



CARIN SGOBI ZANCHI

**ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO
REJEITO DE MINERAÇÃO ORIUNDO DA BARRAGEM DE
FUNDÃO MODIFICADOS POR SISTEMA DE CONSÓRCIO E
PLANTIO DE *Enterolobium contortisiliquum***

LAVRAS – MG

2019

CARIN SGOBI ZANCHI

**ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO REJEITO DE
MINERAÇÃO ORIUNDO DA BARRAGEM DE FUNDÃO MODIFICADOS POR
SISTEMA DE CONSÓRCIO E PLANTIO DE *Enterolobium contortisiliquum***

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Biologia, Microbiologia e Processos Biológicos do Solo, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Marco Aurélio Carbone Carneiro
Orientador

LAVRAS – MG

2019

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

Zanchi, Carin Sgobi.

Atributos físicos, químicos e biológicos do rejeito de mineração oriundo da barragem de Fundão modificados por sistema de consórcio e plantio de *Enterolobium contortisiliquum* / Carin Sgobi Zanchi. - 2019.

102 p. : il.

Orientador(a): Marco Aurélio Carbone Carneiro.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2019.

Bibliografia.

1. Reabilitação. 2. Qualidade do solo. 3. Sucessão ecológica. I. Carneiro, Marco Aurélio Carbone. II. Título.

CARIN SGOBI ZANCHI

**ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO REJEITO DE
MINERAÇÃO ORIUNDO DA BARRAGEM DE FUNDÃO MODIFICADOS POR
SISTEMA DE CONSÓRCIO E PLANTIO DE *Enterolobium contortisiliquum***

**PHYSICAL, CHEMICAL AND BIOLOGICAL ATTRIBUTES OF THE MINING
WASTE FROM FUNDÃO DAM MODIFIED BY CONSORTIUM SYSTEM AND
PLANTING *Enterolobium contortisiliquum***

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Biologia, Microbiologia e Processos Biológicos do Solo, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 23 de agosto de 2019.

Dr. Luiz Roberto Guimarães Guilherme - UFLA

Dra. Maria Rita Scotti Muzzi Marques Leitão - UFMG

Dr. Marco Aurélio Carbone Carneiro

Orientador

LAVRAS - MG

2019

*Aos meus pais, Vanderlei e Maria, por
darem-me asas e me fazerem voar.
A minha irmã, Cássia, por ser a certeza
de que nunca estarei sozinha.*

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

À Deus, sobre todas as coisas.

À Nossa Senhora Aparecida, por interceder por mim.

Ao Prof. Dr. Marco Aurélio Carbone Carneiro, por gentilmente me orientar. Por todos os ensinamentos e os momentos partilhados, pelo exemplo profissional. Não tenho palavras para agradecer tudo o que fez por mim. Será eterna minha gratidão.

Ao Prof. Dr. Edicarlos Damacena de Souza, por ser o principal responsável pelo meu amor a Ciência do Solo, por desde o início da orientação na graduação ter me feito acreditar na presente conquista.

Aos Profs. membros da banca de defesa, Bebeto e Maria Rita, pelas valiosas contribuições para a melhora do trabalho.

Aos meus pais, Vanderlei, meu herói e, Maria, a melhor mãe do mundo, por me darem a oportunidade de escolha. Por sempre me dizerem que seria amparada caso desistisse, mas que se eu continuasse, estariam ao meu lado. Por sonharem este momento junto comigo e nunca medirem esforços para concretizá-lo. Amo-os incondicionalmente.

A minha irmã, Cássia, por prontamente abrir mão dos seus objetivos para me amparar nos meus momentos de angústia e aflição. Por me ajudar na condução do experimento e das análises... essa conquista é nossa! Espero poder retribuir tudo que faz por mim. Nosso elo será ETERNO.

A minha bebezinha, Kira, por ser minha companheirinha e o amorzinho da minha vida. Amo-a. E a minha bebezona, Aika, por nos escolhermos para ser sua família, você sempre será nossa Canção de Amor mais linda.

A memória de meus avôs, Manuel e Antônio, por toda fraternidade que sempre encontrei em seus abraços. Serão meus eternos mestres.

A minha avó, Araci (*in memoriam*), pelo exemplo de devoção e persistência. Por me fazer sentir o tamanho da sua fé. À senhora, todo meu amor.

A toda a minha família, Sgobi e Zanchi, em especial, a minha tia Rosi, a qual sempre me apoiou e me fez acreditar que eu podia sempre mais, você é um exemplo para mim.

Aos “Filhos de Carneiro”, Jessé (pelos valiosos ensinamentos), Flávio (por ter sido um anjo em minha jornada), Mari (pelo acolhimento), Aline Oliveira (por me amparar nos momentos de aflição na escrita da dissertação), Flávia Louzero, Raquel (pelo carinho e

aprendizado partilhado), Joana, Karl, Éder, Flávia Roman, Pedro, Aline e Ana Paula pela amizade e pelo convívio diário. Com certeza não poderia ter tido “irmãos” melhores.

Ao Paulo, técnico do laboratório de Biologia, Microbiologia e Processos Biológicos do Solo, pela amizade, pelas risadas e pela extrema paciência. Te desejo muita sorte na sua jornada.

Aos estudantes de iniciação científica, Xandão, Carol, Rafa, Felipe e Josi por toda ajuda direta e/ou indiretamente. Por serem sempre prestativos.

Aos amigos, Éder e Flávio. Ao Éder, por ser minha “dupla”, por todos os cafezinhos (Coca-Cola) divididos, por me arrancar as melhores gargalhadas, além da ajuda na interpretação dos dados e nas análises estatísticas. E, ao Flávio, por toda a ajuda desde a implantação do experimento, toda sua condução, até o seu desmonte e; por mesmo após o término do seu pós-doc. não ter me abandonado nos meus momentos de dúvidas e incertezas. Minha casa estará sempre de portas abertas à recebe-los.

Aos amigos que Lavras me proporcionou. Os membros e agregados da República Frei Caneco, por me proporcionarem os melhores “rolês”. Samuel, pela companhia, por ter me “emprestado” sua família e por ter me proporcionado enxergar além da “caixa”. Ao Márcio e ao Zélio, por todas as conversas e por todo apoio. A Nara, pelo convívio e amizade. A Giulia, pela excelente convivência, pelos conselhos e risadas divididas e, pela sincera amizade. Agradeço, em especial, ao Devison, por todo auxílio e prontidão na realização e interpretação das análises físicas, pelos momentos de descontração, pela troca de afeto e carinho, além de me abrigar em seus abraços.

Aos professores Moacir, pela utilização do laboratório de Física do Solo e, Bruno Montoani, pelas reuniões, sugestões e contribuições com as análises físicas.

A todos os professores, técnicos, pós-graduandos e graduandos de iniciação científica que compõem o Laboratório de Biologia, Microbiologia e Processos Biológicos do Solo pelo respeito e excelente convivência.

As técnicas Lívia, pelo comprometimento e profissionalismo na realização das análises químicas e Dulce, pela simpatia e receptividade no período que utilizei o laboratório de Física do Solo e ao técnico Doroteo. As secretárias, Dirce, pelo profissionalismo e exatidão em solucionar os problemas e duvidas e, a Maria Alice, pela simpatia e carisma. Ao Pezão e ao Milton, pela simplicidade e profissionalismo. As meninas da limpeza, em especial, a Denise, a Alessandra e a Fátima pela simpatia diária.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudo, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior

(CAPES) e a Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro.

À FAPEMIG pelo apoio financeiro ao projeto (CAG.APQ 01661/16): Fungos micorrízicos arbusculares, bactérias fixadoras de N₂ e outras promotoras de crescimento vegetal de áreas da bacia do rio Doce: identificação, caracterização, informatização e avaliação do potencial biotecnológico.

À Universidade Federal de Lavras (UFLA), em especial, ao Departamento de Ciência do Solo (DCS) e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo (PPGCS), juntamente com todo seu corpo docente, pela oportunidade do conhecimento, aperfeiçoamento profissional e aprendizado à pesquisa.

À Fundação Renova, por proporcionar o acesso às áreas impactadas pela deposição do rejeito da barragem de Fundão durante a coleta para a realização do presente estudo.

A todos que direta ou indiretamente me apoiaram e contribuíram com a realização desta pesquisa e do meu mestrado.

GRATA!

