator Mehlich-3. O enxofre disponível foi extraído via fosfato monocálcico em ácido acético (Alvarez V. et al., 2001).

Os teores totais de As, Fe, Pb, Cr, Zn e Cu foram determinados por meio do método de digestão ácida assistida por micro-ondas USEPA 3051^a (USEPA, 1996) e quantificado utilizando o ICP-OES. Neste trabalho os teores extraídos conforme metodologia USEPA 3051A serão denominados teores totais, embora não haja abertura de silicatos nesta extração.

2.3.2. Análises Físicas

As análises físicas foram conduzidas tanto em campo quanto em laboratório. No campo, os dados de resistência à penetração (RP) foram coletados usando o penetrômetro de Stolf, com quatro repetições por parcela, totalizando 12 repetições por tratamento (Stolf et al., 2014). A condutividade hidráulica não saturada (CH) foi determinada por meio do Minidisk, sendo executadas três repetições em cada parcela, totalizando nove repetições por tratamento (METER Group, 2021).

A distribuição das partículas minerais nas camadas estudadas, conforme as classes de tamanho areia, silte e argila foram avaliadas por meio da análise granulométrica, utilizando o método da pipeta e agitação lenta (Embrapa, 2017). A classificação textural foi determinada de acordo com o triângulo textural do Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (Embrapa, 2018).

2.4. Caracterização química das amostras de tecido vegetal

A parte aérea completa e raiz de *Andropogon gayanus*, espécie predominante em todos os tratamentos, foram coletadas para a realização da caracterização química das amostras e avaliação de seu estado nutricional e de toxidez. O material vegetal coletado foi submetido à lavagem conforme Embrapa, (2000) para posterior secagem em estufa de circulação forçada de ar a 65°C. As amostras foram então trituradas em moinho do tipo *Wiley* e submetidas às análises químicas. O material vegetal preparado foi submetido à digestão nítrico perclórica, e os elementos As, Ca, Fe, K, Mg, Mn, P, S e Zn foram quantificados por meio de ICP – OES.

2.5. Análise estatística

As análises estatísticas foram realizadas verificando-se, na análise de variância, a homogeneidade das variâncias para os diferentes tratamentos em estudo. Os atributos químicos e físicos do substrato/solo e químicos da vegetação foram analisados usando o teste de agrupamento Scott-Knott, a 10% de significância. Além disso, foi realizada análise multivariada de *cluster* por meio de dendrogramas, compreendendo diferentes grupos de atributos. O propósito da análise multivariada foi diferenciar os tratamentos tomando todo o conjunto de atributos ou conjunto de atributos específicos, do solo e da vegetação. As análises estatísticas foram realizadas no ambiente de desenvolvimento integrado *RStudio do software R* (R Core Team, 2024).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Camada de Cobertura

3.1.1 Caracterização química

O solo desempenha um papel fundamental no estabelecimento das plantas. Vários fatores devem ser levados em consideração para criar um ambiente propício ao desenvolvimento vegetal. Entre esses fatores, é crucial dedicar atenção especial ao fornecimento adequado de nutrientes como N, P, K e micronutrientes.

Os teores de cálcio (Ca^{2+}) variaram significativamente entre os tratamentos que utilizavam solo como camada de cobertura (T3, T5, T7, T9, T11 e T13) e aqueles que empregavam o substrato B1 (T2, T4, T6, T8, T10 e T12)(Tabela 2).Essa divergência está relacionada à gênese do solo utilizado no tratamento, considerando que se trata de um Latossolo originado de rocha calcária, presente nas proximidades da área de mineração. O horizonte B desse Latossolo possui teores de Ca^{2+} na ordem de $0,37 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$ (Ribeiro Jr., 2002). É relevante considerar que, na ocasião da instalação do experimento, foram aplicadas $2,6 \text{ t ha}^{-1}$ de calcário (100 PRNT = 100%) nas parcelas contendo solo e $1,4 \text{ t ha}^{-1}$ nas parcelas que continham o substrato B1 (Silva, 2013). Assim, os tratamentos que incluem solo na camada de cobertura possuem maiores teores Ca^{2+} .

Tabela 2. Resultados dos atributos químicos do substrato/solo na camada de cobertura.

Tratamento	pH		Na	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	(CTC) _t	(CTC) _T	V	m	ISNa	MOS	P_Rem	P	K	S	Cu	Mn	Pb	Zn	Cr	Ni	As	Fe	CE	
	H ₂ O	KCl	mg dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³						%		dag kg ⁻¹	mg L ⁻¹	mg dm ⁻³													dag kg ⁻¹
1 Controle	6,85	6,23a	8,37	0,84b	0,74	0,00b	0,30b	1,69b	1,99b	85,03a	0	1,95a	0,46c	50,97a	14,33a	28,33c	1,53	0,83b	20,97	0,68	0,43a	0,007b	1,59a	14,18a	9,28	1,40a	
2 (B1)	5,81	5,26a	4,52	0,56b	0,52	0,073b	0,67b	1,24b	1,83b	62,50a	8,83	0,99b	0,28c	50,07a	9,93a	22,67c	1,47	0,64b	15,70	0,48	0,38a	0,04b	0,97a	11,03a	7,39	1,38a	
3 (Solo)	5,60	4,42b	9,21	2,13a	0,81	0,34a	5,03a	3,52a	8,21a	38,17b	10,90	0,48b	2,9a	22,67b	0,87b	74,67a	1,18	2,06a	20,30	1,14	0,13b	0,07b	0,74a	0,00b	7,39	1,37b	
4 (B1)	5,75	5,27a	9,64	0,76b	1,76	0,020b	0,63b	2,64a	3,25b	75,03a	1,07	1,48a	0,24c	51,40a	8,37a	20,0c	1,63	0,51b	5,80	0,58	0,65b	0,09b	0,68a	14,96a	4,69	1,40a	
5 (Solo)	5,67	4,44b	8,92	2,16a	1,03	0,33a	5,27a	3,73a	8,66a	38,50b	10,63	0,45b	3,39a	23,60b	1,87b	64,0b	1,21	1,99a	28,07	0,81	0,13b	0,19a	0,86a	0,00b	7,59	1,37b	
6 (B1)	6,12	5,49a	9,93	0,53b	1,18	0,020b	0,50b	1,85b	2,33b	71,17a	3,17	1,97a	0,42c	51,20a	8,53a	27,0c	1,47	0,42b	12,13	0,39	0,24b	0,06b	0,72a	8,31a	4,81	1,39a	
7 (Solo)	5,56	4,42b	8,29	1,73a	1,11	0,27a	5,0a	3,39a	8,11a	37,43b	10,43	0,46b	2,94a	23,23b	0,63b	30,67c	1,26	1,88a	19,67	0,77	0,04b	0,03b	0,84a	0,00b	6,26	1,38b	
8 (B1)	5,73	4,93a	2,78	0,36b	0,42	0,087b	0,90b	0,96b	1,78b	50,93b	10,43	0,69b	0,62b	51,57a	3,40b	28,33c	1,47	0,68b	13,27	0,76	0,37a	0,07b	1,11a	4,07b	6,95	1,39a	
9 (Solo)	5,54	4,41b	14,21	2,06a	0,79	0,30a	5,03a	3,42a	8,16a	37,80b	9,70	0,76b	3,2a	22,20b	0,57b	82,33a	1,47	2,02a	27,73	1,07	0,11b	0,09b	0,80a	0,00b	7,76	1,37b	
10 (B1)	5,60	5,20a	8,29	0,57b	1,41	0,020b	0,57b	2,11b	2,65b	76,10a	0,53	1,59a	0,47c	50,30a	4,73b	26,67c	1,70	0,67b	10,33	0,70	0,40a	0,04b	1,10a	7,36a	5,55	1,40a	
11 (Solo)	5,57	4,45b	9,82	1,83a	1,11	0,022a	5,07a	3,38a	8,23a	38,23b	6,17	0,53b	3,51a	24,67b	1,73b	70,0a	1,34	1,80a	20,47	0,96	0,54a	0,07b	0,24a	0,00b	7,04	1,37b	
12 (B1)	5,79	5,04a	5,77	0,42b	0,35	0,040b	0,80b	0,90b	1,66b	56,40b	4,47	1,63a	0,73b	51,67a	3,0b	25,67c	1,46	0,92b	11,53	1,04	0,47a	0,03b	0,39a	5,18b	6,98	1,38a	
13 (Solo)	5,23	4,30b	12,13	1,16b	1,32	0,48a	4,67a	3,18a	7,36a	37,76b	16,47	0,74b	2,36a	18,50b	0,20b	61,67b	1,39	2,07a	23,33	1,36	0,07b	0,19a	0,34a	0,00b	8,07	1,37b	
CV (%)	11,88	12,72	49,56	44,85	176,1	96,92	24,03	42,09	21,15	30,68	130,4	190	699,34	8,18	119,82	24,52	18,48	20,32	49,54	53,49	79,01	78,66	55,89	97,24	26,68	0,74	

Nota 1. Médias seguidas por mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de agrupamento de Scott-Knott, a 10% de significância.

Nota 2. pH: Potencial hidrogeniônico; Na: Sódio; Ca²⁺: Cálcio trocável; Al³⁺: Alumínio trocável; Mg²⁺: Magnésio trocável; H+Al: Acidez potencial; T: Capacidade de troca catiônica a pH 7; t: Capacidade de troca catiônica efetiva; V: Saturação por bases; m: Saturação por alumínio; ISNa: Índice de saturação por sódio; MOS: Matéria orgânica do Solo; P-Rem: Fósforo remanescente; K: potássio disponível; P: Fósforo disponível; s: Enxofre; Cu: Cobre; Mn: Manganês; Pb: Chumbo; Zn: Zinco; Cr: Cromo; Ni: Níquel; As: Arsênio; Fe: Ferro; CE: Condutividade elétrica.

Fonte: autores (2024).

Os tratamentos que utilizaram o substrato B1 (T2, T4, T6, T8, T10 e T12) apresentaram teores de fósforo disponível mais elevados, significativamente superior aos tratamentos que empregaram solo (T3, T5, T7, T9, T11 e T13), podendo ser atribuído à baixa quantidade de sítios de adsorção nesse material. De acordo com Novais & Smyth (1999), a maioria dos solos nas regiões tropicais apresenta baixos níveis de fósforo total, além de uma disponibilidade bastante reduzida desse nutriente para as plantas. Ainda, Ribeiro Jr. (2002) encontrou teor de fósforo remanescente igual 49,2 mg L⁻¹ neste mesmo material, valor semelhante ao encontrado nesta pesquisa. Silva (2004), caracterizando o rejeito da mineração de ouro, aponta que o elevado valor de P-rem indica uma capacidade reduzida de adsorção de fósforo no rejeito. Essa condição pode explicar o teor elevado de fósforo disponível no substrato B1, e ainda o fato deste material estar pouco intemperizado, com baixa fração coloidal, quando comparado aos solos.

Os teores de potássio disponível detectados no solo e o substrato B1 foram significativamente distintos, e esta diferença possivelmente está associada à adubação com N-P-K realizada durante a instalação do experimento. Os tratamentos que utilizaram solo na camada de cobertura exibiram valores mais elevados de potássio. A maior CTC do solo em comparação com o substrato B1 pode propiciar menor potencial de lixiviação do potássio, contribuindo para a retenção e disponibilidade desse nutriente no solo. O solo utilizado na camada de cobertura possui teores expressivos de Ca²⁺, o que pode estabelecer uma condição de competição inibidora com os íons de potássio (Silva & Bohnen, 2006). Essa competição surge devido à natureza catiônica desses elementos, o que resulta na redução da absorção de potássio pelas plantas.

Embora não tenha sido observada diferença significativa nos teores de sódio entre os materiais estudados, o solo apresentou valores mais elevados. Como consequência pode haver maior dispersão da argila, principal constituinte da fração mineral do solo, torna-se suscetível ao transporte para maiores profundidades sob condições de chuva. Isso pode obstruir a macroporosidade do solo e afetar, conseqüentemente, sua permeabilidade (Matos, Almeida Neto e Matos, de, 2014).

O teor médio de matéria orgânica no substrato B1 foi de 0,46 dagkg⁻¹, semelhante ao valor observado por Silva (2013) em coleta realizada em 2011, igual a 0,44 dagkg⁻¹. Portanto não foi houve aumento expressivo na incorporação de matéria orgânica ao substrato B1 com o passar do tempo. Da mesma forma, o teor médio de

matéria orgânica nos tratamentos com solo na camada de cobertura foi de 3,05 dag kg⁻¹, não diferindo estatisticamente do valor registrado por Silva (2013), que foi de 3,46 dagkg⁻¹, avaliado cinco meses após a implementação do experimento. Apesar disso, os valores de matéria orgânica do solo foram superiores aos encontrados no substrato B1, devido às características desse material, como maior teor de argila e consequente maior retenção de água e atividade biológica, propiciando maior produção de biomassa.

O valor médio da acidez potencial (H+Al) nos tratamentos que incluem solo na camada de cobertura é de 5,01 cmol_cdm⁻³, aproximadamente dez vezes superior ao valor médio encontrado para o substrato B1 (0,55 cmol_cdm⁻³). A maior acidez potencial no solo está associada aos maiores teores de argila (Tabela 3), teores de alumínio trocável (Al³⁺), e, sobretudo, à presença de matéria orgânica (MOS). Essa relação é evidenciada nos atributos do solo da camada de cobertura dos tratamentos T3, T5, T7, T9, T11 e T13.

Os valores de CTC efetiva (t) e CTC a pH 7 (T) para o solo foram superiores ao encontrado para o substrato B1 em todos os tratamentos, estando relacionado a mineralogia, granulometria e maiores teores de MOS presentes no solo. Apesar de sua baixa magnitude, o acúmulo de material orgânico sobre o solo na camada de cobertura promoveu aumento na CTC, fundamental neste solo com predominância de minerais de baixa atividade na fração argila, como é o caso do Latossolo (Ciotta et al., 2003). Silva (2013) identificou que os valores de CTC para o solo na camada de cobertura eram de 3,26 cmol_cdm⁻³ (T) e 0,46 cmol_cdm⁻³ (t). Esses valores foram consideravelmente mais baixos em comparação com os resultados encontrados neste estudo, que apresentou valores de 8,12 cmol_cdm⁻³ (T) e 3,44 cmol_cdm⁻³ (t). A CTC a pH 7 e efetiva são indicadores importantes da capacidade do solo em fornecer nutrientes essenciais para as plantas. Quanto maior o valor da CTC a pH 7, mais cátions podem ser retidos na fase sólida do solo, contribuindo para a reserva de nutrientes no solo.

O pH em KCl e em água foi menor no solo em comparação com o substrato B1. O pH em água foi maior que o pH em KCl, indicando predominância de cargas negativas na superfície dos colóides (Fernandes et al., 2008) de ambos os materiais utilizados. Esta característica é importante ao avaliar a disponibilidade e mobilidade de arsênio eventualmente presente nestes materiais, uma vez que ele ocorre predominantemente na forma aniônica no solo.

A saturação por bases na camada de cobertura constituída por solo variou de 34,43% a 58,50%, relativamente inferior aos valores encontrados no substrato B1 (50,93% a 85,03%). Baixos valores de saturação por bases indica quantidade limitada de cátions, como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , saturando as cargas negativas dos coloides. A maioria dessas cargas está sendo neutralizada por íons H^+ e Al^{3+} , sugerindo a necessidade de calagem (Ronquim, 2010). A média da saturação por alumínio no solo empregado foi de 10,71%, indicando uma influência moderadamente prejudicial para o estabelecimento das plantas, conforme observado por Ronquim (2010). Em contraste, Silva (2013) encontrou valor de saturação por alumínio igual a 21,7% para o mesmo solo, considerado prejudicial para o estabelecimento da vegetação (Ronquim, 2010).