RESUMO GERAL

Objetivou-se avaliar as alterações ocorridas nas propriedades químicas, físicas e bioquímicas do Tecossolo formado a partir do rejeito depositado às margens dos rios que compõem a Bacia Hidrográfica do Rio Doce, após o rompimento da barragem de Fundão, e determinar quais sistemas de revegetação proposto promoveram as melhores condições para a reabilitação das áreas impactadas. O experimento foi conduzido em casa de vegetação utilizando rejeito de mineração de ferro coletado às margens do rio Gualáxo do Norte, dois anos após o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Geral – Brasil. Os sistemas de revegetação propostos tem por finalidade iniciar o processo de reabilitação com plantas herbáceas e, posteriormente, o estabelecimento de arbórea nativa. Para tanto, o estudo foi dividido em duas fases. Inicialmente, os tratamentos foram distribuídos em um delineamento de blocos ao acaso em esquema fatorial 5x2, com três repetições, sendo os tratamentos compostos por sistemas de pré-cultivos com plantas herbáceas consorciadas: *Urochloa ruziziensis* solteira (RS); *U. ruziziensis* consorciada com *Crotalaria spectabilis* (R+C); *U. ruziziensis* consorciada com *Guizotia abyssinica* (R+G) e *U. ruziziensis* consorciada com *C. spectabilis* e *G. abyssinica* (R+C+G) e duas condições de inoculação de fungo micorrízico arbuscular (FMA), com e sem inoculação, com duração de 100 dias. Simultaneamente, outras 5 repetições de cada tratamento foram estabelecidas, porém, sem o fator inoculação, além de um tratamento testemunha contendo apenas Tecossolo, sem o pré-cultivo das plantas herbáceas. Tais tratamentos compuseram a segunda fase do estudo, em que decorridos 100 dias da germinação, as plantas herbáceas foram cortadas na altura do coleto, trituradas (5 cm) e acondicionadas sobre seus respectivos vasos. O delineamento experimento foi em blocos ao acaso, com cinco repetições sendo os tratamentos compostos pela arbórea *Enterolobium contortisiliquum* estabelecida sobre a cobertura das plantas herbáceas: *U. ruziziensis* solteira (Ruz/E); *U. ruziziensis* + *Crotalaria spectabilis* (R+C/E); *U. ruziziensis* + *Guizotia abyssinica* (R+G/E), *U. ruziziensis* + *C. spectabilis* + *G. abyssinica* (R+C+G/E) e Tecossolo sem plantas (Rej/E). Esta fase deu início após o estabelecimento da arbórea e teve duração de 120 dias. A inoculação com FMA não influenciou a produção de matéria seca da parte aérea e nem o acúmulo de elementos nas plantas herbáceas cultivadas no Tecossolo. A maior diversidade de plantas herbáceas (R+C+G) mostrou-se eficiente na produção de fitomassa e na estabilização inicial do Tecossolo, o que pode ser uma alternativa viável para o processo de reabilitação. Ainda, o acúmulo de elementos químicos foi maior no cultivo R+C+G, indicando o potencial dessas espécies na extração dos elementos químicos contidos no Tecossolo. No término da segunda fase do estudo, observou-se que o sistema composto pela maior diversidade de plantas (R+C+G/E) favoreceu a absorção de elementos na parte aérea da arbórea *E. contortisiliquum*, enquanto no sistema R+C/E, a arbórea foi contrária aos índices de produção avaliados. A *E. contortisiliquum* mostrou-se eficiente na reabilitação do Tecossolo por ter absorvido metais em sua parte aérea, demonstrando que esta espécie arbórea possui potencial para ser utilizada na fitoestabilização destas áreas. Ainda, no término de ambas as fases, avaliou-se os atributos físicos, químicos e bioquímicos do Tecossolo, pode-se observar que o sistema de reabilitação compostos pela Ruz/E e R+C+G/E contribuem para a melhoria dos atributos bioquímicos do Tecossolo, enquanto o sistema R+C/E é contrário a melhoria do desenvolvimento dos atributos físicos.

Palavras-chave: Reabilitação. Qualidade do solo. Sucessão ecológica.

GENERAL ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the changes in the chemical, physical and biochemical properties of the Tecnosolo formed from the tailings deposited on the banks of the Rio Doce River Basin, after the Fundão dam rupture, and to determine which proposed revegetation systems promoted the best conditions for the rehabilitation of the impacted areas. The experiment was conducted in a greenhouse using iron mining tailings collected on the banks of the Gualáxo do Norte river, two years after the Fundão dam rupture in Mariana, Minas Gerais - Brazil. The proposed revegetation systems are intended to initiate the rehabilitation process with herbaceous plants and, subsequently, the establishment of native tree. To this end, the study was divided into two phases. Initially, the treatments were distributed in a randomized block design in a 5x2 factorial scheme, with three replications. The treatments consisted of pre-cultivation systems with intercropped herbaceous plants: *Urochloa ruziziensis* single (RS); *U. ruziziensis* intercropped with *Crotalaria spectabilis* (R+C); *U. ruziziensis* intercropped with *Guizotia abyssinica* (R+G) and *U. ruziziensis* intercropped with *C. spectabilis* and *G. abyssinica* (R+C+G) and two arbuscular mycorrhizal fungus (AMF) inoculation conditions, with and without inoculation, lasting 100 days. Simultaneously, another 5 replications of each treatment were established, however, without the inoculation factor, besides a control treatment containing only technosol, without the preculture of the herbaceous plants. These treatments comprised the second phase of the study, in which 100 days after germination, the herbaceous plants were cut at the height of the collection, crushed (5 cm) and placed over their respective pots. The experimental design was a randomized block design with five replications. The treatments consisted of the tree *Enterolobium contortisiliquum* established on the cover of herbaceous plants: *U. ruziziensis* single (Ruz/E); *U. ruziziensis* + *C. spectabilis* (R+C/E); *U. ruziziensis* + *G. abyssinica* (R+G/E), *U. ruziziensis* + *C. spectabilis* + *G. abyssinica* (R+C+G/E) and Technosol without plants (Rej/E). This phase began after the tree was established and lasted 120 days. The inoculation with AMF did not influence the shoot dry matter production or the accumulation of elements in the herbaceous plants cultivated in Tecnosolo. The greater diversity of herbaceous plants (R+C+G) proved to be efficient in the production of phytomass and in the initial stabilization of the technosol, which may be a viable alternative for the rehabilitation process. Also, the accumulation of chemical elements was higher in R+C+G cultivation, indicating the potential of these species in the extraction of the chemical elements contained in the Tecnosolo. At the end of the second phase of the study, it was observed that the system composed by the greater plant diversity (R+C+G/E) favored the absorption of elements in the *E. contortisiliquum* tree shoot, while in the R+C/E and, the tree was contrary to the evaluated production indexes. The *E. contortisiliquum* showed to be efficient in the rehabilitation of the technosol by absorbing metals in its aerial part, demonstrating that this tree species has potential to be used in the phytostabilization of these areas. Still, at the end of both phases, it was evaluated the physical, chemical and biochemical attributes of Tecnosolo, it can be observed that the rehabilitation system composed by Ruz/E and R+C+G/E contribute to the improvement of the attributes. Technosol, while the R+C/E system is contrary to improving the development of physical attributes.

Keywords: Rehabilitation. Soil quality. Ecological succession.

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	11
1 INTRODUÇÃO GERAL	11
1 REFERENCIAL TEÓRICO	13
1.1 Rompimento da Barragem de Fundão	13
1.2 Reabilitação de áreas impactadas pela mineração	14
1.3 Plantas utilizadas no processo de reabilitação	15
1.4 Fungos micorrízicos arbusculares na recuperação de áreas de mineração	16
REFERÊNCIAS	18
SEGUNDA PARTE – ARTIGOS.....	22
ARTIGO 1 – Plantas herbáceas consorciadas em rejeito de mineração de ferro submetidas à inoculação com <i>Acaulospora morrowiae</i>	22
Resumo:.....	24
1 Introdução	25
2 Material e Métodos	27
3 Resultados.....	29
4 Discussão.....	30
Conclusão	34
REFERÊNCIAS	36
ANEXO 1	41
ANEXO 2	42
ANEXO 3	43
ARTIGO 2 – Distribuição de metais pesados em arbórea submetida a diferentes sistemas de reabilitação de Tecnosolo	45
Resumo:.....	45
1 Introdução	46
2 Material e Métodos	47
3 Resultados e Discussão	49
Conclusão	57
REFERÊNCIAS	58
ANEXO 1	66
ANEXO 2	67
ANEXO 3	68

ANEXO 4	69
ARTIGO 3 – Atributos de qualidade de um Tecossolo em processo de reabilitação submetido à diferentes sistemas de revegetação	70
Resumo:.....	70
1 Introdução	71
2 Material e Métodos	72
3 Resultados e Discussão	75
Conclusão	90
REFERÊNCIAS	91
ANEXO 1	94
ANEXO 2	95
ANEXO 3	96
ANEXO 4	97
ANEXO 5	98
ANEXO 6	99
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	100

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO GERAL

O reservatório de Fundão, pertencente ao Complexo Alegria, unidade de Germano, localizado no Quadrilátero Ferrífero - Minas Gerais - Brasil, responsável por armazenar rejeitos provenientes da extração de minério de ferro, passava por um alteamento a fim de aumentar sua capacidade de armazenamento, quando apresentou um vazamento em sua estrutura de contenção, vindo a romper-se em novembro de 2015.

O rompimento provocou o derramamento de 39,2 milhões de m³ de rejeito, inundando o subdistrito de Bento Rodrigues, Mariana – MG. A lama deixou um rastro de destruição em seu caminho, o qual se deu à sua jusante até o município de Linhares, Espírito Santo, onde desembocou no oceano Atlântico. Tal evento é considerado como o de maior impacto ambiental do Brasil ocasionado por atividades de mineração, devido ao grande volume de rejeito depositado ao longo do percurso da lama, principalmente, as margens dos rios da Bacia Hidrográfica do Rio Doce.

Acredita-se que a natureza se encarregue de retornar os serviços ecossistêmicos das áreas afetadas pela deposição do rejeito, mas demanda-se um longo prazo. No entanto, devido a contínua entrada de resíduos finos ao longo do curso dos rios, que ocasiona a turbidez das águas, considerado um dos principais problemas ainda constante nas áreas impactadas, tem-se a necessidade de intervenção técnica para acelerar o processo de reabilitação local. Logo, deve-se adotar medidas de estabilização desse rejeito no local em que foi depositado.

Na recuperação de extensas áreas degradadas, a revegetação é considerada melhor estratégia, sendo a seleção das espécies de suma importância. Isso se deve ao fato de, em geral, os rejeitos de mineração apresentarem condições adversas que dificultam o estabelecimento de uma vegetação em equilíbrio, como indícios de metais pesados, baixa disponibilidade de nutrientes, faixas extremas de pH, baixa infiltração de água, baixa atividade microbiana entre outros. Ainda, a alta concentração de silte, a qual pode causar selamento do mesmo, tornando ainda mais dificultoso o desenvolvimento das plantas e de uma microbiota ativa.

Entre as espécies utilizadas em programas de reabilitação, destacam-se as gramíneas que apresentam rápido crescimento, com sistemas radiculares profundos e abundantes, alta longevidade e de fácil manutenção. Além disso, a utilização de leguminosas que em associação com bactérias fixadoras de nitrogênio, podem incorporar N no rejeito. Sabendo-se ainda que o aumento da diversidade de plantas, promove incremento de compostos orgânicos oriundos do

sistema radicular de cada planta, há um favorecimento de diferentes grupos de microrganismos do solo, o que pode contribuir eficazmente com o retorno de importantes atividades para a manutenção dos serviços ecossistêmicos e para o próprio crescimento e estabelecimento das plantas no rejeito.

Como medida para auxiliar no desenvolvimento das plantas, tem-se os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs), que ao estabelecerem associação com as raízes das plantas, passam a contribuir com o estabelecimento e o desenvolvimento das plantas através de mecanismos que amenizam os efeitos adversos, bem como a absorção de nutrientes, em especial, o fósforo, a melhoria na estruturação do Tecnosolo em formação e ainda, a imobilização de metais pesados em suas hifas.

Após quatro anos do rompimento da barragem de Fundão, as áreas que margeiam os rios afetados, em especial, o rio Gualáxo do Norte e rio do Carmo ainda apresentam grande quantidade de rejeito depositado. E, nesses locais, apesar de estarem totalmente vegetados, muitas são as dúvidas sobre o efeito desse rejeito nas plantas.

Dentro deste contexto, realizou-se o presente estudo com o objetivo de avaliar o crescimento da *Enterolobium contortisiliquum* em rejeito da mineração de ferro após o pré-cultivo com diferentes plantas de cobertura em consorciação e inoculadas com fungos micorrízicos arbusculares.

A hipótese é de que o pré-cultivo de plantas de cobertura associadas com fungos micorrízicos arbusculares em rejeito de mineração de ferro favorece o cultivo da *Enterolobium contortisiliquum*.

1 REFERENCIAL TEÓRICO

1.1 Rompimento da Barragem de Fundão

A mineradora brasileira Samarco Mineração S.A., empreendimento conjunto entre a Vale S.A e a BHP Billiton, fundada em 1977, atualmente com suas operações paralisadas, atuava no segmento de mineração de ferro com duas unidades operacionais, Germano, em Mariana e Ouro Preto (MG), onde realizava-se a extração e o beneficiamento do minério, e Ubu em Anchieta (ES), responsável pela pelotização para o envio a exportação.

O processo de extração de minério depende do tipo de mineral e da concentração de ferro que possua, no caso da Samarco é por meio do uso da flotação reversa. Esse processo consiste em doze etapas: peneiramento primário, britagem primária, britagem secundária, pré-moagem, moagem primária, deslamagem, flotação mecânica, tank cell, remoagem flotação e espessamento (FERREIRA, 2014; MAPA, 2006). Após a concentração do minério há a produção de rejeitos, esses podem ser separados em dois tipos principais, devido a sua densidade, como em rejeitos finos e grosseiros (PEREIRA, 2005). Os rejeitos finos são compostos por material extremamente fino, apresentando frações granulométricas correspondentes a silte e argila, e podem apresentar certa plasticidade. Já os rejeitos grosseiros são compostos por frações de tamanho de areia. Ambas as frações são compostas basicamente por quartzo, hematita, goethita e, em menor proporção, óxido de alumínio (PEREIRA, 2005), e armazenados em barragem.

Em novembro de 2015, o reservatório de Fundão, responsável por armazenar rejeitos provenientes do processo de extração do Complexo Alegria, unidade de Germano, em Mariana (MG), com volume total de 56,6 milhões de m³ de rejeito, passava por um processo de alteamento quando apresentou um vazamento em sua estrutura de contenção, resultando no rompimento da barragem e derramamento de 39,2 milhões de m³ de rejeito (SCHAEFER et al., 2015).

A lama devastou o distrito de Bento Rodrigues, situado a 8 km de distância da barragem de Fundão, e outros subdistritos de Mariana, seguindo o curso do rio Gualáxo do Norte até sua foz, no rio do Carmo, na cidade de Barra Longa - MG, em que o encontro dos dois rios potencializou a enxurrada de lama, que continuou rio abaixo até desembocar no rio Doce.

A Usina Hidrelétrica Risoleta Neves (Candongia), em Santa Cruz do Escalvado - MG, distante 113 km de Fundão, sofreu assoreamento após reter em seu reservatório cerca de 10,5 milhões de m³ de rejeito. Conseqüentemente, a lama seguiu com menor intensidade dentro da

calha principal do rio Doce até desembocar em sua foz, no oceano Atlântico, no município de Linhares – ES, dezesseis dias após o rompimento da barragem (SCHAEFER et al., 2015) .

Ao todo, a lama percorreu 670 km de corpos hídricos desde a barragem de Fundão até o oceano Atlântico, provocando um cenário de destruição, sendo considerado um dos maiores desastres ambientais da história brasileira e um dos maiores do mundo envolvendo barragens de mineração (SANTAMARINA; TORRES-CRUZ; BACHUS, 2019). No total, 39 municípios foram impactados nos estados de Minas Gerais e do Espírito Santo. Em seu trajeto, a lama ocasionou a morte de 19 pessoas, entre colaboradores que trabalhavam na barragem no momento do colapso e moradores, adultos e crianças, além de deixar centenas de famílias desabrigadas (FREITAS; SILVA; MENEZES, 2016).

1.2 Reabilitação de áreas impactadas pela mineração

A reabilitação enfatiza a reparação de processos, produtividades e serviços ecossistêmicos que foram degradados, danificados ou destruídos, tornando-o em um novo ecossistema resiliente e autossustentável (SER, 2004). As atividades de mineração resultam em impactos intensos sobre o ecossistema, provocando graves danos ambientais e degradação ecológica, como a destruição da paisagem, poluição do ar e da água, assoreamento de cursos d'água, declínio na qualidade do solo e perda da biodiversidade (LEI; PAN; LIN, 2019).

Os maiores desafios para a reabilitação derivam da degradação do solo, cujo principal objetivo é o restabelecimento de sua qualidade. O solo desempenha papel crucial no ciclo da biosfera através do balanceamento de nutrientes fluxos de água e energia que asseguram a produtividade e sustentam a biodiversidade (DOMINATI; PATTERSON; MACKAY, 2010).

Nas áreas impactadas pela mineração, o que se observa é uma matriz de material mineral, de pobre estrutura física, com reduzida ou nenhuma matéria orgânica e escassez de nutrientes para as plantas (LONGO; RIBEIRO; DE MELO, 2011). Nesse contexto, o estabelecimento da vegetação e sua manutenção sobre rejeitos de mineração tem se tornado uma considerável e eficaz estratégia de reabilitação, e sua melhoria nas funções ambientais e serviços ecossistêmicos tem sido relatada em diversos estudos (TORDOFF; BAKER; WILLIS, 2000; WONG, 2003; JOSA; JORBA; VALLEJO, 2012; LI; LIBER, 2018). O estabelecimento de cobertura vegetal irá iniciar o processo de formação de um Tecnosolo por meio das alterações químicas, físicas e biológicas promovidas pela atividade rizosférica das raízes (LONGO; RIBEIRO; DE MELO, 2011).

O uso de vegetação fornece estabilidade à superfície do rejeito sendo certamente a abordagem mais sensata para a recuperação de áreas impactadas pela mineração. No entanto,

às alterações impostas às propriedades físico-químicas, mineralógicas e biológicas dos rejeitos tendem a inibir os processos de formação do Tecno solo e o crescimento das plantas, tornando o processo de reabilitação lento (WONG, 2003).