No que se refere à condutividade elétrica (CE), observou-se diferença significativa entre os materiais analisados, onde o substrato B1 apresentou valores superiores ao encontrado no solo. Valores elevados de CE no substrato B1 estão associados à presença natural de sulfetos nesse material (Mello et al., 2006). A oxidação dos sulfetos envolve reações de solubilização que aumentam a atividade iônica no meio, resultando em valores mais altos de CE. Diante disso, os íons presentes na solução podem atingir níveis considerados tóxicos para as plantas, exercendo uma influência negativa no seu estabelecimento.

Não foram observadas diferenças significativas nos teores de enxofre disponível entre o solo e o substrato analisados. Entretanto, é importante destacar que os valores encontrados nesta pesquisa foram inferiores aos identificados por Silva (2013). A redução nos teores de enxofre disponível tanto no solo quanto no substrato B1 pode ser atribuída à absorção desse nutriente pelas plantas, bem como à sua perda por lixiviação, considerando a elevada mobilidade do enxofre no solo.

Não foram identificados teores disponíveis de arsênio no solo; entretanto, no substrato B1, esses teores variaram de 4,07 mg dm^{-3} a 14,96 mg dm^{-3} . Em contrapartida, Silva (2013) observou teores disponíveis de As no solo utilizado na camada de cobertura na ordem de 0,30 mg dm^{-3} e no substrato B1 na ordem de 13,51 mg dm^{-3} . Essa diferença, conforme destacado por Silva (2013), pode estar associada a fatores físicos e à resposta mais favorável ao crescimento da vegetação nos tratamentos em que o solo estava presente. O solo utilizado como camada de cobertura é um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) de textura argilosa, com predominância de óxidos, sugerindo que o arsênio possa estar adsorvido na superfície

desses sólidos. Nos tratamentos que incluíam brita calcária na camada de quebra de capilaridade (T2, T3, T4, T5, T6 e T7), o teor de arsênio disponível ($5,80 \text{ mg dm}^{-3}$) na camada de cobertura foi superior aos tratamentos que continham laterita ($2,79 \text{ mg dm}^{-3}$). Nesse contexto, é esperado que a laterita tenha uma capacidade mais eficiente de retenção de arsênio, uma vez que sua composição é predominantemente constituída por óxidos de ferro. Essa composição favorece a adsorção do As devido à presença de cargas de superfície e à sua elevada superfície específica, desempenhando um papel fundamental na imobilização de ânions e metais pesados. Eliopoulos et al. (2010), ao investigar a distribuição de arsênio em lateritas, constatou que os óxidos de ferro e alumínio presentes nessas lateritas são considerados de significativa importância no controle da mobilidade do arsênio.

Esses resultados ressaltam a complexidade dos processos de adsorção e disponibilidade de arsênio no contexto do tipo de substrato/solo utilizado, fornecendo *insights* valiosos sobre as interações químicas e físicas que influenciam a dinâmica do arsênio no ambiente estudado.

3.1.2 Caracterização Física

A fração dominante na camada de cobertura, composta por solo, é a argila (Tabela 3). Conforme a classificação textural proposta por Santos et al. (2005), o solo apresenta textura muito argilosa ($>60\%$), enquanto o substrato B1 possui textura franco siltosa. A presença significativa de silte no substrato B1 pode contribuir para valores mais elevados de densidade do substrato, devido à melhor acomodação das partículas de silte, conforme observado por Silva (2013). Ressalta-se a maior suscetibilidade a erosão nos tratamentos com substrato B1 na camada de cobertura devido sua granulometria rica em silte.

O substrato B1 é predominantemente constituído por filito, uma rocha composta por minerais micáceos. Esses minerais têm a propriedade de se orientar e compactar facilmente, resultando em uma camada selante com baixa permeabilidade ao fluxo de água e oxigênio, conforme mencionado por Ribeiro Jr. (2002). Apesar dessa caracterização, em condições de campo, o substrato B1, na camada de cobertura, demonstrou maior condutividade hidráulica (média de $2,67 \text{ cm h}^{-1}$) em comparação com o solo (média de $1,57 \text{ cm h}^{-1}$). Esta maior condutividade no substrato B1 pode estar relacionado ao período da avaliação de campo, durante a estação seca,

e considerando ainda que o substrato apresentava mais baixa umidade em comparação com o solo.

Tabela 3 Resultados dos atributos físicos do substrato/solo na camada de cobertura.

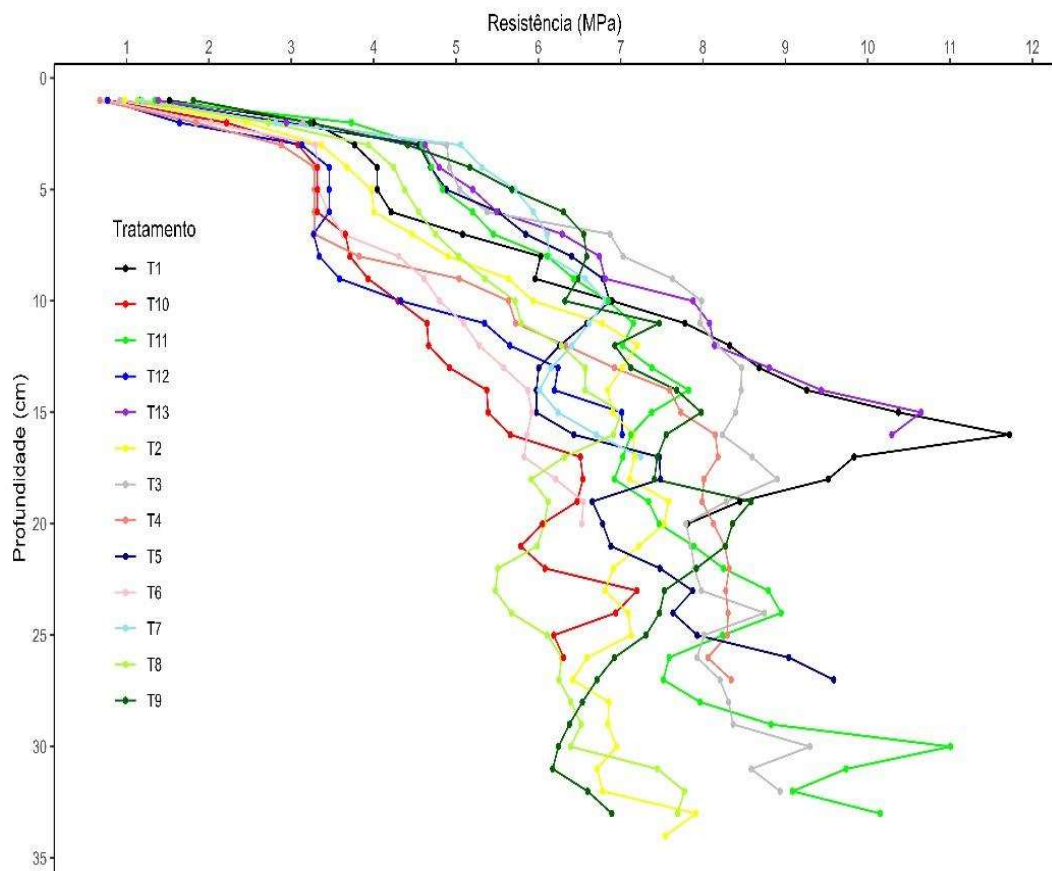
Tratamento	AG	AF	Silte	Argila	CH	Umidade
	kg kg ⁻¹				cm h ⁻¹	kg kg ⁻¹
1 Controle	0,14a	0,05a	0,71a	0,10c	2,45a	0,03c
2 (B1)	0,11a	0,05a	0,75a	0,10c	2,70a	0,02c
3 (Solo)	0,03b	0,02b	0,75a	0,58b	0,65b	0,14b
4 (B1)	0,10a	0,05a	0,76a	0,09c	3,03a	0,03c
5 (Solo)	0,03b	0,02b	0,39b	0,56b	2,25a	0,12b
6 (B1)	0,11a	0,06a	0,73a	0,10c	2,00a	0,027c
7 (Solo)	0,03b	0,03b	0,37b	0,57b	2,10a	0,13b
8 (B1)	0,09a	0,06a	0,72a	0,13c	2,70a	0,016c
9 (Solo)	0,03b	0,02b	0,37b	0,58b	0,65b	0,16a
10 (B1)	0,11a	0,04a	0,75a	0,10c	2,27a	0,041c
11 (Solo)	0,04b	0,02b	0,36b	0,59b	0,92b	0,14b
12 (B1)	0,21a	0,05a	0,66a	0,12c	3,31a	0,028c
13 (Solo)	0,04b	0,02b	0,32b	0,62a	2,83a	0,15a
CV (%)	8,56	35,2	8,56	7,43	41,59	13,48

Nota 1. Médias seguidas por mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de agrupamento de Scott-Knott, a 10% de significância.

Nota 2. AG: Areia grossa; AF: Areia fina; CH: Condutividade hidráulica não saturada.

Fonte: autores (2024).

Figura 3 Resultados da resistência mecânica à penetração do solo e substrato B1 na camada de cobertura e selante.



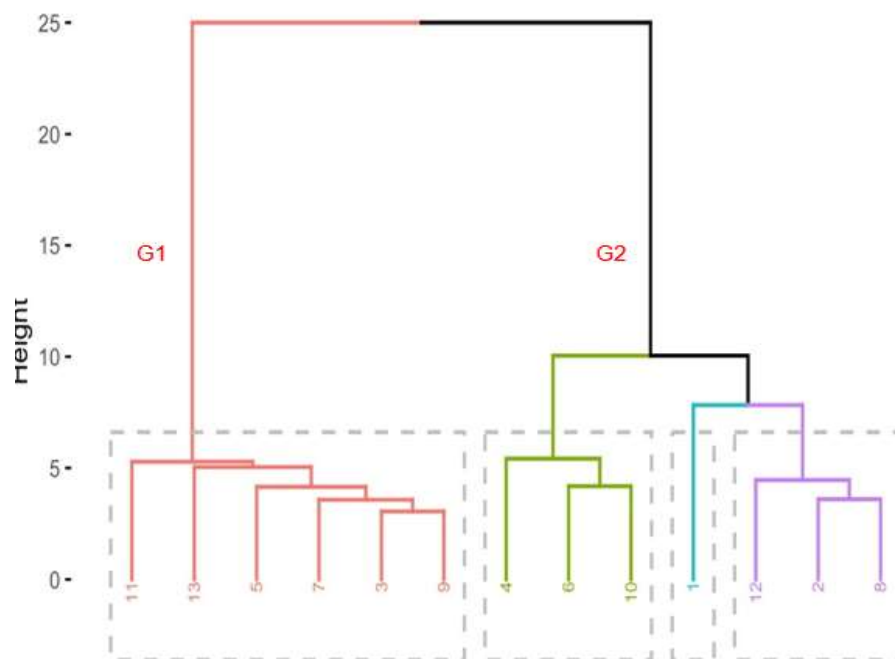
Fonte: Autores (2024)

Todos os tratamentos apresentaram resistência à penetração (RP) superior a 5 Mpa a partir de 15 cm de profundidade, não havendo clara distinção entre os tratamentos e entre as camadas existentes (Figura 3). O T1 (Controle), composto por substrato B1 em todas as camadas, apresentou os maiores valores de resistência à penetração. Já o tratamento T3 (So/So/Br), aos 10 cm de profundidade, apresentou RP superior aos demais tratamentos, mesmo sendo constituído por solo nas camadas de cobertura e selante; e comportamento semelhante foi observado no T13 (So-/Lt). O tratamento T9 (So/So/Lt) apresentou RP superior aos demais tratamentos pouco abaixo dos 5 cm de profundidade. Os valores semelhantes de resistência à penetração podem estar relacionados ao uso de maquinário pesado utilizado na instalação do experimento, o que pode ter causado compactação em todos os tratamentos. A resistência à penetração elevada resulta em maior dificuldade para que as raízes das plantas penetrem no substrato/solo. No campo foi observado que as

raízes das plantas coletadas (*Andropogon gayanus*) raramente ultrapassavam os 5 cm de profundidade. Comparativamente, todos os tratamentos exibiram baixa umidade (Tabela 3), uma variável que influencia exponencialmente nos valores de resistência à penetração.

Diante da possibilidade de utilização de todas as variáveis analisadas para a distinção dos tratamentos estudados, fez-se o uso da análise de agrupamento hierárquico (Figura 4), obtendo-se a variação expressiva nos valores de distâncias euclidianas entre os acessos, para o conjunto de variáveis utilizadas, sendo possível a divisão em grupos (2).

Figura 4 Dendograma com agrupamento dos atributos químicos e físicos analisados em amostras da camada de cobertura



Fonte: Autores (2024)

O uso conjunto dos atributos químicos e físicos analisados possibilitou ordenar os tratamentos em 2 grupos: o primeiro grupo (G1) é formado pelos tratamentos constituídos de solo na camada de cobertura (T3, T5, T7, T9, T11 e T13) e o segundo (G2) composto pelos tratamentos com substrato B1 na camada de cobertura (T1, T2, T4, T6, T8, T10 e T12) (figura 3).

O grupo G1, englobando os tratamentos que contém solo na camada de cobertura, apresentaram maior similaridade entre si, como valores semelhantes de

argila e CTC. Dentro deste grande grupo (G1), os tratamentos mais similares entre si são os tratamentos T3 (So/So/Br) e T9 (So/So/Lt), que além de apresentarem solo nas camadas de cobertura e selamento, apresentam valores idênticos de areias grossa e fina, argila, condutividade hidráulica e elétrica.

Dentro do grupo G2, com substrato B1 na camada de cobertura, há a formação de subagrupamentos que ocorrem devido à redução do nível de similaridade dentro dos tratamentos, mesmo sendo constituídos do mesmo material nesta camada. Tal comportamento pode ser explicado pela maior heterogeneidade deste material, uma vez que é pouco intemperizado. Materiais de solo, altamente intemperizados, tendem a ser mais homogêneos. O T1 (testemunha) ficou isolado em um subgrupo, possivelmente relacionado com a composição das camadas utilizadas para compor este tratamento, sendo constituídas apenas pelo substrato B1.

O segundo subgrupo é formado pelos tratamentos T4, T6 e T10, constituídos por substrato B1 tanto na camada de cobertura quanto na camada de selamento (T4 e T10), ou constituído por substrato B1 na camada de cobertura e com ausência da camada de selamento (T6). O que pode diferir T6 e T10 do T4, além da composição do material da camada de cobertura, é a presença de valores elevados de matéria orgânica, potássio, manganês, níquel e valores menores de condutividade hidráulica, arsênio, cálcio, magnésio, acidez potencial, CTC a pH 7, zinco, cádmio e cromo nos tratamentos T6 e T10, quando comparados com o T4.

O terceiro subgrupo foi formado pelos tratamentos T2, T8 e T12, todos constituídos por substrato B1 na camada de cobertura, e solo na camada de selamento (T2 e T8) ou a ausência da camada de selamento (T12). Os tratamentos T2 e T8 diferem do tratamento T12 quanto ao elevado teor de magnésio, alumínio, CTC a pH 7 e efetiva, cobre, manganês, zinco, ferro, arsênio e níquel.

Avaliando o possível motivo do contraste existente nos tratamentos com ausência de camada de selamento (T6 e T12), nota-se que o fator principal pode ser a constituição da camada de quebra de capilaridade, formada por brita calcária no tratamento T6 e por laterita no tratamento T12. Ainda, o T6 apresentou elevados valores de pH, CTC, cálcio, magnésio e arsênio e baixos valores de saturação por alumínio e bases, matéria orgânica, alumínio trocável, acidez potencial. Tal diferença indica a influência do material da camada de quebra de capilaridade sobre as camadas subjacentes.