Embora a revegetação seja desejável, os locais com rejeito são ambientes desfavoráveis para a plantas devido a sua estrutura (GRANDLIC et al., 2008), baixa capacidade de retenção de água (NOYD et al., 2008), valores extremos de pH, baixa capacidade de troca de cátions e deficiências nutricionais (MENDEZ; GLENN; MAIER, 2007), reduzida biomassa microbiana (MENDEZ; MAIER, 2008), concentrações de metais pesados (WANG; MULLIGAN, 2009) e outros fatores adversos.

Diversos estudos relatam concentrações elevadas de metais nos rejeitos (DUDKA; ADRIANO, 1997; MCBRIDE; SAUVE; HENDERSHOT, 1997; SHU et al., 2001; SILVA et al., 2004; QUADROS et al., 2016; CHEN et al., 2016) as quais podem interferir no metabolismo das plantas e da biota do solo, inibindo uma variedade de processos fisiológicos e bioquímicos e, conseqüentemente, alterando a funcionalidade e a sustentabilidade do ecossistema (FRIEDLOVÁ, 2010).

Neste cenário, a fitorremediação, considerada operacionalmente simples, economicamente viável e amplamente aplicável e eficaz, dispõe do uso de plantas para remover ou estabilizar as concentrações dos contaminantes no ambiente (ALI; KHAN; SAJAD, 2013; SAIER; TREVORS, 2010). O principal benefício da fitorremediação é a melhoria, em geral, das propriedades físicas, químicas e da qualidade biológica das áreas mineradas contaminadas e degradadas (LIU et al., 2018). Conseqüentemente, a fitorremediação pode servir como uma ferramenta biotecnológica nos processos de reabilitação de áreas impactadas com rejeito de mineração.

1.3 Plantas utilizadas no processo de reabilitação

O estabelecimento de uma cobertura vegetal robusta e permanente, que apresente uma alta funcionalidade no ecossistema é a melhor estratégia para a reabilitação de uma área degradada, mas esse processo, geralmente, acaba sendo a médio e longo prazo, a fim que os serviços ecossistêmicos locais sejam reparados (COURTNEY; HARRINGTON; BYRNE, 2013). As plantas utilizadas nesse processo são geralmente espécies exóticas, mas isso pode gerar uma não conformidade ecológica no ambiente reabilitado, com a ocupação que existia anteriormente (GASTAUER et al., 2018), porém, não deixando de ser uma alternativa para a remediação do ambiente degradado. Entretanto, as espécies nativas são as mais eficientes, pois além de auxiliarem na revegetação, auxiliam no processo de reabilitação ecológica do

ecossistema, pois favorece ao retorno das características do ambiente conforme as áreas nativas servem de referência para o processo de reabilitação.

Além de recompor as comunidades vegetais, a revegetação é importante também na recuperação da diversidade das comunidades microbianas do solo (ESCOBAR et al., 2015; FAUCON; HOUBEN; LAMBERS, 2017; FINKENBEIN et al., 2013) , favorecendo o restabelecimento dos serviços ecossistêmicos.

A inclusão de plantas leguminosas em áreas mineradas destaca-se com enorme potencial nos processos de reabilitação devido ao seu papel no suprimento e na ciclagem de nitrogênio mediante simbiose com bactérias fixadoras de nitrogênio (LONGO; RIBEIRO; DE MELO, 2011b). Por consequência, o crescimento de espécies não leguminosas pode ser potencializado pelo incremento de N₂. Ainda, a orientação de uso de leguminosas se deve à capacidade de sobrevivência em ambientes degradados, escassos de matéria orgânica e nutrientes, em especial o nitrogênio, bem como a ampla diversidade de espécies (WONG, 2003).

A *Crotalaria spectabilis* apresenta-se com promissoras possibilidades de utilização em programas de revegetação de áreas contaminadas devido à atuação de mecanismos enzimáticos antioxidativos os quais minimizam o efeito toxico de metais pesados, sobretudo ao arsênio, relatado por (FELIPE; OLIVEIRA; LEÃO, 2009). Mas o uso de espécies de outras famílias botânicas é altamente recomendado para que a reabilitação seja mais eficiente, uma vez que plantas de diferentes gêneros e famílias apresentam diferentes formatos de sistemas radiculares e a exsudação de diferentes compostos orgânicos que favorecem o habitat radicular. Entre essas diferentes famílias, destacam-se plantas de gramíneas, arbóreas e herbáceas, como a *Guizotia abyssinica* que se trata de uma oleaginosa, herbácea anual nativa da África, com grande potencial para a produção de óleos.

1.4 Fungos micorrízicos arbusculares na recuperação de áreas de mineração

O uso combinado de plantas e microrganismos para reabilitação de locais contaminados com rejeito acredita-se ser um método promissor (KHAN, 2005). Sabendo das condições ambientais limitantes para o crescimento vegetativo comumente encontrada em áreas impactadas pela mineração, diferentes microrganismos presentes no solo podem ser usados para aumentar a eficiência no desenvolvimento da vegetação. Nesse contexto, os microrganismos do solo desempenham papel fundamental no estabelecimento de ciclos biogeoquímicos e facilitam o desenvolvimento da cobertura vegetal (SINHA et al., 2009).

As plantas liberam exsudatos pelas raízes os quais provocam consideráveis mudanças na comunidade microbiana e na proliferação de diferentes microrganismos residentes do solo

(BULGARELLI et al., 2013). Em particular, os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) são importantes componentes da microbiota do solo e contribuem com a diversificação e estabilidade dos ecossistemas naturais (VAN DER HEIJDEN et al., 1998; DICKIE et al., 2013).

Os FMAs estabelecem associações com mais de 80% das plantas vasculares (GIANINAZZI-PEARSON, 1996). A simbiose ocorre através de comunicação química entre os microrganismos presentes na rizosfera e a raiz da planta hospedeira. Uma vez no interior das raízes, hifas enovelam-se e se espalham pelo córtex intercelular, posteriormente, intracelularmente, não invadindo a região meristemática e o tecido vascular, o que à caracteriza como simbiose mutualística (WANG et al., 2017). Estabelecida a micorriza arbuscular, a interação entre os simbioses proporciona vários benéficos à ambos. Além das hifas intraradiculares, os FMAs formam, externamente, uma extensa rede micelial que explora com eficiência grande volume de solo, proporcionando maior absorção de água e nutrientes para a planta hospedeira, sobretudo os de baixa mobilidade no solo, em especial o fósforo (SAGGIN JÚNIOR; RIBEIRO, 2005), por sua vez, a planta fornece aos FMAs uma fonte de carbono essencial para seu crescimento. Considera-se que 20% do que é fotoassimilado pela planta hospedeira flui para o sistema radicular micorrízico para apoiar a interação mutualista (BAGO; PFEFFER; SHACHAR-HILL, 2000).

Em áreas impactadas pela mineração, os FMAs são importantes reguladores de desempenho de plantas hiperacumuladoras por aumentarem sua resistência a toxicidade de metais pesados em relação às hiperacumuladoras não micorrízicas (DONG et al., 2008; SHU et al., 2001). Embora seja difícil discriminar a distribuição do metal pesado entre as células dos fungos e das raízes das plantas, esses possuem mecanismos que amenizam os efeitos adversos dos metais sobre o crescimento da planta hospedeira (GAMALERO et al., 2009), como a retenção e imobilização dos metais pesados nas hifas fúngicas diminuindo a sua translocação para a parte aérea das mesmas (AUDET; CHAREST, 2007).

Entretanto, apesar de diversos estudos relatarem reduções nas concentrações de metais pesados na parte aérea de plantas colonizadas por FMAs (ZHU; CHRISTIE; SCOTT LAIDLAW, 2001), há estudos em que ocorreu aumento na concentração (LINGUA et al., 2008), bem como nenhuma alteração, há depender da interação entre os simbioses (GAMALERO et al., 2009).

REFERÊNCIAS

- ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals--concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, n. 7, p. 869–81, 2013.
- AUDET, P.; CHAREST, C. Dynamics of arbuscular mycorrhizal symbiosis in heavy metal phytoremediation: Meta-analytical and conceptual perspectives. **Environmental Pollution**, v. 147, n. 3, p. 609–614, 2007.
- BAGO, B.; PFEFFER, P.; SHACHAR-HILL, Y. Update on Symbiosis Arbuscular Mycorrhizas. **Plant physiology**, v. 124, n. November, p. 949–957, 2000.
- BULGARELLI, D. et al. Structure and Functions of the Bacterial Microbiota of Plants. 2013.
- C. SCHAEFER, E. SANTOS, C. SOUZA, J. NETO, E. FILHO, C. D. Cenário histórico, quadro fisiográfico e estratégias para recuperação ambiental de Tecnosolos nas áreas afetadas pelo rompimento da barragem do Fundão, Mariana, MG. **Arquivos do museu de história natural e jardim botânico da UFMG**, v. 24, n. 1–2, p. 104–135, 2015.
- CHEN, H. et al. Characteristics of heavy metal transfer and their influencing factors in different soil–crop systems of the industrialization region, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 126, p. 193–201, abr. 2016.
- COURTNEY, R.; HARRINGTON, T.; BYRNE, K. A. Indicators of soil formation in restored bauxite residues. **Ecological Engineering**, v. 58, p. 63–68, set. 2013.
- DICKIE, I. A. et al. Mycorrhizas and mycorrhizal fungal communities throughout ecosystem development. **Plant and Soil**, v. 367, n. 1–2, p. 11–39, 2013.
- DOMINATI, E.; PATTERSON, M.; MACKAY, A. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. **Ecological Economics**, v. 69, n. 9, p. 1858–1868, 2010.
- DONG, Y. et al. Arbuscular mycorrhiza enhanced arsenic resistance of both white clover (*Trifolium repens* Linn.) and ryegrass (*Lolium perenne* L.) plants in an arsenic-contaminated soil. **Environmental Pollution**, v. 155, n. 1, p. 174–181, set. 2008.
- DUDKA, S.; ADRIANO, D. C. Environmental Impacts of Metal Ore Mining and Processing: A Review. **Journal of Environment Quality**, v. 26, n. 3, p. 590, 1997.
- ESCOBAR, I. E. C. et al. Changes in Microbial Community Structure and Soil Biological Properties in Mined Dune Areas During Re-vegetation. **Environmental Management**, v. 55, n. 6, p. 1433–1445, jun. 2015.
- FAUCON, M.-P.; HOUBEN, D.; LAMBERS, H. Plant Functional Traits: Soil and Ecosystem Services. **Trends in Plant Science**, v. 22, n. 5, p. 385–394, maio 2017.
- FELIPE, R. T. A.; OLIVEIRA, J. A. DE; LEÃO, G. A. Potencial de *Cajanus cajan* e *Crotalaria spectabilis* para fitorremediação: absorção de arsênio e respostas antioxidativas. **Revista Árvore**, v. 33, n. 2, p. 245–254, 2009.
- FERREIRA, H. "Aplicação Da Metodologia De Avaliação Do Ciclo De Vida Na Produção De Polpa De. **Dissertação de Mestrado**, 2014.
- FINKENBEIN, P. et al. Soil enzyme activities as bioindicators for substrate quality in revegetation of a subtropical coal mining dump. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 56, n. 3,

p. 87–89, 2013.

FREITAS, C. M. DE; SILVA, M. A. DA; MENEZES, F. C. DE. O desastre na barragem de mineração da Samarco: fratura exposta dos limites do Brasil na redução de risco de desastres. **Ciência e Cultura**, v. 68, n. 3, p. 25–30, 2016.

FRIEDLOVÁ, M. The influence of heavy metals on soil biological and chemical properties. **Soil and Water Research**, v. 5, n. 1, p. 21–27, 2010.

GAMALERO, E. et al. Beneficial role of plant growth promoting bacteria and arbuscular mycorrhizal fungi on plant responses to heavy metal stress. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 55, n. 5, p. 501–514, 2009.

GASTAUER, M. et al. Mine land rehabilitation: Modern ecological approaches for more sustainable mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 1409–1422, 2018.

GIANINAZZI-PEARSON, V. Plant Cell Responses to Arbuscular Mycorrhizal Fungi: Getting to the Roots of the Symbiosis. **The Plant Cell**, v. 8, n. 10, p. 1871, out. 1996.

GRANDLIC, C. J. et al. Plant growth-promoting bacteria for phytostabilization of mine tailings. **Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 6, p. 2079–2084, 2008.

JOSA, R.; JORBA, M.; VALLEJO, V. R. Opencast mine restoration in a Mediterranean semi-arid environment: Failure of some common practices. **Ecological Engineering**, v. 42, p. 183–191, 2012.

KHAN, A. G. Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 18, n. 4, p. 355–364, 2005.

LEI, K.; PAN, H.; LIN, C. Revistas e Livros Criar conta Uma abordagem de paisagem para restauração ecológica e desenvolvimento sustentável de áreas de mineração. p. 1–11, 2019.

LI, S.; LIBER, K. Influence of different revegetation choices on plant community and soil development nine years after initial planting on a reclaimed coal gob pile in the Shanxi mining area, China. **Science of the Total Environment**, v. 618, p. 1314–1323, 2018.

LINGUA, G. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi differentially affect the response to high zinc concentrations of two registered poplar clones. **Environmental Pollution**, v. 153, n. 1, p. 137–147, 2008.

LIU, L. et al. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 206–219, 2018.

LONGO, R. M.; RIBEIRO, A. Í.; DE MELO, W. J. Uso da adubação verde na recuperação de solos degradados por mineração na floresta amazônica. **Bragantia**, v. 70, n. 1, p. 139–146, 2011a.

LONGO, R. M.; RIBEIRO, A. Í.; DE MELO, W. J. Recuperação de solos degradados na exploração mineral de cassiterita: Biomassa microbiana e atividade da desidrogenase. **Bragantia**, v. 70, n. 1, p. 132–138, 2011b.

MAPA, P. S. Rota de processo para o underflow da deslamagem de minério de ferro do concentrador da Samarco Mineração S.A. **Dissertação de Mestrado**, 2006.

MCBRIDE, M.; SAUVE, S.; HENDERSHOT, W. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. **European Journal of Soil Science**, v. 48, n. 2, p. 337–346, jun. 1997.

- MENDEZ, M. O.; GLENN, E. P.; MAIER, R. M. Phytostabilization Potential of Quailbush for Mine Tailings. **Journal of Environment Quality**, v. 36, n. 1, p. 245, 2007.
- MENDEZ, M. O.; MAIER, R. M. Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 7, n. 1, p. 47–59, 2008.
- NOYD, R. K. et al. Native prairie grasses and microbial community responses to reclamation of taconite iron ore tailing. **Canadian Journal of Botany**, v. 73, n. 10, p. 1645–1654, 2008.
- PEREIRA, E. L. Estudo do potencial de liquefação de rejeitos de minério de ferro sob carregamento estático. **Dissertação de Mestrado**, 2005.
- QUADROS, P. D. DE et al. Coal mining practices reduce the microbial biomass, richness and diversity of soil. **Applied Soil Ecology**, v. 98, p. 195–203, 2016.
- SAGGIN JÚNIOR, J. O.; RIBEIRO, S. E. M. Micorriza arbuscular - Papel, funcionamento e aplicação da simbiose. In: AQUINO, A. M. DE; ASSIS, R. L. DE (Ed.). . **Processos biológicos no sistema solo-planta: ferramentas para uma agricultura sustentável**. Embrapa In ed. Brasília - DF: [s.n.]. v. 396p. 101–149.
- SAIER, M. H.; TREVORS, J. T. Phytoremediation. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 205, n. S1, p. 61–63, 4 jan. 2010.
- SANTAMARINA, J. C.; TORRES-CRUZ, L. A.; BACHUS, R. C. Why coal ash and tailings dam disasters occur. **Science**, v. 364, n. 6440, p. 526–528, 10 maio 2019.
- SER. The SER International Primer on Ecological Restoration. **www.ser.org & Tucson : Society for Ecological Restoration International**, v. 2, n. 2, p. 206–207, 2004.
- SHU, W. . et al. Acidification of lead/zinc mine tailings and its effect on heavy metal mobility. **Environment International**, v. 26, n. 5–6, p. 389–394, maio 2001.
- SILVA, S. R. et al. Caracterização de rejeito de mineração de ouro para avaliação de solubilização de metais pesados e arsênio e revegetação local. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 1, p. 189–196, fev. 2004.
- SINHA, S. et al. Rhizosphere soil microbial index of tree species in a coal mining ecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, n. 9, p. 1824–1832, set. 2009.
- TORDOFF, G. M.; BAKER, A. J. M.; WILLIS, A. J. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. **Chemosphere**, v. 41, n. 1–2, p. 219–228, 2000.
- VAN DER HEIJDEN, M. G. A. et al. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. **Nature**, v. 396, n. 6706, p. 69–72, nov. 1998.
- WANG, S.; MULLIGAN, C. N. Enhanced mobilization of arsenic and heavy metals from mine tailings by humic acid. **Chemosphere**, v. 74, n. 2, p. 274–279, 2009.
- WANG, W. et al. Nutrient Exchange and Regulation in Arbuscular Mycorrhizal Symbiosis. **Molecular Plant**, v. 10, n. 9, p. 1147–1158, set. 2017.
- WONG, M. H. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. **Chemosphere**, v. 50, n. 6, p. 775–780, 2003.

ZHU, Y. G.; CHRISTIE, P.; SCOTT LAIDLAW, A. Uptake of Zn by arbuscular mycorrhizal white clover from Zn-contaminated soil. **Chemosphere**, v. 42, n. 2, p. 193–199, 2001.

SEGUNDA PARTE – ARTIGOS**ARTIGO 1 – Plantas herbáceas consorciadas em rejeito de mineração de ferro
submetidas à inoculação com *Acaulospora morrowiae***

Artigo submetido na revista *Integrated Environmental Assessment and Management* intitulado “Herbaceous plants intercropped in iron mining tailings submitted to inoculation with *Acaulospora morrowiae*”. As figuras e tabelas estão em inglês em função do texto submetido ter sido em inglês.