Essas observações evidenciam a importância de buscar a composição mais adequada para cada camada que compõem os tratamentos, a fim de se obter resultado satisfatório quanto à formação do ambiente mais propício para o estabelecimento da vegetação.

3.1.3 Caracterização Química de Metais

A detecção de metais e metaloides tóxicos no meio ambiente tem gerado preocupações contínuas tanto no contexto da saúde pública quanto na esfera ambiental. Entre os metaloides de maior preocupação, o arsênio é objeto de muitos estudos devido às suas características distintas, como toxicidade e dinâmica ambiental, que o diferenciam de outros elementos químicos prejudiciais (Assis, 2010).

Ao verificar os resultados das análises dos teores totais de metais e metaloide nos materiais que constituem a camada de cobertura, observou-se presença significativamente superior do metaloide arsênio nos tratamentos com substrato B1 na referida camada (Tabela 4). A elevada concentração de arsênio pode ser justificada pela ocorrência natural deste elemento na composição mineralógica deste material e ainda devido a intensa adsorção por parte dos minerais que contêm ferro em sua estrutura. De acordo com Assis (2006), esse arsênio é residual e provavelmente resulta da oxidação de arsenopirita ocorrida muito antes, por meio do processo natural de intemperismo neste substrato. Assis (2006) e Ribeiro Jr (2002) identificaram teores totais médios de arsênio no mesmo tipo de solo avaliado neste trabalho, na ordem de 15,6 mg kg⁻¹ e 8,92 mg kg⁻¹, respectivamente. Esses valores são consistentes com as concentrações observadas neste estudo, que foi de 10,44 mg kg⁻¹.

Na legislação brasileira, o valor de prevenção (VP) para As no solo é de 15 mg kg⁻¹, enquanto o valor de investigação (VI), são de 35 mg kg⁻¹, 55 mg kg⁻¹ e 150 mg kg⁻¹ para solos de áreas agrícolas, residenciais e industriais, respectivamente (CONAMA, 2009a). Nesse contexto, os teores de As total identificados neste estudo (10,44 mg kg⁻¹) estão abaixo dos valores estabelecidos pela legislação em vigor para que sejam necessárias intervenções. É importante ressaltar ainda, que a avaliação dos teores de arsênio e metais pesados na área de estudo devem ser feitas com cautela, considerando que a área de estudo apresenta condições naturais anômalas para ocorrência de determinados elementos.

Os teores totais de As, Pb, Zn, Cu, Cr e Fe foram distintos entre tratamentos (Tabela 4). No entanto, os resultados indicaram que os teores totais médios desses elementos na camada de cobertura, tanto composta por solo quanto por substrato B1, são inferiores aos valores estabelecidos como valores de intervenção pela CONAMA (2009). Ainda assim, é importante observar que a camada constituída por solo apresentou valores inferiores de Pb e Zn quando comparados aos tratamentos que contém substrato B1 na camada de cobertura. Já o solo apresenta teores totais de Cu, Cr e Fe maiores em comparação ao substrato B1. A distribuição das concentrações desses elementos nos materiais avaliados pode estar associada à composição mineralógica do material geológico sobre o qual o solo e/ou substrato se desenvolve. Segundo Burak et al. (2010), a região de Paracatu-Vazante é reconhecida como a maior área de mineração de Zn–Pb na América Latina, sendo responsável por praticamente toda a produção desses metais no Brasil. Devido a essa ocorrência, a região apresenta naturalmente uma propensão à maior presença de metais pesados nos solos.

Tabela 4 Resultados dos teores totais médios de metais e arsênio na camada de cobertura.

Tratamento	As	Pb	Zn	Cu	Cr	Fe
	-----mg kg ⁻¹ -----					
1	667,96a	1,81b	64,16a	21,88b	2,93c	3,43b
2 (B1)	746,80a	1,89a	65,27a	25,52b	1,10c	3,24b
3 (Solo)	0,00b	1,62c	45,88b	47,22a	46,96b	5,74a
4 (B1)	728,02a	1,90a	57,41b	26,13b	0,14c	3,14b
5 (Solo)	12,44b	1,69c	47,26b	51,75a	53,89a	6,26a
6 (B1)	682,645a	1,83b	82,13a	26,89b	0,67c	5,57a
7 (Solo)	2,17b	1,61c	44,23b	48,32a	55,31a	5,81a
8 (B1)	691,88a	1,96a	50,29b	23,93b	4,38c	3,11b
9 (Solo)	4,74b	1,63c	42,44b	43,23a	45,69b	5,57a
10 (B1)	625,02a	1,94a	73,67a	21,94b	0,071c	3,02b
11 (Solo)	4,47b	1,62c	48,66b	45,32a	49,02b	5,80a
12 (B1)	650,28a	1,85b	60,17a	24,62b	3,54c	3,34b
13 (Solo)	38,82b	1,67c	47,50b	46,23a	53,94a	6,21a
CV (%)	31,45	3,95	27,86	13,59	20,53	15,54

Nota 1. Médias seguidas por mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de agrupamento de Scott-Knott, a 10% de significância.

Nota 2. Cu: Cobre; Pb: Chumbo; Zn: Zinco; Cr: Cromo; As: Arsênio; Fe: Ferro.

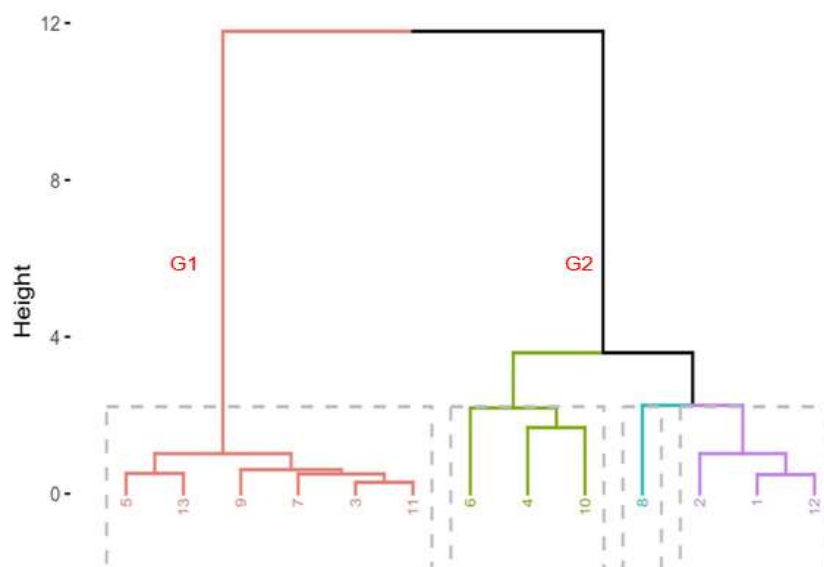
Fonte: Autores (2024).

O agrupamento hierárquico dos tratamentos levando em consideração apenas os teores de metais e metaloide totais na camada de cobertura resultou em dois grupos principais (Figura 5). No Grupo 1 (G1) estão todos os tratamentos com solo na camada de cobertura. Essa semelhança é caracterizada por baixos valores de As, Pb e Zn, e valores elevados de Cu, Cr e Fe. O Grupo 2 (G2) reuniu os tratamentos com substrato B1 na camada de cobertura. Nota-se que, em termos de subgrupos, o G2 teve sua similaridade reduzida, dividindo-se em três subgrupos.

O subgrupo composto pelos tratamentos T4, T6 e T10 apresenta substrato B1 na camada de cobertura, mas difere na composição da camada de selamento, sendo que os tratamentos T4 e T10 possuem substrato B1 nesta camada, enquanto o T6 não a apresenta. Apesar da similaridade indicada, a camada de cobertura do T6 apresentou menor teor de Pb em comparação com os tratamentos T4 e T10, sugerindo influência da ausência da camada de selamento no T6, considerando a mobilidade do elemento e sua possível perda por lixiviação.

O tratamento T8 foi isolado devido ao seu elevado conteúdo de As e Pb na camada de cobertura em relação aos demais tratamentos. O subgrupo composto pelos tratamentos T1, T2 e T12 apresentam substrato B1 na camada de cobertura, e sua similaridade pode estar associada a teores totais semelhantes para todos os elementos avaliados nessa camada.

Figura 5 Dendograma com agrupamento dos atributos referentes a metais e arsênio analisados em amostras da camada de cobertura.



Fonte: Autores (2024)

3.2 Camada de Selamento

3.2.1 Caracterização química

A camada selante tem a função primordial de diminuir a infiltração de água, e, por conseguinte, reduzir a oxidação do substrato sulfetado (Assis, 2011). Nesta camada foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos, para teores de cálcio trocável, sódio, CTC efetiva (t), CTC a pH 7 (T), matéria orgânica do solo, potássio trocável, cobre, chumbo e magnésio trocável (Tabela 5). Esses atributos apresentaram níveis mais elevados nas camadas de selamento constituídas por solo (T2, T3, T8 e T9), principalmente naqueles com brita calcária na camada de quebra de capilaridade (T2 e T3). Analisando este mesmo solo da camada de selamento, Silva (2013) encontrou valores inferiores para Ca^{2+} (0,21 $\text{cmol}_c\text{dm}^{-3}$) e Mg^{2+} (0,09 $\text{cmol}_c\text{dm}^{-3}$). Esse comportamento pode ser explicado pelo fato dos tratamentos com maiores teores destes elementos (T2 e T3) estarem em contato com a brita calcária na camada de quebra de capilaridade. Porém este fato não explica o aumento dos teores destes elementos no tratamento T8 e T9, considerando que estes têm a laterita como quebra de capilaridade. Esses valores podem estar relacionados à origem do material, que também possui teores mais elevados de argila e, por ser um Latossolo, tende a apresentar maior teor de matéria orgânica.

Os teores de enxofre foram maiores nos tratamentos com camada de selamento composta por substrato B1. A presença de substrato B1 na camada de cobertura possivelmente contribui para maiores de teores de S nas camadas de selamento, independente se esta é composta por solo ou B1 (T2, T4, T8 e T10). Contudo, os tratamentos formados por substrato B1 na camada de cobertura seguidos desse mesmo substrato na camada de selamento apresentaram maiores teores deste elemento (T4 e T10). A composição mineralógica deste material é marcada pela presença de minerais de sulfeto, como a pirita e a arsenopirita. Estes sulfetos, quando oxidados, aumentam a atividade iônica do meio, o que leva ao valor mais acentuado de condutividade elétrica, constatado nos tratamentos constituídos por substrato B1 na camada selante (T4, T5, T11 e T10).

Os teores de arsênio disponível mostraram diferenças significativas entre os materiais analisados, sendo mais elevados nos tratamentos com o substrato B1 na camada de selamento. Vale destacar que os tratamentos com substrato B1 na

camada de selamento, seguidos por brita calcária na camada de quebra de capilaridade (T4 e T5), exibiram teores mais elevados de arsênio disponível ($10,42 \text{ mg dm}^{-3}$), em comparação com aqueles que utilizaram substrato B1 (T10 e T11) seguido de laterita ($7,19 \text{ mg dm}^{-3}$). Essa variação pode estar associada à lixiviação do arsênio e a consequente adsorção nos óxidos que compõem a laterita, ou ainda à ascensão desse elemento por evapotranspiração e absorção pelas plantas.

Tabela 5 Resultados dos atributos químicos do substrato/solo analisados na camada de selamento.

Tratamento	pH		Na	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	(CTC) _t	(CTC) _T	V	m	ISNa	MO	P_Rem	P	K	S	Cu	Mn	Pb	Zn	Cr	Ni	As	Fe	CE
	H ₂ O	KCl	mg dm ⁻³	-----cmol _e dm ⁻³ -----							-----%-----		dag kg ⁻¹	mg L ⁻¹	-----mg dm ⁻³ -----										dag kg ⁻¹	μS cm ⁻¹
2 (Solo)	5,74	5,20	9,67a	1,36a	1,68a	057	2,43	3,73a	5,59a	65,47	13,9	0,83	0,77a	7,87b	0,50b	30,0b	2,19a	1,93a	12,17	1,79a	4,73	0,08	0,88	0,0b	38,90b	334,93
3 (Solo)	6,02	5,17	10,93a	1,80a	0,91a	0,0	1,93	2,85a	4,79a	59,77	0,0	0,97	0,93a	12,17b	0,17b	38,0a	1,74b	1,36a	10,67	1,28a	0,63	0,14	0,63	0,0b	39,90b	104,37
4 (B1)	6,21	5,75	9,07a	0,47b	1,58a	0,02	0,33	2,15a	2,47b	83,50	1,13	2,14	0,21b	51,53a	4,10a	17,33c	2,35a	0,39b	5,53	0,42c	1,18	0,07	0,62	10,22a	14,90c	512,27
5 (B1)	6,81	6,13	5,11b	0,54b	0,40a	0,0	0,3	1,01b	1,32b	75,60	0,0	1,66	0,20b	49,67a	6,87a	22,33c	1,63b	0,92b	17,40	1,0b	2,61	0,05	1,15	10,62a	81,43a	376,57
8 (Solo)	5,67	5,03	13,90a	0,91b	1,62a	0,52	2,63	3,20a	5,32a	56,03	13,43	1,32	0,85a	7,80b	0,10b	38,0a	2,12a	1,79a	8,50	1,69a	1,58	0,07	0,99	0,0b	32,77b	278,57
9 (Solo)	5,81	5,07	14,20a	1,28a	0,96a	0,0	1,97	2,39a	4,35a	54,47	0,0	1,41	0,84a	8,97b	0,23b	35,33a	1,89b	0,96b	5,93	1,56a	0,72	0,05	0,43	0,0b	36,27b	84,60
10 (B1)	6,00	5,66	5,31b	0,39b	1,12a	0,0	0,47	1,59b	2,05b	73,73	0,0	1,19	0,21b	52,23a	3,93a	21,33c	2,40a	0,59b	11,47	0,97b	1,95	0,06	1,08	7,49a	33,77b	812,00
11 (B1)	6,02	5,40	5,64b	0,33b	0,39a	0,0	0,5	0,80b	1,30b	64,63	0,0	2,05	0,25b	48,83a	3,43a	21,67c	1,62b	0,51b	10,50	1,16b	1,36	0,04	0,83	6,88a	45,37b	350,80
CV (%)	13,73	14,23	38,69	39,1	55,72	352,17	354	31,74	37,51	26,49	343,99	48,28	52,62	8,52	83,51	12,96	16,09	41,76	49,78	24,91	605,94	76,51	68,75	85,39	26,03	79,43

Nota 1. Médias seguidas por mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de agrupamento de Scott-Knott a 10% de significância.

Nota 2. pH: Potencial hidrogeniônico; Na: Sódio; Ca²⁺: Cálcio trocável; Al³⁺: Alumínio trocável; Mg²⁺: Magnésio trocável; H+Al: Acidez potencial; T: Capacidade de troca catiônica a pH 7; t: Capacidade de troca catiônica efetiva; , V: Saturação por bases; m: Saturação por alumínio; ISNa: Índice de saturação por sódio; MOS: Matéria orgânica do Solo; P-Rem: Fósforo remanescente; K: potássio disponível; P: Fósforo disponível; S: Enxofre; Cu: Cobre; Mn: Manganês; Pb: Chumbo; Zn: Zinco; Cr: Cromo; Ni: Níquel; As: Arsênio; Fe: Ferro; CE: Condutividade elétrica.

Fonte: Autores (2024).

3.2.2 Caracterização Física

Os tratamentos constituídos por substrato B1 na camada de selamento (T4, T5, T8 e T9) apresentaram teores elevados de areia grossa e fina e menores teores de argila, além de menores valores de umidade (Tabela 6). Tal fato já era esperado, devido ao baixo grau de intemperismo deste material em relação ao solo.

Tabela 6 Análise de variância para os atributos físicos do substrato/solo na camada de selamento.

Tratamento	AG	AF	Silte	Argila	Umidade
	-----kg kg ⁻¹ -----				
2 (Solo)	0,04b	0,02c	0,30b	0,64a	0,19a
3 (Solo)	0,03b	0,02c	0,29b	0,65a	0,16a
4 (B1)	0,11a	0,05a	0,76a	0,07b	0,04b
5 (B1)	0,11a	0,05a	0,73a	0,10b	0,01c
8 (Solo)	0,03b	0,02c	0,26b	0,69a	0,19a
9 (Solo)	0,03b	0,02c	0,29b	0,66a	0,18a
10 (B1)	0,10a	0,05a	0,76a	0,09b	0,04b
11 (B1)	0,11a	0,04b	0,74a	0,11b	0,02c
CV (%)	27,68	21,41	7,22	8,56	14,46

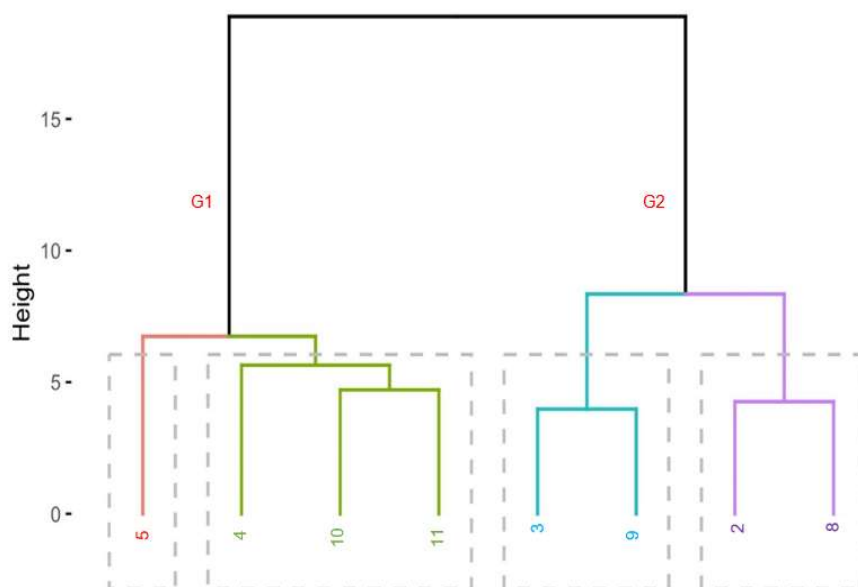
Nota 1. Médias seguidas por mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de agrupamento de Scott-Knott a 10% de significância.

Nota 2. AG: Areia grossa; AF: Areia Fina.

Fonte: Autores (2024).

O dendrograma ilustra a formação de grupos por similaridade entre os tratamentos investigados com base nos atributos químicos e físicos analisados (Figura 6). O G1 é composto pelos tratamentos que incluem substrato B1 em sua camada de selamento, enquanto o G2 abrange os tratamentos que possuem solo em sua camada de selamento.

Figura 6 Dendograma com agrupamento dos atributos químicos e físicos analisados em amostras de solo/substrato da camada selante



Fonte: Autores (2024)

O grupo 1 (G1) agrupou os tratamentos (T5) e (T4, T10 e T11). Já o segundo grupo (G2) apresenta os tratamentos (T3 e T9) e (T2 e T8). O tratamento T5 (So/B1/Br) foi isolado possivelmente devido ao menor teor de umidade entre as camadas de selamento analisadas. Na camada de selamento do tratamento T5 observa-se os maiores teores de fósforo, manganês, níquel, ferro e arsênio, sendo também caracterizado pelo menor conteúdo de sódio.

Os tratamentos T4, T10 e T11 apresentaram similaridade entre si, sendo que a similaridade é mais estreita entre os tratamentos T10 e T11, provavelmente devido à constituição da sua camada de quebra de capilaridade, composta por laterita. Nota-se ainda que, em relação aos tratamentos T10 e T11, o tratamento T4 apresenta teores mais elevados de sódio, cálcio, magnésio, fósforo e arsênio; e baixos teores de metais como cobre, ferro, zinco e manganês, além de elevada saturação por bases e alumínio.

Os tratamentos T3 e T9 apresentam solo na camada de cobertura e selante, diferindo na composição da camada de quebra de capilaridade, composta de brita no T3 e laterita no T9. Estes tratamentos possuem valores idênticos de areias fina, areia grossa e silte; e elevados valores de cálcio e acidez potencial, além de valores reduzidos de condutividade elétrica.

Os tratamentos T2 e T8 apresentam substrato B1 na camada de cobertura, solo na camada de selamento e na camada de quebra de capilaridade contam com brita (T2) ou laterita (T8). Apresentam em comum o mesmo teor de umidade, elevados teores de magnésio, alumínio, metais como cobre, chumbo e cádmio, elevada saturação por alumínio, acidez potencial e CTC, além de valores baixos de P remanescente.

3.2.3 Caracterização Química de Metais

Ao examinarmos os resultados dos teores totais (Tabela 7), observamos que os tratamentos que incluíam substrato B1 na camada selante e solo ou substrato B1 na camada de cobertura, registraram valores mais elevados de arsênio total (T4, T5, T10 e T11). No entanto, entre esses tratamentos, aqueles compostos por laterita na camada de quebra de capilaridade (T10 e T11) apresentaram os menores teores totais desse elemento. Tal comportamento pode estar ligado à afinidade de adsorção dos constituintes da laterita pelo arsênio, considerando que o As pode ter sido lixiviado em direção à camada de quebra de capilaridade.

Tabela 7 Resultados dos teores totais médios de metais e arsênio na camada de selamento.

Tratamento	As	Pb	Zn	Cu	Cr	Fe
	-----mg kg ⁻¹ -----					
2 (Solo)	33,94c	18,89b	50,29b	49,71a	59,91a	5,95a
3 (Solo)	1,16c	18,99b	45,41b	56,58a	66,89a	6,56a
4 (B1)	708,15a	40,90a	64,13a	29,59b	0,59b	3,45b
5 (B1)	741,90a	40,18a	73,13a	25,23b	7,33b	3,57b
8 (Solo)	6,94c	16,67b	42,36b	51,71a	61,44a	6,53a
9 (Solo)	3,70c	18,61b	39,89b	49,87a	66,61a	6,52a
10 (B1)	620,55b	42,60a	57,91a	22,23b	1,93b	2,77c
11 (B1)	627,47b	38,52a	76,11a	21,84b	0,43b	3,47b
CV (%)	20,01	27,02	21,45	10,8	17,57	8,1

Nota 1. Médias seguidas por mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de agrupamento de Scott-Knott a 10% de significância.

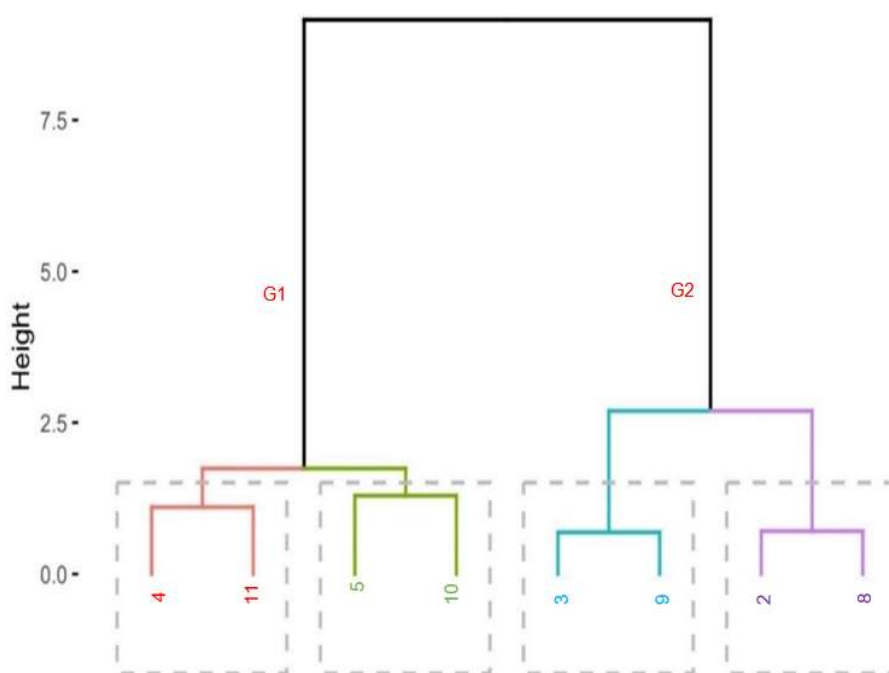
Nota 2. Cu: Cobre; Pb: Chumbo; Zn: Zinco; Cr: Cromo; As: Arsênio; Fe: Ferro;

Fonte: Autores (2024).

Diferenças significativas foram observadas nos teores totais de Pb, Zn, Cu, Cr e Fe entre os tratamentos que envolviam solo ou substrato B1 na camada de selamento. A média dos teores totais de Pb foi de 18,54 mg kg⁻¹ nos tratamentos que

utilizavam solo na camada de selamento (T2, T3, T8 e T9), enquanto nos tratamentos com substrato B1 (T4, T5, T11 e T10) a média foi de 40,55 mg kg⁻¹. Quanto ao Zn, os tratamentos com solo apresentaram média de 44,49 mg kg⁻¹, enquanto aqueles com substrato B1 a média foi de 67,82 mg kg⁻¹. Os valores médios de Cu foram 51,47 mg kg⁻¹ para a camada com solo e 24,82 mg kg⁻¹ para a camada com substrato B1. Para o Cr, foram observados teores médios de 63,71 mg kg⁻¹ nos tratamentos com solo na camada de selamento e 2,57 mg kg⁻¹ nos tratamentos compostos por substrato B1. Já para os tratamentos que possuem solo na camada selante, o teor de Fe foi maior (6,39 mg kg⁻¹), independente do material que compõe a camada de cobertura ou a de quebra de capilaridade.

Figura 7 Dendograma com agrupamento atributos referentes a metais e metalóide analisadas em amostras da camada selante.



Fonte: Autores (2024)

Ao realizar o agrupamento por similaridade referente aos metais na camada de selamento, houve também a formação de dois grupos (Figura 7). O primeiro grupo (G1) é composto pelos subgrupos (T4 e T11) e (T5 e T10), e o segundo grupo (G2) é composto pelos subgrupos (T3 e T9) e (T2 e T8). Os tratamentos do G1 apresentam solo na camada de selamento, enquanto o G2 agrupou os tratamentos constituídos por substrato B1. Os tratamentos T4 e T11 tem em comum os elevados teores de Zne

baixos teores de Cr. Os tratamentos T5 e T10 tem os teores de Pb semelhantes. No grupo G2, o subgrupo (T3 e T9) tem de similar o menor teor de As dentre todos os tratamentos e teores similares de Pb, Cr e Fe. Já o subgrupo (T2 e T8) apresenta valores semelhantes de Cu e Cr.

3.3 Vegetação

As plantas estabelecidas sobre os tratamentos compostos por substrato B1 na camada de cobertura apresentaram teores mais elevados de arsênio (Tabela 8 e Tabela 9). Esta diferença é reflexo dos maiores teores disponíveis de As observados no substrato B1 em relação ao solo. A média dos teores foliares de arsênio foi de 8,27 mg kg⁻¹ para plantas estabelecidas sobre o substrato B1, enquanto aquelas estabelecidas sobre solo a média foi de 0,39 mg kg⁻¹. Destaca-se que o tratamento T6 (B1/-/Br) apresentou o maior teor foliar de As, atingindo 15,21 mg kg⁻¹, evidenciando a importância da camada selante na contenção da migração desse elemento para a região de estabelecimento da vegetação. No tratamento T12 (B1/-/Lt), também sem camada selante, o teor foliar de arsênio foi de 7,14 mg kg⁻¹. A diferença entre tratamentos T6 e T12 reside no material que compõe a camada de quebra de capilaridade (CQC), considerando que ambos apresentam substrato B1 na camada de cobertura. O tratamento T6 utiliza brita calcária na camada de quebra de capilaridade, enquanto o tratamento T12 emprega laterita. Essa observação destaca o papel significativo da laterita no potencial imobilização do arsênio, impedindo que o elemento ascenda em direção às camadas superficiais.

O tratamento que apresentou o menor teor foliar de arsênio foi o T7 (So/-/Br), com 0,11 mg kg⁻¹. Neste tratamento o teor de arsênio disponível estava abaixo do limite de detecção da metodologia empregada, enquanto o teor total foi de 2,17 mg kg⁻¹. O teor foliar de As no tratamento T13 (So/-/Lt) foi de 0,66 mg kg⁻¹, superior ao T7, havendo diferença apenas no material empregado na camada de quebra de capilaridade, que neste caso foi a laterita. Nos tratamentos em que a camada selante estava ausente (T6, T7, T12 e T13), o teor foliar médio de As foi de 5,78 mg kg⁻¹, enquanto nos tratamentos que apresentaram a camada selante, a média foi de 3,60 mg kg⁻¹. Contudo, esse padrão evidencia a importância da camada selante na composição do tratamento, visando também evitar a ascensão de elementos tóxicos às plantas.

Nos tratamentos constituídos por solo nas camadas de cobertura e selamento, T3 (So/So/Br) e T9 (So/So/Lt), foram identificados teores foliares de As na ordem de 0,84 mg kg⁻¹ e 0,39 mg kg⁻¹, respectivamente. A diferença nestes tratamentos reside na composição da camada de quebra de capilaridade (CQC). O tratamento que contém laterita na CQC o teor de As assimilado pela planta foi menor. De modo geral, os tratamentos constituídos por laterita na CQC apresentaram teor foliar médio assimilado de As e 4,07 mg kg⁻¹ enquanto os tratamentos constituídos por brita calcária na CQC apresentaram valor médio foliar de As de 4,74 mg kg⁻¹. Silva (2013), avaliando os teores de As na biomassa vegetal nesses mesmos tratamentos, constatou que nos tratamentos com laterita na CQC o teor foliar assimilado foi inferior quando comparado com esta camada contendo brita calcária. Silva (2013) destaca a relevância da laterita como um componente crítico de controle de qualidade ambiental, desempenhando papel fundamental tanto no aspecto químico (adsorção de arsênio) quanto no físico (gradiente hidráulico) na mitigação da contaminação por arsênio.

O teor foliar de P apresentou diferença significativa entre os tratamentos. Os tratamentos onde o maior conteúdo de P foi assimilado foram T3 (So/So/Br), T5 (So/B1/Br) e T9 (So/So/Lt), com valores foliares na ordem de 0,83 g kg⁻¹, 0,84 g kg⁻¹, e 0,72 g kg⁻¹, respectivamente. Esse padrão era previsível, uma vez que o fósforo presente no substrato B1 é retido de forma mais intensa devido ao seu menor grau de intemperismo em relação ao solo, ficando pouco disponível para ser absorvido pela planta. Além disso, é importante levar em conta a competição entre o fósforo e o arsênio pelos sítios de absorção da planta.

Em termos gerais, observou-se que o conteúdo de arsênio foi mais elevado nas raízes em comparação com a parte aérea. O arsênio é absorvido pelas raízes a partir da solução do solo por meio do fluxo de massa, demonstrando uma baixa translocação para a parte aérea após sua absorção pelas raízes (Pendias, 2001). As maiores concentrações de As foram obtidas nas raízes das plantas estabelecidas sobre o substrato B1 (Tabela 9), já esperado devido à maior concentração deste elemento neste material.