Plantas herbáceas consorciadas em rejeito de mineração de ferro submetidas à
inoculação com *Acaulospora morrowiae*

Carin Sgobi Zanchi¹, Eder Rodrigues Batista¹, Aline Oliveira Silva¹, Marisângela Barbosa Viana¹, Flávio Araújo Pinto¹, Jessé Valentim dos Santos¹, Marco Aurélio Carbone Carneiro^{1*}

¹Setor de Biologia, Microbiologia e Processos Biológicos do Solo, Departamento de Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Lavras - MG, Brazil.

*Corresponding author.

Telephone number: +55 35 2142-2051.

E-mail address: marcocarbone@ufla.br

Resumo: O objetivo dessa pesquisa foi avaliar a inoculação de fungo micorrízico arbuscular (AMF) em diferentes plantas herbáceas consorciadas em rejeito de mineração de Fe. O rejeito foi coletado às margens do rio Gualáxo do Norte, um dos locais impactados pelo rompimento da Barragem de Fundão, onde houve a deposição de mais de um metro de rejeito. O experimento foi conduzido em casa de vegetação utilizando vasos com capacidade de 6 kg, em um delineamento experimental de blocos ao acaso em esquema fatorial 4 x 2, com quatro sistemas de cultivos com herbáceas (*Urochloa ruziziensis* solteira - RS; *U. ruziziensis* consorciada com *Crotalaria spectabilis* – R+C; *U. ruziziensis* consorciada com *Guizotia abyssinica* - R+G e *U. ruziziensis* consorciada com *C. spectabilis* e *G. abyssinica* – R+C+G) e duas condições de inoculação de FMA (com 200 esporos de *Acaulospora morrowiae* e sem inoculação), com três repetições e 100 dias de duração. Os sistemas R+C e R+C+G apresentaram as maiores produções de matéria seca de parte aérea (SDM). Em relação a produção de matéria seca de raiz (RDM), observou-se variação de 9,2 g de raízes vaso⁻¹ entre os sistemas R+C e R+G. Entre os tratamentos não inoculados, a produção de RDM foi 23% superior aos inoculados com FMAs. A colonização micorrízica (MC) foi crescente em relação ao aumento da diversidade de plantas, sendo no sistema R+C+G 52% superior ao sistema RS. De modo geral, o sistema R+C+G foi mais eficiente em relação aos demais sistemas, enquanto, por sua vez, o sistema RS foi o menos eficiente, apresentando os menores acúmulos de elementos. Os fungos nativos mostraram alta adaptação as condições do rejeito, sendo mais eficientes na colonização das plantas em relação aos exóticos. O sistema R+C+G, com maior diversidade de plantas, apresentou alto poder de fitoestabilização de elementos, o que é favorável ao processo de reabilitação do rejeito de mineração de ferro.

Palavras-chave: Fitoestabilização; *Urochloa ruziziensis*; *Crotalaria spectabilis*; *Guizotia abyssinica*.

1 Introdução

O processo de beneficiamento de minérios gera uma grande carga de resíduos, principalmente durante a extração e o processamento, e estes são armazenados em barragens de contenção (SANTAMARINA; TORRES-CRUZ; BACHUS, 2019). Essas barragens são projetadas afim de conter uma grande quantidade de materiais, mas estão sujeitas a falhas quando monitoradas inadequadamente, e podem ocasionar grandes desastres como os ocorridos nas minas localizadas em Mariana (2015) e Brumadinho (2019), ambas em Minas Gerais - Brasil (SANTAMARINA; TORRES-CRUZ; BACHUS, 2019).

Em novembro de 2015, o reservatório de Fundão, responsável por armazenar rejeitos provenientes da extração de minério de ferro do Complexo Alegria, unidade de Germano, em Mariana – MG, com volume total de 56,6 milhões de m³ de rejeito, rompeu provocando o derramamento de 39,2 milhões de m³ de rejeito.

A partir do rejeito depositado ao longo da bacia do Rio Doce deu-se origem a formação de um Tecnosolo composto pela mistura de rejeito com o solo local e, com o passar do tempo, com a deposição de resíduos orgânicos oriundo da vegetação. Os Tecnosolos são resultantes de atividades humanas e ocorrem predominantemente em áreas urbanas, industriais, estradas, lixões e áreas de minas. As atividades de mineração são os principais contribuintes para a gênese dos Tecnosolos em todo o mundo (ECHEVARRIA; LOUIS MOREL, 2015). De modo geral, esses solos apresentam características mineralógicas, químico-físicas e microbiológicas heterogênicas e diferentes daquelas dos solos nativos, o que torna preponderante a necessidade de reabilitação dessas áreas.

O estabelecimento de uma cobertura vegetal é a melhor estratégia para a reabilitação de grandes extensões de áreas degradadas (FAUCON; HOUBEN; LAMBERS, 2017; GASTAUER et al., 2018), como a impactada pelo rompimento da barragem de Fundão. A busca por uma maior diversidade de plantas é um dos fatores que pode favorecer o processo de

reabilitação e a estabilização das áreas afetadas, e conseqüentemente, contribuir para a sucessão ecológica ao longo do processo de reabilitação. Porém, a adequada seleção e combinação de espécies de rápido estabelecimento é fundamental para a construção de um ecossistema sustentável (LI et al., 2017; WU et al., 2019).

Um dos requisitos básicos para o sucesso de qualquer técnica de revegetação, é encontrar plantas que sejam tolerantes aos contaminantes geralmente presente em áreas mineradas (Carneiro et al. 2002; Pedroso et al. 2018). Existem evidências de que as plantas herbáceas possuem maior tolerância ao excesso de contaminantes no solo do que as arbóreas (Baker 1987) e a diversidade de plantas pode funcionar como condicionadores do solo desempenhando um papel central no sucesso da revegetação, interagindo com os demais componentes do ecossistema (Ahirwal e Maiti 2018, Costa et al. 2004; Silva et al. 2018).

Associado a isso o uso combinado dessas plantas e microrganismos do solo para o processo de reabilitação de áreas degradadas é um método promissor (Khan 2005; Matias et al. 2009; Prado et al. 2019), tendo em vista que os microrganismos do solo desempenham papel fundamental no estabelecimento de ciclos biogeoquímicos e facilitam o desenvolvimento da cobertura vegetal (Sinha et al. 2009; Silva et al. 2018). Em particular, os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) são importantes componentes da microbiota do solo e contribuem para a nutrição das plantas, amenização dos estresses bióticos e abióticos, e estabilidade da estrutura do solo (Van Der Heijden et al. 1998; Dickie et al. 2013). Em áreas impactadas pela mineração, os FMAs podem favorecer o desenvolvimento e a vitalidade das plantas, aumentando a oferta de nutrientes e a tolerância a estresses abióticos e bióticos (CARNEIRO et al., 2008a; MATIAS et al., 2009; TEIXEIRA et al., 2017).

Com a hipótese de que a diversidade de plantas e a inoculação de FMAs promovem aumentos na fitomassa e a absorção de elementos potencialmente tóxicos (Na, Cu, Fe, Mn, Zn, Pb, Cr e Ni) pelas plantas. Portanto o objetivo dessa pesquisa foi avaliar o crescimento e a

absorção de diferentes elementos químicos em plantas herbáceas consorciadas submetida a inoculação de *Acaulospora morrowiae* em rejeito de mineração de Fe.

2 Material e Métodos

O experimento foi conduzido em casa de vegetação, entre os meses de abril a novembro de 2018, utilizando-se rejeito depositado às margens do rio Gualáxo do Norte, coletado dois anos após o rompimento da barragem de Fundão – Mariana, MG, Brasil (20° 16' 21,97" S e 43° 12' 4,32" W, 486 m de altitude). No momento da coleta, a área apresentava-se revegetada com gramínea *Cynodon dactylan* e diferentes leguminosas (*Cajanus cajan*, *Neonotomia wightii* e *Mimosa sp.*) e com acúmulo de uma camada superior a 1 metro de rejeito.

A coleta foi realizada na camada de 0 – 20 cm e as características químicas e granulométricas do rejeito foram: Argila: 80 g kg⁻¹; Silte: 366 g kg⁻¹; Areia: 554 g kg⁻¹; pH: 8.4; MO: 13 g kg⁻¹; K⁺: 73.1 mg dm⁻³; P: 10.24 mg dm⁻³; Na⁺: 19.72 mg dm⁻³; Ca⁺²: 1.21 cmol_c dm⁻³; Mg⁺²: 0.1 cmol_c dm⁻³; Al⁺³: 0.07 cmol_c dm⁻³; H+Al: 0.73 cmol_c dm⁻³; SB: 1.85 cmol_c dm⁻³; t: 1.88 cmol_c dm⁻³; T: 2.46 cmol_c dm⁻³; V: 75.13%; m: 1.6%; P-rem: 49.57 mg L⁻¹; Zn⁺²: 1.63 mg dm⁻³; Fe⁺²: 167.24 mg dm⁻³; Mn⁺²: 130.64 mg dm⁻³; Cu⁺²: 0.71 mg dm⁻³; B: 0.04 mg dm⁻³; S: 7.39 mg dm⁻³.