O tratamento T6 (B1/-/Br) diferiu dos demais quanto ao teor de enxofre na raiz (2,32 g kg⁻¹). O que diferencia este tratamento dos demais é a ausência da camada de selamento e a camada de quebra de capilaridade é constituída por brita calcária. A brita calcária pode elevar o pH do ambiente e, nestas condições o enxofre é mais móvel, o que pode torná-lo mais acessível para as plantas (Osório Filho, 2006).

Os tratamentos constituídos por substrato B1 na camada de cobertura apresentam teores médios de Zn nas raízes na ordem de 129,83 mg kg⁻¹ e os tratamentos com solo na camada de cobertura apresentam teores médios de 81,85 mg kg⁻¹. Este elemento ocorre naturalmente em solos e no substrato da área de estudo, considerando que a região de Paracatu-Vazante se destaca na produção deste metal (Burak et al., 2010). A maior disponibilidade deste elemento para as plantas pode estar relacionada com o valor médio de pH do solo (4,40) e substrato B1 (5,25), uma vez que em pH mais elevado a mobilidade do Zn também tende a ser mais acentuada (Lange, 2012).

Tabela 8 Resultados dos teores de arsênio (As), cálcio (Ca), ferro (Fe), potássio (K), manganês (Mn), fósforo (P), enxofre (S), zinco (Zn) e cobre (Cu) na parte aérea das plantas coletadas nas parcelas dos diferentes tratamentos.

Tratamento	Ca	K	Mg	P	S	Mn	As	Fe	Zn	Cu
	----- g kg ⁻¹ -----					----- mg kg ⁻¹ -----				
1 (Controle)	2,31	4,48	1,66	0,42b	0,64b	23,03	3,55a	14,01	33,34b	2,12
2 (B1/So/Br)	2,17	5,17	1,17	0,35b	0,62b	23,00	4,97a	14,94	36,98b	2,50
3 (So/So/Br)	2,50	6,41	1,25	0,83a	0,47c	35,50	0,84b	16,53	39,48b	2,68
4 (B1/B1/Br)	2,34	3,75	1,82	0,50b	0,66b	31,49	6,32a	16,79	57,59a	2,36
5 (So/B1/Br)	1,74	5,71	1,21	0,84a	0,42c	28,24	0,13b	14,16	30,68b	2,23
6 (B1/-/Br)	1,70	4,35	1,76	0,22b	0,91a	19,30	15,21a	14,02	52,20a	2,36
7 (So/-/Br)	2,06	4,00	1,17	0,65a	0,59b	22,81	0,11b	19,01	24,66b	2,22
8 (B1/So/Lt)	1,74	3,36	1,48	0,30b	0,67b	36,90	4,59a	16,50	52,54a	1,89
9 (So/So/Lt)	2,21	6,05	1,20	0,72a	0,45c	38,52	0,39b	16,14	41,31b	2,32
10 (B1/B1/Lt)	1,99	3,85	1,31	0,26b	0,67b	28,02	11,41a	34,15	54,94a	2,03
11 (So/B1/Lt)	1,61	6,20	1,06	0,51b	0,40c	21,85	0,21b	11,79	23,39b	2,20
12 (B1/-/Lt)	2,08	3,53	1,54	0,25b	0,64b	44,03	7,14a	17,84	63,24a	2,29
13 (So/-/Lt)	2,81	4,24	1,40	0,44b	0,46c	37,34	0,66b	23,95	33,64b	2,38
CV (%)	33,26	39,86	34,98	36,2	23,34	38,28	418,46	50,83	35,68	21,13

Nota 1. Médias seguidas por mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de agrupamento de Scott-Knott a 10% de significância.

Fonte: Autores (2024).

Tabela 9 Resultados dos teores de arsênio (As), cálcio (Ca), ferro (Fe), potássio (K), manganês (Mn), fósforo (P), enxofre (S), zinco (Zn) e cobre (Cu) na raiz das plantas coletadas nas parcelas dos diferentes tratamentos.

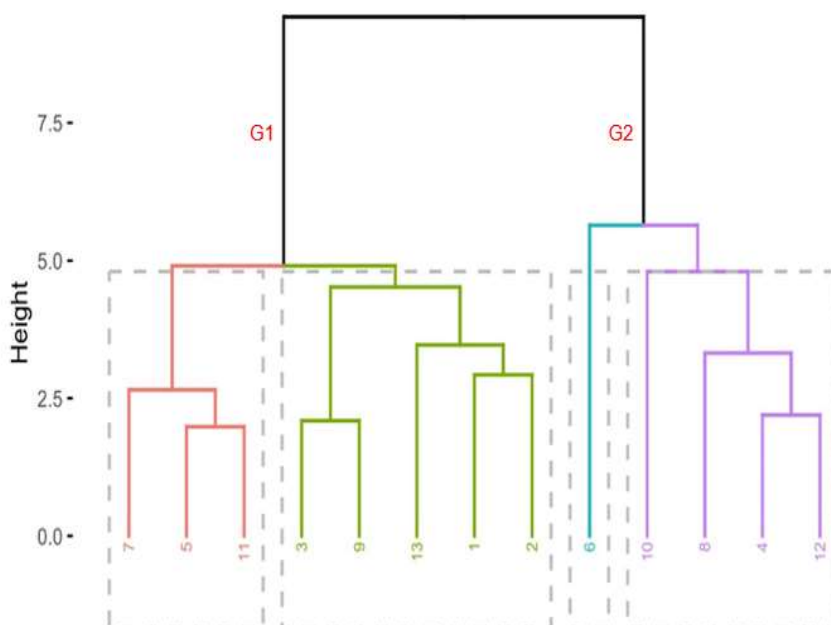
Tratamento	Ca	K	Mg	P	S	Mn	As	Fe	Zn	Cu
	g kg ⁻¹					mg kg ⁻¹				
1 (Controle)	1,17	3,65	1,18	0,90b	1,46b	10,50	36,41a	52,41	109,33a	4,90
2 (B1/So/Br)	1,75	3,87	1,23	0,66b	1,56b	10,03	25,13a	32,09	117,90a	3,67
3 (So/So/Br)	1,24	4,25	1,11	1,12a	0,95b	10,94	0,86b	52,59	107,47a	5,67
4 (B1/B1/Br)	0,97	3,48	1,23	0,82b	1,16b	10,96	45,97a	52,94	127,97a	4,87
5 (So/B1/Br)	0,80	2,92	0,84	0,87b	0,83b	8,66	0,21b	32,78	42,14b	3,82
6 (B1/-/Br)	1,56	3,86	1,31	0,84b	2,32a	9,16	32,78a	37,08	123,54a	5,16
7 (So/-/Br)	1,30	4,13	1,10	0,94b	1,12b	10,58	3,48b	57,33	79,42b	6,59
8 (B1/So/Lt)	0,84	3,68	1,05	0,69b	1,16b	14,44	37,05a	46,60	136,07a	4,38
9 (So/So/Lt)	1,21	4,88	1,02	1,44a	1,22b	12,90	0,82b	39,90	123,46a	4,49
10 (B1/B1/Lt)	1,53	3,73	1,15	0,78b	1,22b	11,61	72,22a	74,24	119,01a	5,76
11 (So/B1/Lt)	1,06	5,27	1,09	1,46a	1,46b	10,89	1,15b	41,68	71,75b	5,71
12 (B1/-/Lt)	0,85	2,81	1,08	0,57b	1,39b	14,88	41,97a	45,18	154,47a	4,42
13 (So/-/Lt)	1,48	3,73	1,06	0,96b	0,88b	14,10	1,80b	42,70	66,83b	4,16
CV (%)	42,15	25,09	13,81	30,49	28,63	25,09	130,92	42,87	36,17	29,15

Nota 1. Médias seguidas por mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de agrupamento de Scott-Knott a 10% de significância.

Fonte: Autores (2024).

Dois grupos foram formados distinguindo os tratamentos com relação ao conteúdo de nutrientes e metais (Figura 8). O grupo G1 apresenta dois subgrupos, compreendendo aos tratamentos T5, T7 e T11 em um subgrupo, e os tratamentos T1, T2, T3, T9 e T13 no outro. O grupo G2 também possui dois subgrupos, constituídos pelos tratamentos T4, T8, T10 e T12, e o tratamento T6 isoladamente.

Figura 8 Dendograma com agrupamento das variáveis obtidas na análise da parte aérea das plantas.



Fonte: Autores (2024)

O agrupamento dos tratamentos T4, T8, T10 e T12 se deu devido a elevada concentração de arsênio na parte aérea das plantas analisadas. Os tratamentos T3 e T9 foram agrupados devido à presença de solo em suas camadas de cobertura e selante, além de apresentarem valores próximos de Zn assimilado pelas plantas, variando de 33,34 mg kg⁻¹ a 41,31 mg kg⁻¹.

Os tratamentos T5, T7 e T11 compartilham a característica da camada de cobertura constituída por solo, assim como os menores teores de arsênio encontrados na parte aérea das plantas. O tratamento T6 foi individualizado devido aos valores elevados de arsênio (15,21 mg kg⁻¹) e enxofre (0,91 g kg⁻¹) na parte aérea das plantas.

Da mesma forma, houve a formação de dois grupos com base nos dados obtidos nas análises químicas das raízes das plantas (Figura 9). No interior do grupo G1 destaca-se o tratamento T5 de maneira isolada, além dos tratamentos T3, T7, T9, T11 e T13. Por sua vez, o grupo G2 abrange um subgrupo composto pelos

tratamentos T2 e T6, e outro subgrupo compreendendo os tratamentos T1, T4, T8, T10 e T12.

Figura 9 Dendograma com agrupamento das variáveis obtidas na análise da raiz das plantas.



Fonte: Autores (2024)

O tratamento T5, com presença de solo em sua camada de cobertura, apresentou o menor teor de arsênio ($0,21 \text{ mg kg}^{-1}$) na raiz das plantas, assim como a menor absorção de Zinco ($42,14 \text{ mg kg}^{-1}$). Os demais tratamentos do G1 apresentam similaridade nos menores teores de arsênio absorvidos, embora acima do valor encontrado para o T5.

Dentro do Grupo G2, os tratamentos T2 e T6 compartilham a presença de substrato B1 na camada de cobertura, exibindo valores próximos de arsênio, além de incorporarem brita calcária na formação da camada de quebra de capilaridade. O segundo subgrupo do G2 destaca os tratamentos que compartilham conteúdo semelhante de arsênio nas raízes, sendo que todos eles possuem o substrato B1 como camada de cobertura.

4. CONCLUSÕES

A espécie dominante no experimento, após 12 anos, é o *Andropogon gayanus*, espécie exótica invasora (EEI) altamente resistente, que tendeu a igualar todos os tratamentos.

A inclusão de solo na camada de cobertura favoreceu a melhor nutrição e menor absorção de metais e arsênio pela vegetação (*Andropogon gayanus*) devido às condições químicas mais propícias desse material. Além disso, em comparação com o substrato B1, o solo oferece as condições físicas e biológicas mais favoráveis para o crescimento vegetal.

A escolha da camada de selamento composta por solo é a opção mais indicada para o estabelecimento da vegetação, uma vez que possui os menores teores de arsênio total e maior capacidade de armazenamento de água.

Contudo, a presença do substrato B1 pode ser considerada, ponderando sua propensão à compactação/selamento devido ao ajuste de suas partículas siltosas. Isso pode ser benéfico para evitar a ascensão de arsênio para as camadas destinadas ao estabelecimento da vegetação.

Ainda, a presença de solo ou B1 nas diferentes camadas pode impactar de forma diferente dependendo da espécie a ser intencionalmente estabelecida. O substrato B1 tende a favorecer a baixa diversidade, com presença de EEI.

CAPÍTULO II: Efeito de camadas de cobertura aplicadas sobre substratos sulfetados na mitigação da lixiviação de produtos da Drenagem Ácida de Mina

RESUMO

SANDIN, Jeani Moreira de Oliveira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2024. **Efeito de camadas de cobertura aplicadas sobre substratos sulfetados na mitigação da lixiviação de produtos da Drenagem Ácida de Mina.** Orientador: Igor Rodrigues de Assis. Coorientadores: Isabela Cristina Filardi Vasques e Raphael Bragança Alves Fernandes.

O setor mineral brasileiro representa cerca de 1,5% do PIB nacional e desempenha um papel crucial na economia do país, especialmente na histórica exploração de ouro em regiões como Minas Gerais e Pará. A mineração de ouro em depósitos sulfetados pode gerar a drenagem ácida de mina (DAM), que contém altas concentrações de sulfato, metais e metaloides tóxicos, prejudicando a qualidade do solo e da água. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar o impacto da combinação de diferentes camadas de cobertura sobre o substrato sulfetado no Morro do Ouro, Paracatu-MG, na redução da lixiviação de produtos da drenagem ácida em direção às águas subterrâneas. A área experimental consiste em treze tratamentos que envolveram a sobreposição de três camadas sobre um substrato sulfetado pouco intemperizado (B2). A primeira camada, chamada camada de quebra de capilaridade (CQC), foi composta por brita ou laterita, para prevenir a ascensão de água por capilaridade. A segunda camada, chamada camada selante (CS), com a função de reduzir a drenagem de água e o possível fluxo de gases, sendo formada por solo (Latossolo) ou substrato sulfetado muito intemperizado (B1). A última camada destinada a suportar o crescimento das plantas, era composta por solo ou substrato B1, chamada de camada de cobertura (CC). As amostras de solo e substrato foram coletadas e submetidas a análises químicas e físicas e amostras do lixiviado foram coletadas para análises físico-químicas. A água percolada pelo tratamento constituído por solo nas CC e CS e Brita na CQ apresentou maior eficácia na retenção dos subprodutos da DAM, o que está relacionado à presença de solo nestas camadas. De modo geral, o tratamento mais indicado é aquele constituído por solo nas camadas de cobertura e selamento, porém o solo é um recurso escasso na área. Alternativamente, para se empregar o substrato B1, o melhor tratamento foi aquele com solo na camada de

cobertura, B1 na camada de selamento e brita calcária na camada de quebra de capilaridade.

Palavras-chave: Arsênio. Lixiviação. Camadas de Cobertura.

1. INTRODUÇÃO

O setor mineral brasileiro é responsável por aproximadamente 1,5% do PIB nacional, apresentando, portanto, papel importante na economia (Leão et al., 2023). Historicamente, o ouro foi um dos principais minerais explorados, desempenhando um papel crucial na formação econômica do país. Hoje, a exploração do ouro continua em regiões como Minas Gerais e Pará. No entanto, enfrenta desafios ambientais, sociais e de sustentabilidade, como desmatamento, poluição hídrica e conflitos com comunidades locais. As atividades de mineração têm o potencial de afetar adversamente a qualidade do solo, das águas superficiais e subterrâneas, da atmosfera e da biota. Os principais problemas ambientais decorrentes das atividades minerárias de ouro associadas a depósitos sulfetados ocorrem durante a lavra e disposição de rejeitos com potencial à geração de drenagem ácida de mina (Galhardi e Soldera, 2018). A água ácida gerada por meio da drenagem ácida de mina (DAM) pode conter altas concentrações de sulfato, metais e metaloides tóxicos que podem prejudicar a qualidade do solo e das águas (Galhardi; Soldera, 2018).

Os metais tóxicos, devido à natureza persistente no ecossistema natural e ao acúmulo sucessivo na cadeia biológica, podem causar doenças agudas e crônicas no ser humano (Shane et al., 2021). Segundo a Organização Mundial da Saúde a concentração de sulfato na água potável não deve ultrapassar 500 mg L^{-1} , pois acima desse limite pode causar efeitos gastrointestinais adversos (OMS, 2017). Entre os metaloides associados aos depósitos de minerais sulfetados está o arsênio (As) que, em águas naturais pode ocorrer em concentrações inferiores a $1\text{-}2 \mu\text{g L}^{-1}$ e onde sua concentração na água potável é igual ou superior a $10 \mu\text{g L}^{-1}$, esta será a fonte de contaminação dominante, podendo ser rápido e extensivamente absorvido pelo trato gastrointestinal (OMS, 2017).

Existem métodos passivos e ativos para o tratamento da drenagem ácida de mina, que visam conter ou retardar os impactos decorrentes desse processo, porém os custos para implementar os sistemas de tratamento são geralmente altos. É relevante observar que a escolha deste ou daquele método deve considerar a qualidade e quantidade da DAM, a formação e sedimentação de hidróxidos metálicos, e os recursos disponíveis, a fim de assegurar a escolha do método mais eficiente (Skousen, Ziemkiewicz e McDonald, 2019). As empresas que exploram recursos minerais e que potencializam a produção de ácido por meio da exposição de depósitos

sulfetados, devem tratar a água oriunda da DAM e, portanto, métodos de baixo custo que impedem a formação da mesma em sua fonte, são preferíveis.

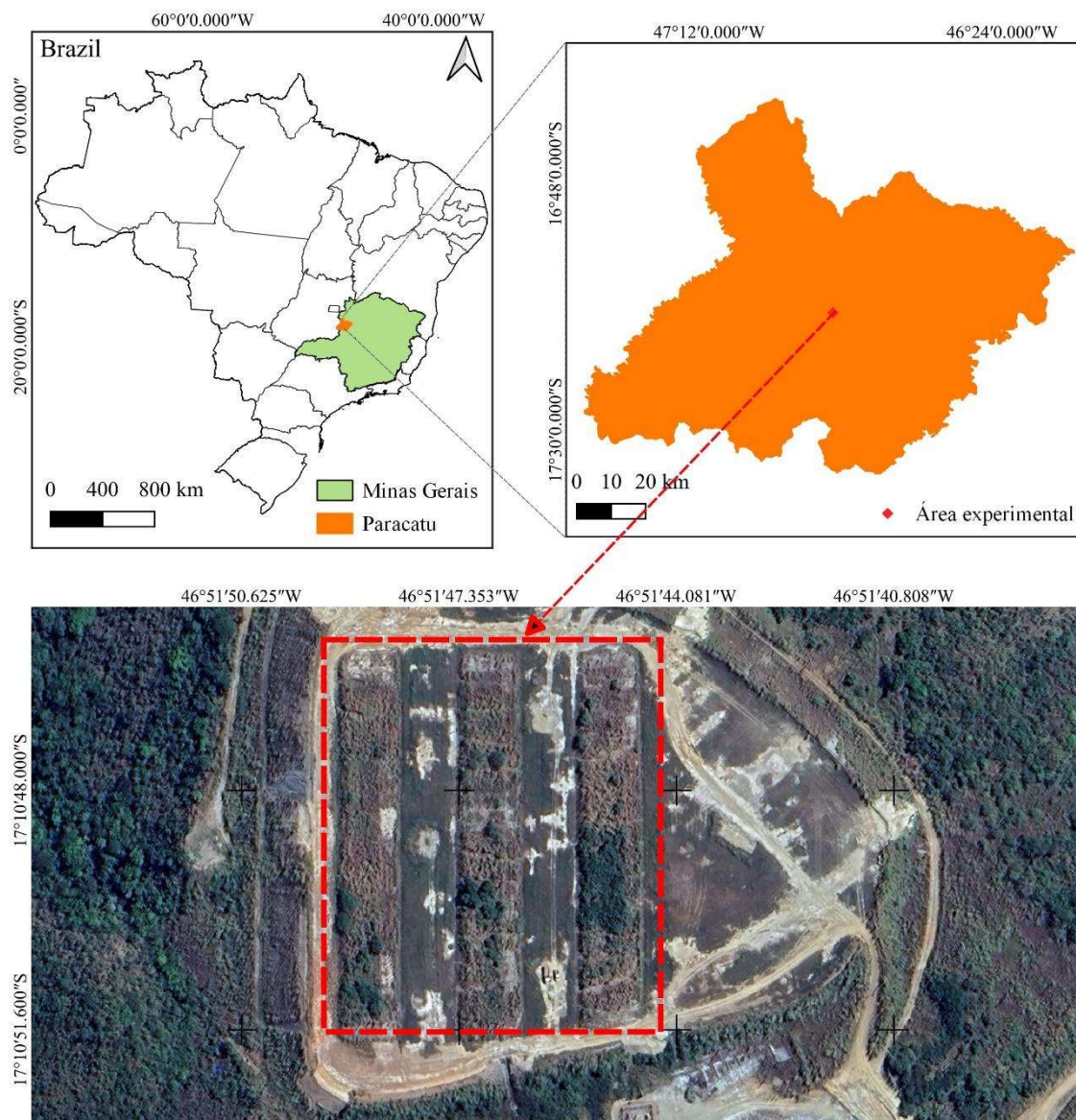
Considerando o exposto, o propósito deste estudo é analisar como a combinação de diferentes camadas de cobertura sobre o substrato sulfetado no Morro do Ouro, Paracatu-MG, influenciam na prevenção da lixiviação dos produtos da drenagem ácida em direção às águas subterrâneas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Local do estudo

A área de pesquisa está situada em uma mina de ouro localizada na cidade de Paracatu, Minas Gerais, Brasil (Figura 10). O município de Paracatu encontra-se na altitude média de 688 m, e apresenta clima do tipo Aw - tropical úmido de savana, com inverno seco e verão chuvoso, segundo a classificação climática de *Köppen* (Gomes e Felfili, 2014). A temperatura média anual na área é de 23,6 °C, com precipitação pluviométrica média anual de 1.418 mm (INMET, 2023). O cerrado é a vegetação predominante, típica do Brasil-Central, com variações que incluem formações fitogeográficas como Cerrado, Campo-cerrado, Campo-limpo e Cerradão (IGAM, 2006). A região do Morro do Ouro é caracterizada pela presença de solos rasos (Neossolos Litólicos) e vegetação de campo-cerrado.

Figura 10 Mapa de Localização da área de estudo



Fonte: Autores (2024)

2.2. Amostragem das camadas de cobertura e da água de drenagem

As amostras de solo foram coletadas em um experimento de campo instalado em 2010, que envolveu treze tratamentos e três blocos (Tabela 10). Esses tratamentos consistiram na adição de três camadas acima do substrato sulfetado pouco intemperizado (B2 - contendo teores de sulfeto da ordem de $10,0 \text{ g kg}^{-1}$). A primeira camada, conhecida como camada de quebra de capilaridade (CQC), foi composta por brita ou laterita, com o propósito de prevenir a ascensão de água por

capilaridade. A segunda camada, chamada de camada selante (CS), teve a função de reduzir a drenagem de água e o possível fluxo de gases (quando presentes), e foi formada por solo (horizontes A e B de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico–LVAd – localizado na área de entorno da mineração) ou substrato sulfetado muito intemperizado (B1 – contendo teores de sulfeto da ordem de 3,0 g kg⁻¹). A última camada destinada a oferecer suporte para o crescimento das plantas foi denominada camada de cobertura (CC), e consistiu em solo ou substrato B1.

Amostras da água que percolaram o perfil de cada tratamento foram coletadas no período chuvoso (abril de 2023), acondicionadas e identificadas adequadamente para posterior caracterização analítica.

Tabela 10 Descrição dos tratamentos instalados em campo sobre o substrato sulfetado (B2).

Tratamento	Camada		
	Cobertura (20 cm)	Selante (20 cm)	Quebra de capilaridade (10 cm)
1 Controle	B1	B1	B1
2 (B1/So/Br)	B1	Solo	Brita calcária
3 (So/So/Br)	Solo	Solo	Brita calcária
4 (B1/B1/Br)	B1	B1	Brita calcária
5 (So/B1/Br)	Solo	B1	Brita calcária
6 (B1/-/Br)	B1	-	Brita calcária
7 (So/-/Br)	Solo	-	Brita calcária
8 (B1/So/Lt)	B1	Solo	Laterita
9 (So/So/Lt)	Solo	Solo	Laterita
10 (B1/B1/Lt)	B1	B1	Laterita
11 (So/B1/Lt)	Solo	B1	Laterita
12 (B1/-/Lt)	B1	-	Laterita
13 (So/-/Lt)	Solo	-	Laterita

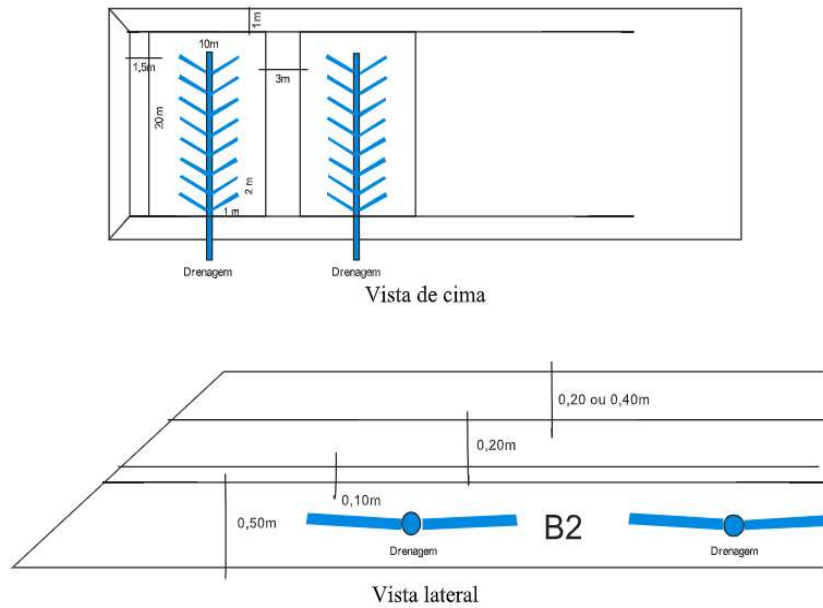
Nota: Solo: horizontes A e B de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico; Substrato B1: minério contendo teores de sulfeto da ordem de 3,0 g kg⁻¹.

Fonte: Adaptado de Silva, 2013.

2.3. Água de drenagem

Para realizar a coleta da água percolada pelo perfil foram instalados tubos perfurados no interior do substrato B2 (Figura 11 e Figura12). Esses tubos são projetados para a lateral das parcelas experimentais de modo a dar acesso para a coleta de lixiviado.

Figura 11 Croqui de instalação da tubulação de coleta de lixiviado.



Fonte: Autores (2024)

Figura 12 Instalação da tubulação de coleta de lixiviado sobre o substrato B2.



Fonte: Autores (2024)

2.4. Caracterização química das amostras de água

A caracterização química da água que percolou cada tratamento foi realizada para obtenção dos teores totais dos elementos As, Fe e S. As amostras de água (35 mL) foram submetidas à digestão ácida contendo 4 mL de HNO_3 + 1 mL de HCl (USEPA 3015A, 2007) utilizando um sistema de micro-ondas (Anton Paar – Mutiwave

ECO). As concentrações dos elementos foram determinadas por meio de espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP – OES). Para assegurar a precisão dos métodos instrumentais, as curvas de calibração foram analisadas com padrões de controle de qualidade antes, durante e após as análises de um conjunto de amostras.

No campo foram mensurados o pH, o potencial de oxirredução, a condutividade elétrica e o oxigênio dissolvido utilizando a sonda multiparâmetro YSI Professional Plus e aferida a turbidez utilizando Turbidímetro Hach 2100Q. A acidez (H^+) foi posteriormente aferida em laboratório por meio do método de titulação.

2.5. Caracterização química e física das amostras de solo e substrato

As amostras de solo e substrato foram submetidas às seguintes análises químicas, conforme Teixeira (2017): teor de Fe por meio do extrator Mehlich-1. O teor disponível de arsênio foi avaliado utilizando a solução Mehlich-3 (Mehlich, 1984). Os teores de Fe e As foram quantificados por espectroscopia de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado (ICP – OES, Perkins Elmer Optima 8300). O termo "disponível" será empregado para descrever os teores extraídos pelo extrator Mehlich-3. A condutividade elétrica foi medida pelo método da pasta de saturação. O enxofre disponível foi extraído via fosfato monocálcico em ácido acético (Alvarez V. et al., 2001). A distribuição das partículas minerais nas camadas estudadas, conforme as classes de tamanho areia, silte e argila foi avaliada por meio da análise granulométrica, utilizando o método da pipeta e agitação lenta (Embrapa, 2017).

2.6. Análise estatística

As análises estatísticas foram realizadas verificando-se a normalidade dos resíduos e a homogeneidade das variâncias para todos os atributos avaliados. Os atributos químicos do lixiviado na área de estudo foram analisados usando a técnica univariada de Scott-Knott para agrupamento das médias, a 10% de significância. Além disso, foi realizada análise multivariada de *cluster* por meio de dendrogramas. O propósito dessa análise foi identificar os melhores tratamentos, por meio da análise conjunta de todos os parâmetros, que propiciam menor lixiviação de elementos

químicos. Todas as análises estatísticas foram realizadas no ambiente de desenvolvimento integrado *RStudio do software R* (R Core Team, 2024).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Caracterização química das amostras de lixiviado

Entre as variáveis do percolado analisadas, apenas a turbidez mostrou diferença significativa entre os tratamentos. O tratamento T1 foi excluído da análise devido à ausência de lixiviado durante a coleta (Tabela 11).

Os valores de oxigênio dissolvido obtidos variaram entre 3,20 mg L⁻¹ a 4,10 mg L⁻¹. A possível ocorrência de processos oxidativos pode justificar os valores de OD encontrados. Segundo Feitosa et al., (2008), o oxigênio dissolvido normalmente está presente em concentrações baixas nas águas subterrâneas, com valores de O₂ variando de 0 a 5 mg L⁻¹.

Os tratamentos T4 e T10 apresentaram os maiores teores de Fe, iguais a 1,68 mg L⁻¹ e 3,70 mg L⁻¹, respectivamente. Esses tratamentos são compostos por substrato B1 em ambas as camadas, e o T10 contém laterita na camada de quebra de capilaridade, o que pode ter contribuído para as maiores concentrações de Fe no lixiviado destes tratamentos, além de apresentarem elevado valor de acidez.

O potencial redox (ORP) é uma medida potenciométrica que indica a capacidade de um meio em transferir elétrons. Neste estudo, os valores de ORP são positivos, variando entre 97 mV e 219 mV, indicando um ambiente oxidante. O maior valor de ORP é encontrado no tratamento T2 (219 mV), que também apresenta alta acidez e o maior teor de enxofre no lixiviado. De acordo com Capanema e Ciminelli (2003), valores elevados de potencial redox favorecem a oxidação de materiais sulfetados, resultando em uma diminuição do pH da água percolada. O T2 ainda apresenta o valor mais elevado de condutividade elétrica (2462,67 $\mu\text{s cm}^{-1}$), sugerindo alto índice de íons e/ou sólidos dissolvidos nos lixiviados analisados. A condutividade elétrica aumenta conforme mais sólidos dissolvidos são introduzidos na água e, tipicamente, valores acima de 100 $\mu\text{s cm}^{-1}$ sugerem um ambiente impactado (Cetesb, 2023).

A turbidez é um indicador frequente para detectar a ocorrência de drenagem ácida de minas (Farfan, 2004). Destaca-se que os tratamentos com substrato B1 na

camada de cobertura apresentam as maiores médias de turbidez, devido à granulometria mais fina do material e aos grãos mais soltos em comparação ao solo.

Tabela 11 Valores médios das variáveis temperatura (T), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), pH, Turbidez (Tu), Acidez, Arsênio total (As), ferro total (Fe) e enxofre total (S) analisadas nas amostras de lixiviado coletadas nos diferentes tratamentos.