O experimento foi em delineamento de blocos ao acaso em esquema fatorial 4 x 2, com três repetições e duração de 100 dias. Os tratamentos foram quatro sistemas de cultivos de herbáceas e duas condições de inoculação de fungo micorrízico arbuscular (FMA), com e sem inoculação. Os cultivos consistiram: *Urochloa ruziziensis* solteira (RS); *U. ruziziensis* consorciada com *Crotalaria spectabilis* (R+C); *U. ruziziensis* consorciada com *Guizotia abyssinica* (R+G) e *U. ruziziensis* consorciada com *C. spectabilis* e *G. abyssinica* (R+C+G).

A inoculação com FMA foi realizada no momento da semeadura das plantas herbáceas utilizando-se a espécie *Acaulospora morrowiae* (UFLA 226) proveniente de um vaso de cultivo

com *Urochloa decumbens* como planta hospedeira e multiplicado conforme indicação de Barbosa et al. (2019). Os tratamentos inoculados receberam 4 g de solo inóculo contendo cerca de 200 esporos, além de hifas e raízes colonizadas e os tratamentos não inoculados receberam um filtrado do mesmo solo inóculo, porém, sem propágulos de FMAs. A densidade de esporos de FMAs nativos recuperados do Rejeito antes do início da primeira fase foi de 130 esporos em 50 g (GERDEMANN; NICOLSON, 1963).

O rejeito foi seco ao ar e, posteriormente, peneirado em malha de 2 mm e acondicionado em vasos com capacidade de 6 kg. Nesse período ocorreram três adubações, a primeira no momento da implantação das herbáceas, aplicando-se via solução nutritiva 25.0 mg kg⁻¹ de N; 55.3 mg kg⁻¹ de P; 5.5 mg kg⁻¹ de K; 33.8 mg kg⁻¹ de S; 1.0 mg kg⁻¹ de B; 0.10 mg kg⁻¹ de Co; 5.0 mg kg⁻¹ de Cl; 0.10 mg kg⁻¹ de Mo e 25.0 mg kg⁻¹ de Mg. As demais foram realizadas aos 48 e 85 dias de implantação, ambas contendo 300 mg kg⁻¹ de K e 300 mg kg⁻¹ de N. Em cada vaso foram mantidas seis plantas de cada herbácea, conforme a proposta de cada tratamento.

Decorridos 100 dias as herbáceas foram coletadas, as raízes foram lavadas com água destilada e separados 1 g de raízes finas para avaliação da taxa de colonização micorrízica seguindo o método de intersecção dos quadrantes (Giovannetti e Mosse 1980), enquanto o restante foi seco em estufa para a determinação da matéria seca de raiz total (RDM) de cada vaso. Nos tratamentos consorciados, as fitomassas foram pesadas separadamente para a obtenção da matéria seca de parte aérea (SDM) total e de cada planta. Para avaliar o potencial de fitoestabilização dos elementos químicos na parte aérea, as plantas foram moídas separadamente e submetidas a digestão nítrico-perclórica, seguindo metodologia de Malavolta et al. (1997). Nos extratos, determinou-se os teores de Na, Cu, Fe, Mn, Zn, Pb, Cr e Ni por espectrofotometria de absorção atômica.

Os resultados foram submetidos à normalidade dos dados (Shapiro Wilk), bem como à análise de variância (ANOVA) e, quando significativo, aplicou-se o teste de Tukey a 5% de significância utilizando o programa estatístico RStudio versão 3.6 (R Core Team, 2019).

3 Resultados

A matéria seca de parte aérea (SDM) e a matéria seca de raiz (RDM), a colonização micorrízica (MC) e o teor de metais na parte aérea foram fortemente influenciados pelos diferentes sistemas de cultivos, enquanto o efeito da inoculação com fungo micorrízico arbuscular (AMF) apresentou influência apenas na produção de RDM (Tabela S1). Os sistemas R+C e R+C+G apresentaram as maiores produções de matéria seca da parte aérea (SDM) em média 10.5 g vaso⁻¹ superior aos demais sistemas (RS e R+G) (Figura 1a).

A produção de raízes (RDM) variou de 9.4 a 18.6 g vaso⁻¹, referentes aos sistemas R+G e R+C, respectivamente, enquanto os cultivos RS e R+C+G não diferiram significativamente (Figura 1b). Plantas não inoculadas com FMAs apresentaram incrementos de 23% na produção de raízes em relação a plantas inoculados (Figura 1c).

Apesar de observado efeito da inoculação, a colonização micorrízica (MC) variou entre os sistemas. O aumento na colonização foi crescente em função do aumento da diversificação das herbáceas, variando de 24%, para cultivo de braquiária solteiro (RS), para 51% no sistema de maior diversidade de plantas consorciadas (Figura 2).

Os sistemas de cultivos acumularam significativamente elementos químicos na parte aérea (Figura 3). Em geral, o sistema RS apresentou os menores acúmulos de elementos em relação aos demais. Por sua vez, o sistema R+C+G se destacou apresentando os maiores acúmulos para todos os elementos químicos avaliados.

No sistema R+C+G observou-se maior acúmulo de Na, 64% a mais em relação ao sistema RS, com destaque ao alto potencial de fitoestabilização da *Guizotia abyssinica* (Gui).

Fato também observado para o Cu, em que os sistemas R+G e R+C+G apresentaram os maiores acúmulos, respectivamente, 56 e 63%, a mais em relação ao sistema RS.

Ao observar os acúmulos de Fe, o sistema R+C+G apresentou um acúmulo equivalente a 57% a mais em relação ao sistema RS, enquanto os sistemas R+C e R+G apresentaram acúmulos intermediários aos demais sistemas, respectivamente, 5521.2 e 8879.1 mg pot⁻¹. Já para o Mn observou-se que o sistema composto pela máxima diversidade de plantas (R+C+G) fitoextraiu 8345.4 mg pot⁻¹, ou seja 71, 65 e 56% superior aos acúmulos observados nos sistemas RS, R+C e R+G, respectivamente. O acúmulo de Zn apresentou variação de 496.4 a 1203.8 mg pot⁻¹ nos sistemas RS e R+C+G, respectivamente. Por sua vez, o acúmulo de Pb nos sistemas R+C, R+G e R+C+G foi, respectivamente, 14, 20 e 46% superior ao observado no sistema RS. Em relação ao Cr, o sistema RS apresentou acúmulo de 4.5 mg pot⁻¹ inferior ao observado no sistema R+C+G, maior acúmulo observado. Já o Ni apresentou acúmulo de 42% a mais no sistema R+C+G em relação ao sistema RS. Para os elementos Na, Fe, Zn, Cr e Ni, os sistemas R+C e R+G apresentaram acúmulos intermediários aos sistemas RS e R+C+G, respectivamente, menores e maiores acúmulos para os elementos químicos citados.

4 Discussão

O aumento da diversidade das plantas herbáceas é uma estratégia positiva para a revegetação do rejeito, pois os cultivos mais diversos foram os que apresentaram as maiores produções de fitomassa com as maiores produções de SDM nos sistemas R+C e R+C+G que, em média, apresentaram mais de 10.5 g vaso⁻¹ em relação ao sistema menos diverso RS (Figura 1a). O incremento na produção de SDM nos sistemas que têm a leguminosa *Crotalaria spectabilis* mostra a importância de uma leguminosa no consórcio, já que esta planta tem a capacidade de, em associação com bactérias fixadoras de nitrogênio, fixar este nutriente e contribuir com incremento na fitomassa, fato já relatado em Moraes et al. (2019).

A redução na matéria seca da parte aérea (SDM) da braquiária na presença da *Guizotia abyssinica* (Figura 1a), pode ser devido uma possível competição interespecífica entre as duas culturas, ou ainda, um efeito alelopático, o qual exerce uma grande pressão de supressão sobre forrageiras quando consorciadas com culturas oleaginosas, como relatado por Silva et al (2010). Esses resultados demonstram a importância de entender a complexidade da composição florística no momento de elaborar um sistema de revegetação principalmente num ambiente tão específico como o Tecno solo estudado.

A menor produção de raízes (RDM) no sistema R+G (Figura 1b) também pode ser relacionada ao efeito negativo do consórcio da *Guizotia abyssinica* com a *Urochloa ruziziensis*, fato não observado no sistema R+C onde observou-se o aumento da RDM. As raízes são fatores importantes no processo de reabilitação de áreas degradadas pois estimulam a atividade biológica do solo, introduzem fontes de diferentes compostos orgânicos, aumentam a concentração de carbono orgânico no solo e atuam na estruturação do solo (Vilela et al. 2014; Carneiro et al. 2015; Silva et al. 2018). A Ruz possui sistema radicular abundante, com desenvolvimento rápido e contínuo, proporcionando significativas melhorias ao solo, especialmente nos aspectos relacionados à atividade microbiana, estrutura e ao acúmulo de matéria orgânica no solo (SALTON; TOMAZI, 2014). Nesse sentido, considerando os resultados obtidos no presente estudo, pode-se estimar uma produção de 5 t de raízes ha⁻¹ na braquiária e que quando consorciada com a *Crotalaria spectabilis* observou-se um incremento de 1.2 t, totalizando, 6.2 t de raízes ha⁻¹. Embora o sistema RS apresentou baixa produção de SDM, seu sistema radicular mostrou-se bem desenvolvido (14.9 g vaso⁻¹), o que não ocorreu no sistema R+G (Figura 1b).