Tratamento	OD	CE	pH	ORP	Tu	Acidez	As	Fe	S
	ppm	$\mu\text{S cm}^{-1}$	-	mV	NTU	$\text{mg L}^{-1}\text{CaCO}_3$	----- mg L^{-1} -----		
1 Controle	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2 (B1/So/Br)	3,43	2462,67	5,57	219,67	1,32b	2,04	0,01	0,00	475,96
3(So/So/Br)	3,60	289,50	7,96	97,00	0,88b	1,72	0,00	0,01	29,79
4(B1/B1/Br)	3,48	675,0	6,16	201,50	2,88a	2,03	0,04	1,68	135,56
5(So/B1/Br)	3,42	1010,33	6,60	166,33	2,00b	2,01	0,04	0,42	123,74
6(B1-/Br)	3,50	1188,00	5,95	194,00	1,63b	1,98	0,01	0,03	247,13
7(So-/Br)	3,20	1312,50	6,82	150,00	1,79b	1,91	0,00	0,00	162,45
8(B1/So/Lt)	3,37	324,00	7,14	124,50	2,97a	1,60	0,02	0,74	21,52
9(So/So/Lt)	3,94	1306,33	5,98	210,00	1,55b	2,12	0,00	0,01	244,21
10(B1/B1/Lt)	4,10	1278,33	6,64	158,00	1,87b	1,94	0,15	3,70	254,51
11(So/B1/Lt)	3,47	1234,67	6,74	152,00	2,31a	2,01	0,04	0,03	147,33
12(B1-/Lt)	3,36	1032,50	7,25	145,00	1,30b	2,07	0,03	0,04	118,28
13(So-/Lt)	3,48	1202,67	6,71	158,00	2,59a	1,94	0,03	0,70	215,16
CV (%)	15,58	75,47	16,07	37,97	29,39	10,35	258,2	318,73	102,03

Nota 1. Médias seguidas por mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de agrupamento de Scott-Knott a 10% de significância.

Fonte: Autores (2024).

De acordo com a Resolução CONAMA 420 (2009), o limite máximo para a concentração de arsênio na água subterrânea é de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (CONAMA, 2009b). Apenas os tratamentos T2, T3, T6, T7 e T9 apresentaram valores inferiores ao limite estipulado. Os demais tratamentos exibiram resultados entre 0,02 e $0,15 \text{mgL}^{-1}$ de As, relacionados à composição das camadas de cobertura e selamento, especialmente aquelas com substrato B1 (tabela 12 e tabela 13). É importante ressaltar ainda, que a avaliação dos teores de arsênio e metais pesados na área de estudo devem ser feitas com cautela, considerando que a área de estudo apresenta condições naturais anômalas para ocorrência de determinados elementos.

Os tratamentos T2 e T10 apresentaram os valores mais elevados de enxofre. Ambos os tratamentos são constituídos por substrato B1 na camada de cobertura, apresentam elevada acidez (Tabela 11) além de apresentarem valores elevados de enxofre disponível na camada de selamento, $2,19 \text{mg kg}^{-1}$ e $2,40 \text{mg kg}^{-1}$,

respectivamente (Tabela 13). Apesar da não significância estatística, os valores de enxofre nos percolados foram elevados para todos os tratamentos, exceto para T3 e T8. Os reduzidos valores de enxofre detectados nestes tratamentos podem estar relacionados aos baixos valores de acidez dos mesmos, 1,72 mg L⁻¹CaCO₃ e 1,60 mgL⁻¹CaCO₃, respectivamente. Osório Filho, (2006) afirma que o enxofre é mais móvel em ambientes menos ácidos. Em geral, tratamentos com maiores valores de acidez mostram maiores concentrações de enxofre nos lixiviados. Fanfani et al. (1997) afirmam que a fração de elementos lixiviados por água pura de rejeitos de minas consiste principalmente em sulfatos solúveis, indicando o estágio final do intemperismo de resíduos sulfetados. Essa observação pode justificar os valores elevados de enxofre obtidos no atual estudo.

Tabela 12 Resultados dos atributos químicos e físicos do substrato/solo analisados na camada de cobertura.

Tratamento	As	S	Fe	CE	AG	AF	Silte	Argila
	----- mg dm ⁻³ -----		dag kg ⁻¹	µS cm ⁻¹	----- kg kg ⁻¹ -----			
1 Controle	14,18a	1,53	9,28	1,40a	0,14a	0,05a	0,71a	0,10c
2 (B1)	11,03a	1,47	7,39	1,38a	0,11a	0,05a	0,75a	0,10c
3 (Solo)	0,00b	1,18	7,39	1,37b	0,03b	0,02b	0,75a	0,58b
4 (B1)	14,96a	1,63	4,69	1,40a	0,10a	0,05a	0,76a	0,09c
5 (Solo)	0,00b	1,21	7,59	1,37b	0,03b	0,02b	0,39b	0,56b
6 (B1)	8,31a	1,47	4,81	1,39a	0,11a	0,06a	0,73a	0,10c
7 (Solo)	0,00b	1,26	6,26	1,38b	0,03b	0,03b	0,37b	0,57b
8 (B1)	4,07b	1,47	6,95	1,39a	0,09a	0,06a	0,72a	0,13c
9 (Solo)	0,00b	1,47	7,76	1,37b	0,03b	0,02b	0,37b	0,58b
10 (B1)	7,36a	1,70	5,55	1,40a	0,11a	0,04a	0,75a	0,10c
11 (Solo)	0,00b	1,34	7,04	1,37b	0,04b	0,02b	0,36b	0,59b
12 (B1)	5,18b	1,46	6,98	1,38a	0,21a	0,05a	0,66a	0,12c
13 (Solo)	0,00b	1,39	8,07	1,37b	0,04b	0,02b	0,32b	0,62a
CV (%)	97,24	18,48	26,68	0,74	8,56	35,2	8,56	7,43

Nota 1. Médias seguidas por mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de agrupamento de Scott-Knott a 10% de significância.

Nota 2. S: Enxofre disponível; As: Arsênio disponível; Fe: Ferro disponível; CE: Condutividade elétrica; AG: Areia grossa; AF: Areia Fina.

Fonte: Autores (2024).

Tabela 13 Resultados dos atributos químicos e físicos do substrato/solo analisados na camada de selamento.

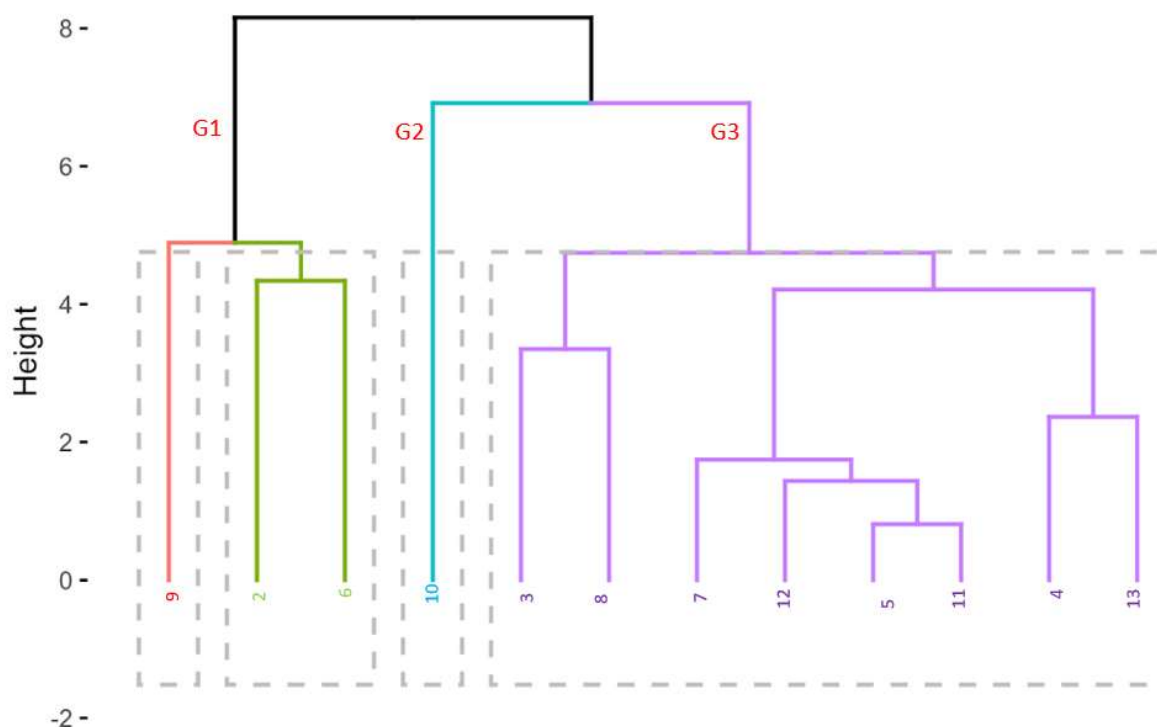
Tratamento	As	S	Fe	CE	AG	AF	Silte	Argila
	----- mg dm ⁻³ -----		dag kg ⁻¹	µS cm ⁻¹	----- kg kg ⁻¹ -----			
2 (Solo)	0,0b	2,19a	38,90b	334,93	0,04b	0,02c	0,30b	0,64a
3 (Solo)	0,0b	1,74b	39,90b	104,37	0,03b	0,02c	0,29b	0,65a
4 (B1)	10,22a	2,35a	14,90c	512,27	0,11a	0,05a	0,76a	0,07b
5 (B1)	10,62a	1,63b	81,43a	376,57	0,11a	0,05a	0,73a	0,10b
8 (Solo)	0,0b	2,12a	32,77b	278,57	0,03b	0,02c	0,26b	0,69a
9 (Solo)	0,0b	1,89b	36,27b	84,60	0,03b	0,02c	0,29b	0,66a
10 (B1)	7,49a	2,40a	33,77b	812,00	0,10a	0,05a	0,76a	0,09b
11 (B1)	6,88a	1,62b	45,37b	350,80	0,11a	0,04b	0,74a	0,11b
CV (%)	85,39	16,09	26,03	79,43	27,68	21,41	7,22	8,56

Nota 1. Médias seguidas por mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de agrupamento de Scott-Knott a 10% de significância.

Nota 2. S: Enxofre disponível; As: Arsênio disponível; Fe: Ferro disponível; CE: Condutividade elétrica; AG: Areia grossa; AF: Areia Fina.

Fonte: autores (2024).

Figura 13 Dendograma com agrupamento dos tratamentos em função dos atributos analisados em amostras de lixiviado.



Fonte: Autores (2024)

Três grupos foram formados por similaridade referente às características do lixiviado (Figura 13). O grupo G1 agrupou os tratamentos T9, T2 e T6. O grupo G2

individualizou o tratamento T10. Já o grupo G3 agrupou os tratamentos T3, T4, T5, T7, T8, T11, T12 e T13.

No G1 destaca-se o subgrupo composto exclusivamente pelo tratamento T9. Este se diferencia dos demais por exibir a acidez mais elevada entre todos os tratamentos analisados. Os tratamentos T2 e T6 apresentam concentrações idênticas de As e os valores mais baixos de pH. Os maiores valores de ORP foram observados nos Tratamentos T2, T6 e T9, correlacionando-se com as menores medições de pH registradas. Conforme mencionado por Capanema & Ciminelli (2003), valores mais altos de potencial redox (ORP) favorecem a oxidação de materiais sulfetados, resultando na redução do pH da água percolada, o que é indício da geração de DAM. Em geral, os tratamentos agrupados no G1 demonstraram as maiores quantidades de acidez (e os menores valores de pH), além de algumas das concentrações mais altas de enxofre no lixiviado.

O grupo G2 individualizou o tratamento T10, que apresenta as maiores concentrações de As, Fe e OD, além de possuir um dos maiores valores de S dentre os tratamentos avaliados. As maiores concentrações de As, Fe e S estão associadas à composição das camadas deste tratamento, constituído por substrato B1 nas camadas de cobertura e selamento e laterita na camada de quebra de capilaridade, além de apresentar valor elevado de acidez.

No grupo G3, o subgrupo formado pelos tratamentos T3 e T8 possuem os menores valores de acidez (média de 1,66 mg L⁻¹ de CaCO₃) e as menores concentrações de S. Estes tratamentos possuem solo na camada de selamento. Os tratamentos T5 e T11 tem em comum a acidez e a concentração similar de As, possuindo o substrato B1 na camada de selamento. Os tratamentos T4 e T13 têm valores semelhantes de oxigênio dissolvido e, em geral, os tratamentos T5, T7, T11 e T12 tem os valores de acidez mais elevados, porém a composição de suas camadas de cobertura é diversificada.

Em geral, o tratamento T3 (So/So/Br) apresentou melhor resultado quanto a qualidade da água percolada. Devido as características dos materiais das camadas de cobertura, este tratamento resultou em menor lixiviação de Fe (0,01 mg L⁻¹) e S (29,79 mg L⁻¹). É importante salientar que os teores de As contidos no solo são inferiores aos encontrados no substrato B1 e, ainda, a presença da brita na camada de quebra de capilaridade pode ter favorecido o aumento do pH do meio, o que leva à imobilização destes elementos. Andrade et al., (2007) relataram que a taxa de

oxidação dos sulfetos é diminuída com o aumento do pH do meio, fato que ocorre neste tratamento que obteve pH de 7,96.

4. CONCLUSÕES

O tratamento composto por solo nas camadas de cobertura e selamento e brita na camada de quebra de capilaridade apresentou as menores lixiviações de elementos e melhor qualidade da água, por não possuir material fonte de contaminação (substrato B1).

O uso do substrato B1 para compor a camada de selamento ou a camada de cobertura, embora possa dar condições para o estabelecimento e desenvolvimento da vegetação, propicia pior qualidade da água subsuperficial, podendo ocasionar contaminação do lençol freático.

Na hipótese de uso do B1 para recobrimento, o melhor tratamento quanto a qualidade da água percolada, foi aquele com solo na camada de cobertura, B1 na camada selante e brita na camada de quebra de capilaridade (T5); ou B1 nas camadas de cobertura e selante e laterita na camada de quebra de capilaridade (T10).

Outras opções envolvendo menor uso de solo, recurso escasso na área, são tratamentos do grupo 3 obtido pela análise de cluster, uma vez que possuem qualidade da água percolada semelhante. Estes tratamentos possuem valores de pH mais elevados, o que é preferível, considerando que em pH mais alcalino metais e metalóides tóxicos tem sua mobilidade reduzida.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso de camadas sobre o substrato sulfetado permite o estabelecimento da vegetação, sendo o tratamento mais indicado aquele constituído por solo nas camadas de cobertura e selamento. No entanto, vale ressaltar que o solo é um recurso escasso na área.

Alternativamente, para se empregar o substrato mais intemperizado, com menores teores de arsênio, ferro e enxofre (B1), o melhor tratamento foi aquele com solo na camada de cobertura, B1 na camada de selamento e brita calcária na camada de quebra de capilaridade (T5).

É importante ressaltar que a utilização do substrato B1 deve ser avaliada com ressalvas, uma vez que o seu teor total de arsênio excede o limite máximo estabelecido pela legislação em relação ao valor de intervenção (CONAMA 420/2009). Mesmo assim, é possível o seu uso por se tratar de uma região anômala, tratada de forma específica na legislação.

REFERÊNCIAS

- ABIYE, T. A.; ALI, K. A. Potential role of acid mine drainage management to wards achieving sustainable development in the Johannesburg region, South Africa. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 19, p. 100839, 1 nov. 2022.
- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. **Contaminação química e biorremediação do solo**. [s.l.: s.n.].
- ADRIANO, DOMY. C. **Trace Elements in Terrestrial Environments**. [s.l.: s.n.].
- AIT-KHOUIA, Y. *et al.* Feasibility of reprocessing gold tailings: Integrated management approach for the control of contaminated neutral mine drainage. **Minerals Engineering**, v. 187, p. 107821, 1 set. 2022.
- ALVAREZ V., V. H. *et al.* **Métodos de análises de enxofre em solos e plantas**. [s.l.: s.n.].
- ALVAREZ, V. V. H. ; N. R. F. ; D. L. E. ; O. J. A. **Determinação e uso do fósforo remanescente**. 3. ed. Brasília: Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 25, n. 1, p. 27-32, 2000., 2000.
- AMAR, H. *et al.* Reprocessing feasibility of polymetallic waste rock for cleaner and sustainable mining. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 220, p. 106683, 1 jan. 2021.
- AMARAL, W. G. *et al.* Correlation of colonizing species with substrate in abandoned areas of gold mining. **Ciencia Florestal**, v. 30, n. 3, p. 718–729, 2020.
- ANEKWE, I. M. S.; ISA, Y. M. Bioremediation of acid mine drainage – Review. **Alexandria Engineering Journal**, 15 fev. 2022.
- ANM. Sumário Mineral_Ouro. **Agência Nacional de Mineração**, p. 1–3, 2018.
- _____. **Agência nacional de mineração superintendência de regulação e governança regulatória coordenação de economia mineral**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <www.anm.gov.br>.
- ÁRVORE, R.; VIÇOSA, -MG. **Espécies de cerrado com potencial para recuperação de áreas degradadas por mineração de ouro, Paracatu-MG**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <www.mobot.org>.
- ASSIS, I. R. ; D. L. E. ; **Camadas de cobertura para o crescimento de árvores e arbustos sobre um substrato sulfetado de mineração de ouro** *Revista Árvore, Viçosa-MG*. [s.l.: s.n.].
- ASSIS, I. R. DE. **Adsorção e disponibilidade de arsênio em solos com diferentes composições mineralógicas**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://locus.ufv.br/handle/123456789/1604>>. Acesso em: 2 fev. 2024.

ASSIS; I.R. **Mitigação da lixiviação de arsênio, ferro e enxofre e revegetação de substratos minerados em área de ocorrência de drenagem ácida.** Voçosa: [s.n.]. Disponível em: <<https://locus.ufv.br//handle/123456789/5462>>. Acesso em: 2 fev. 2024.

ATSDR. Agência de registro de substâncias tóxicas e doenças. 2022.

BANKS, D. *et al.* **Mine-water chemistry: the good, the bad and the ugly** *Environmental Geology*. [s.l.] Springer-Verlag, 1997.

BOLAN, N. S. *et al.* **Phytostabilization. A green approach to contaminant containment.** [s.l.: s.n.]. v. 112

BRASIL. **Objetivos De Desenvolvimento Sustentável.** [s.l.: s.n.].

BUNDSCHUH, J. *et al.* Seven potential sources of arsenic pollution in Latin America and their environmental and health impacts. **Science of The Total Environment**, v. 780, p. 146274, 1 ago. 2021.

BURAK, D. L. *et al.* **Disponibilidade de chumbo e zinco de origem natural em uma toposequência sobre rochas calcárias na região de Paracatu-Vazante, estado de Minas Gerais.** [s.l.: s.n.].

BUSSIÈRE, B. *et al.* Field experimental cellsto evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 44, n. 3, p. 245–265, mar. 2007.

BUSSIÈRE, B.; GUITTONNY, M. **Hard Rock Mine Reclamation; From Prediction to Management of Acid Mine Drainage.** [s.l.: s.n.].

CAMPANER, V. P.; SILCA, L. W. **Processos físico-químicos em drenagem ácida de mina em mineração de carvão no sul do Brasil** *Veridiana Polvanica Campaner e Wanilson Luiz-Silva Quim. Nova*. [s.l.: s.n.].

CAPANEMA, L. X. DE L.; CIMINELLI, V. S. T. **An investigation of Acid Rock Drainage (ARD) occurrence in a gold mine located in a south eastern Brazil region.** [s.l.: s.n.].

CETESB. **Qualidade das águas Interiores no estado de São Paulo - Apêndice D.** São Paulo: [s.n.]. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 4 fev. 2024.

CHIU, V. Q.; HERING, J. G. Arsenic adsorption and oxidation at manganite surfaces. 1. Method for simultaneous determination of adsorbed and dissolved arsenic species. **Environmental Science and Technology**, v. 34, n. 10, p. 2029–2034, 15 maio 2000.

CONAMA. **Critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas.** [s.l.: s.n.].

____. **Resolução CONAMA nº 420 de 2009**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&force=1&legislacao=115509>>. Acesso em: 4 fev. 2024b.

CORDEIRO, A. L. *et al.* **Potencial de uso de espécies arbóreas para a revegetação de rejeito salino contaminado com arsênio**. [s.l: s.n.].

ELGHALI, A. *et al.* minerals Spatial Mapping of Acidity and Geochemical Properties of Oxidized Tailings with in the Former Eagle/Telbel Mine Site. 2019.

ELIOPOULOS DG; ECONOMOU-ELIOPOULOS M. **Arsenic distribution in laterite deposits of the Balkan Peninsula Scientific Annals, School of Geology**. [s.l: s.n.].

EMBRAPA. Métodos de análise de tecidos vegetais utilizados na Embrapa Solos. 2000.

____. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. [s.l: s.n.], v. 3

____. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. [s.l: s.n.].

EVANGELOU, V. P. **Pyriteoxidation and its control :solution chemistry, surface chemistry, acid mine drainage (AMD), molecular oxidation mechanisms, microbial role, kinetics, control, ameliorates and limitations, microencapsulation**. [s.l.] CRC Press, 1995.

FANFANI, L.; ZUDDAS, P.; CHESSA, A. **Heavy metals speciation analysis as a tool for studying mine tailings weathering JOURNAL OF GEOCHEMICAL EXPLORATION ELSEVIER Journal of Geochemical Exploration**. [s.l: s.n.].

FEITOSA, F. A. C. *et al.* **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Brasília: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.sgb.gov.br/publique/Hidrologia/Difusao-do-Conhecimento/Livro-%22Hidrogeologia:-Conceitos-e-Applicacoes%22-1130.html>>. Acesso em: 3 fev. 2024.

FERNANDES, D. *et al.* **Universidade Federal Rural do Semi-Árido Brasil Revista Caatinga**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=237117611019>>.

GALHARDI, J. A.; SOLDERA, B. C. Efeitos da drenagem ácida de mina sobre a qualidade das águas subterrâneas: preceitos legais e técnicos. **Holos Environment**, v. 18, n. 1, p. 87, 27 abr. 2018.

GOMES, F.; FELFILI, J. M. **Comunidade lenhosa de cerrado sentido restrito sobre neos-soloflúvico em Paracatu-MG. Ecologia/Ecology Rev. Biol. Neotrop**. [s.l: s.n.].

GUIMARÃES, L. A. DE O. P. *et al.* Cultivation of vetiver in saline tailingscontaminatedwitharsenicunderphosphorus doses. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 10, p. 891–896, 1 out. 2016.

GUIMARÃES, L. A. DE O. P. *et al.* Espécies arbóreas potenciais para a revegetação de rejeito salino contaminado com arsênio. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 3, p. 871–881, 2017.

IGAM. PDRH_Paracatu_2006. 28 abr. 2006.

INMET. <https://portal.inmet.gov.br/normais>.

ISKANDAR, I. *et al.* Revegetation as a driver of chemical and physical soil property changes in a post-mining landscape of East Kalimantan: A chronosequence study. **Catena**, v. 215, 1 ago. 2022a.

_____. Revegetation as a driver of chemical and physical soil property changes in a post-mining landscape of East Kalimantan: A chronosequence study. **Catena**, v. 215, 1 ago. 2022b.

KINROSS. **Kinross Brasil**. Disponível em: <<https://kinross.com.br/a-kinross/conheca/>>. Acesso em: 22 jan. 2023.

LANGE, C. N. **Contaminação do solo e mobilidade de As, Cd, Mo, Pb e Zn em colunas de solo franco arenoso com cinza de carvão**. [s.l.: s.n.].

LEÃO, R.; RABELO, R. 2950 A extensão da cadeia produtiva da economia mineral no PIB brasileiro. **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada**, dez. 2023.

LIMA, R. DE B. ; L. G. F. S. ; **Biolixiviação de flotação de sulfetos de cobre concentrar usando consórcio de mesófilos e microrganismos termófilos**. [s.l.: s.n.].

LINDSAY, M. B. J. *et al.* Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. **Applied Geochemistry**, v. 57, p. 157–177, 1 jun. 2015.

LOPES, G. *et al.* Increasing arsenic sorption on red mud by phosphogypsum addition. **Journal of Hazardous Materials**, v. 262, p. 1196–1203, 15 nov. 2013.

MALLET, A. *et al.* Environmental impacts of mining in Brazil and the environmental licensing process: Changes needed for changing times? **The Extractive Industries and Society**, v. 8, n. 3, p. 100952, 1 set. 2021.

MARSDEN, J.; HOUSE, C. IAIN. **Chemistry of Gold Extraction**. [s.l.] SME, 2006.

MATOS, A. T. DE; ALMEIDA NETO, O. B.; MATOS, M. P. DE. Saturation of the exchange complex of oxidic soils with sodium. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 5, p. 501–506, 2014.

MEHLICH, A. Mehlich 3 Soil Test Extractant: A Modification of Mehlich 2 Extractant. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 15, n. 12, p. 1409–1416, 1 dez. 1984.

MELLO, J. W.; DIAS, L. E.; CORRÊA, M. L. T. Drenagem ácida: Avaliação do potencial de ocorrência, mitigação e revegetação de substratos sulfetados. **Tópicos em ciências do solo**, v. 3, p. 401–430, 2003.

MELLO, J. W. V. DE, *et al.* **Preliminary evaluation of acid mine drainage in Minas Gerais state, Brazil BRAZIL 365 R. Bras. Ci. Solo**. [s.l: s.n.].

MELLO, J. W. V DE *et al.* **Origem e Controle do Fenômeno Drenagem Ácida de Mina**. [s.l: s.n.].

MELO, I. S. DE; LÚCIO, J.; AZEVEDO, D. E. **Microbiologia Ambiental**. [s.l: s.n.].

MELO, R. F. DE *et al.* **Potencial de quatro espécies herbáceas forrageiras para fitorremediação de solo contaminado por arsênio**. [s.l: s.n.].

METER GROUP. Mini Disk Infiltrometer Manual. 2021.

MONTEIRO, SHIRLEY SANTOS *et al.* Biofertilizante como bioestimulante na germinação de feijão de porco. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 16, n. 1, p. 09–17, 1 jan. 2021.

NARA CIOTTA, M. *et al.* Matéria orgânica e aumento da capacidade de troca de cátions em solo com argila de atividade baixa sob plantio direto. v. 33, n. 6, p. 1161–1164, 2003.

NOIRANT, G. *et al.* Alternatives to xanthate collectors for the desulphurization of ores and tailings: Pyrite surface chemistry. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 577, p. 333–346, 20 set. 2019.

OMS. **Guidelines for Drinking-water Quality ADDENDUM**. [s.l: s.n.].

OSÓRIO FILHO, B. D. **Dinâmica de enxofre no sistema solo e resposta das culturas à adubação sulfatada**. [s.l: s.n.].

OUYANG, X. *et al.* Immobilization and release risk of arsenic associated with partitioning and reactivity of iron oxide minerals in paddysoils. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 29, p. 36377–36390, 1 out. 2020.

PALANSOORIYA, K. N. *et al.* **Soilamendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review Environmental International**. Elsevier Ltd, , 1 jan. 2020.

PARK, I. *et al.* A review of recent strategies for acid mine drainage prevention and mine tailings recycling. **Chemosphere**, v. 219, p. 588–606, 1 mar. 2019a.

_____. A review of recent strategies for acid mine drainage prevention and mine tailings recycling. **Chemosphere**, v. 219, p. 588–606, 1 mar. 2019b.

PENDIAS. **Trace Elements in Soils and Plants Fourth Edition**. 2001.

PEREIRA DE ANDRADE, R. *et al.* **ARSENIC MOBILIZATION FROM SULFIDIC MATERIALS FROM GOLD MINES IN MINAS GERAIS STATE.** *Quim. Nova.* [s.l: s.n.].

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2024.

RENER, C. N. S. *et al.* Diversitas Journal Characterization of the Chemical element arsenic and bioremediation of contaminated soils. v. 7, n. 2, 2022.

RIBEIRO JR., E. S. **Adsorção e dessorção de arsênio em solos e substratos de mineração de ouro e práticas de mitigação de drenagem ácida em colunas de lixiviação.** *viçosa:* [s.n.].

RONQUIM, C. C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais.** [s.l: s.n.].

SHAHEEN, S. M. *et al.* Biogeochemical Factors Governing Cobalt, Nickel, Selenium, and Vanadium Dynamics in Periodically Flooded Egyptian North Nile Delta Rice Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 78, n. 3, p. 1065–1078, maio 2014.

SHANE, A. *et al.* Removal of Copper from Acid Mine Drainage (AMD) or Acid Rock Drainage (ARD). **Journal of Water Resource and Protection**, v. 13, n. 07, p. 435–454, 2021.

SILVA, L. S.; BOHNEN, H. Relações entre nutrientes na fase sólida e solução de um Latossolo durante o primeiro ano nos sistemas de PD e PC. 2006.

SILVA, P. ;*et al.* Potencialidade de plantas para revegetação de estéreis e rejeito da mineração de ferro da mina de alegria, Mariana-MG. **Tropical**, v. 36, n. 3, p. 165–172, 2006.

SILVA; PROCÓPIO, S. O. **Caracterização de rejeito de mineração de ouro para avaliação de solubilização de metais pesados e arsênio e revegetação local.** [s.l: s.n.].

SILVA, S. C. **Revegetação de áreas de mineração com presença de substratos sulfetados.** [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://locus.ufv.br//handle/123456789/5511>>. Acesso em: 2 fev. 2024.

SILVA, T. J. ;*et al.* **Fitorremediação de Solos Contaminados com Metais: Panorama Atual e Perspectivas de uso de Espécies Florestais**
Phytoremediation of Soils Contaminated with Metals: Current Outlook and Prospects of use of Forest Species *Rev. Virtual Quim.* [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://rvq.sbq.org.br>>.

SKOUSEN, J. G.; ZIEMKIEWICZ, P. F.; MCDONALD, L. M. **Acid mine drainage formation, control and treatment: Approaches and strategies** *Extractive Industries and Society* Elsevier Ltd, , 1 jan. 2019.

SMEDLEY, P. L.; KINNIBURGH, D. G. **A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural Waters Applied Geochemistry**. [s.l: s.n.].

Disponível em: <www.elsevier.com/locate/apgeochem>.

STOLF, R. *et al.* **Penetrômetro de impacto Stolf-programa computacional de dados em excel-VBA**. [s.l: s.n.]. Disponível em:

<http://www.cca.ufscar.br/dnrpa/hprubismar_ARTIGOS/100._Penetrometro>.

USEPA. Microwaveassistedacid digestion of siliceous and Organicallybased matrices. 1996.

USEPA 3015A. Método 3015A (SW-846): Digestão ácida assistida por micro-ondas de amostras e extratos aquosos”, Revisão 1. Washington, DC. 2007.

VELOSO, R. W. *et al.* Seasonal impacts on arsenic mobility and geochemistry in streams surrounding a gold mineralization area, Paracatu, Brazil. **Applied Geochemistry**, v. 109, 1 out. 2019.

WALTER GELLER; HELMUT KLAPPER; WIM SALOMONS. **Acidic Mining Lakes Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation**. [s.l.] Springer Berlin Heidelberg, 1998.