Além da capacidade de produção de raízes, o que aumenta a exsudação de compostos carbonados e estimula a microbiota, além de favorecer as condições físicas do rejeito, que é um dos principais problemas, uma vez que a alta densidade do rejeito associado a baixa porosidade

favorecem o adensamento e selamento superficial e em consequência a diminuição da infiltração de água, o que aumenta o escoamento superficial e o carreamento de sedimentos para os leitos dos rios ocasionando ao assoreamento e o aumento da turbidez e da presença de elementos químicos na água dos rios.

O estímulo à atividade microbiana no rejeito pode ser favorecido pela presença de FMAs, entretanto, em nosso trabalho só foi possível observar efeito significativo da inoculação na produção de raízes (Tabela S1) em que os tratamentos não inoculados foram 23% superiores aos inoculados (Figura 1c). A baixa resposta da inoculação com *Acaulospora morrowiae* no RDM e nula nos demais parâmetros avaliados podem estar associados a falta de adaptação da *Acaulospora morrowiae* principalmente em relação as características químicas do próprio rejeito, como o pH elevado. No entanto, observou-se uma colonização micorrízica elevada nos dois tratamentos (com ou sem inoculação), demonstrando que os fungos nativos já se encontram adaptados a condição do Tecnosolo. Vários estudos relatam efeito nulo da inoculação com FMAs exóticos no crescimento de plantas em relação aos FMAs nativos (Doubková; Sudová 2016; Rydlová; Vosátka 2003).

A MC aumentou com a diversidade vegetal, com valores de até 51% no tratamento mais diversificado, R+C+G (Figura 2). As gramíneas do gênero *Urochloa* são eficientes na multiplicação de FMAs (Miranda et al. 2010) e seu cultivo simultâneo com outras plantas possibilita a colonização de diferentes espécies de plantas pelo mesmo fungo (Carrenho et al. 2010). Além de ser relatado que o consórcio de *Urochloa* com leguminosas aumentam o potencial de inóculo e a colonização dos FMAs, o que favorece a capacidade infectiva do solo e a atividade desses simbiossomas na planta (MORAES et al., 2019). Apesar de não observado respostas a inoculação com FMAs, essa maior colonização micorrízica demonstra que a comunidade de FMAs nativos do rejeito são eficientes e, principalmente, adaptados as

condições desse ambiente que foi formado, como também é relatado em outros estudos (Kemmelmeier 2018; Prado et al. 2019).

A colonização micorrízica também contribui com a absorção de contaminantes por hifas fúngicas, diminuindo o seu transporte para os tecidos vegetais (MIRANSARI, 2011), podendo ser considerados como um dos mais importantes fatores para a reabilitação de solos contaminados com metais pesados. Pedroso et al. (2018) observaram efeitos positivos dos FMAs no crescimento das plantas para a reabilitação de solos contaminados com Zn, Cu, Pb e Cd, sendo promissor o uso de plantas associadas a esses fungos por contribuir para o suprimento de matéria orgânica e para formação de serapilheira, o que favorece a atividade biológica do solo.

Além disso, o rejeito já apresentava uma elevada quantidade de esporos de FMAs nativos (130 esporos em 50 g) demonstrando que esses fungos já iniciaram o processo de colonização desse ambiente degradado, o que justifica a pouca resposta à inoculação. Conforme Prado et al. (2019), o processo de revegetação no rejeito depositado às margens do Rio Doce, assim como a dispersão dos esporos de FMAs oriundos das áreas não perturbadas, serve como repositório de inóculos de fungos nativos para as áreas afetadas, mostrando uma adaptação desses ao ambiente, e que o número de esporos e a riqueza de espécies de FMAs aumentaram junto com o processo de revegetação. Como relatado em Teixeira et al. (2017) e Vieira et al. (2018), a maior densidade de esporos e diversidade de FMAs indica que as áreas degradadas após a atividade de mineração de ferro estão em processo de recuperação.

Quanto à capacidade de acumular elementos, os sistemas mais diversos foram os mais eficientes (Figura 3). Em geral, o sistema R+C+G foi mais eficiente ao apresentar os maiores acúmulos de elementos, com destaque para o acúmulo de Pb em que os sistemas R+C, R+G e R+C+G não se diferiram (Figura 3). Segundo Zu et al. (2017) o aumento da absorção de metais pode ser induzido pela composição e proporções de compostos orgânicos secretados na

rizosfera de diferentes plantas consorciadas, mediante interações radiculares interespecíficas, em relação a plantas solteiras. Já Lin et al. (2018) apenas combinações adequadas de plantas consorciadas podem aumentar a absorção de metais pesados. No presente estudo isso fica evidente ao observar o potencial de absorção e acúmulo desses metais na parte aérea das três culturas quando consorciadas, contribuindo para a estabilização inicial do rejeito, o que pode ser uma estratégia interessante para as áreas impactadas.

As plantas utilizadas no processo de revegetação devem ser eficazes em se estabelecer rapidamente a fim de diminuir a erosão, assim como auxiliar no reestabelecimento dos processos ecossistêmicos, o que impulsiona o processo de reabilitação (CARRENHO; ALVES; DA SILVA SANTOS, 2018; THUIS et al., 2017). Quando se trata do rejeito de mineração de ferro depositado as margens dos rios da Bacia do Rio Doce, os processos de reabilitação se tornam ainda mais complexos, pois a constituição físico-química complexa do rejeito, principalmente sua maior densidade, falta de estrutura e alto pH dificultam o estabelecimento das plantas, necessitando compreender o processo de sucessão ecológica nesse ambiente. Desta forma, o uso de plantas que produzem elevada fitomassa e raízes e podem acumular elementos potencialmente tóxicos em seus tecidos e auxiliar eficiente no processo de reabilitação do rejeito propiciando condições edafologia necessária para a sucessão ecológica.

Conclusão

A maior diversidade de plantas herbáceas mostrou-se eficiente na produção de fitomassa e na estabilização inicial do rejeito de mineração de ferro, o que pode ser uma alternativa viável para o processo de reabilitação.

A inoculação com *Acaulospora morrowiae* não influenciou a produção de matéria seca da parte aérea e nem o acúmulo de elementos nas plantas herbáceas cultivadas no rejeito.

O acúmulo de elementos químicos foi maior no cultivo de *Urochloa ruzizensis* em consórcio com *Crotalaria spectabilis* e a *Guizotia abyssinica*, indicando o potencial dessas espécies na extração dos elementos químicos contido no rejeito de mineração de ferro.

REFERÊNCIAS

- Ahirwal J, Maiti SK. 2018. Development of Technosol properties and recovery of carbon stock after 16 years of revegetation on coal mine degraded lands, India. *Catena*. 166(September 2017):114–123. doi:10.1016/j.catena.2018.03.026.
- Baker AJM. 1987. Metal tolerance. *New Phytol*. 106(1):93–111. doi:10.1111/j.1469-8137.1987.tb04685.x.
- Barbosa MV, Pedroso D de F, Curi N, Carneiro MAC. 2019. Do different arbuscular mycorrhizal fungi affect the formation and stability of soil aggregates? *Ciência e Agrotecnologia*. 43. doi:10.1590/1413-7054201943003519.
- Carneiro C, Aurélio M, Oswaldo J, Moreira DS, Maria F, Luis A, Duas EM, Reabilitação CDE, Mineração AA, Bauxita AAMDE. 2008. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronossequências de reabilitação após a mineração de bauxita. *Rev Bras Cienc do Solo*. 32:621–632.
- Carneiro MAC, Ferreira DA, De Souza ED, Paulino HB, Saggin OJ, Siqueira JO. 2015. Arbuscular mycorrhizal fungi in soil aggregates from fields of “murundus” converted to agriculture. *Pesqui Agropecu Bras*. 50(4):313–321. doi:10.1590/S0100-204X2015000400007.
- Carneiro MAC, Siqueira JO, De Souza Moreira FM. 2002. Comportamento de espécies herbáceas em misturas de solo com diferentes graus de contaminação com metais pesados. *Pesqui Agropecu Bras*. 37(11):1629–1638.
- Carrenho R, Alves L de J, da Silva Santos I. 2018. *Arbuscular Mycorrhizal Fungi, Interactions With Heavy Metals and Rehabilitation of Abandoned Mine Lands*. Elsevier Inc.
- Dickie IA, Martínez-García LB, Koele N, Grelet GA, Tylianakis JM, Peltzer DA, Richardson SJ. 2013. Mycorrhizas and mycorrhizal fungal communities throughout ecosystem development. *Plant Soil*. 367(1–2):11–39. doi:10.1007/s11104-013-1609-0.
- Doubková P, Sudová R. 2016. Limited impact of arbuscular mycorrhizal fungi on clones

of *Agrostis capillaris* with different heavy metal tolerance. *Appl Soil Ecol.* 99:78–88. doi:10.1016/j.apsoil.2015.11.004.

Echevarria G, Louis Morel J. 2015. Technosols of Mining Areas. *Tópicos Ci Solo.* 9(41771343):1–20.

de Fátima Pedroso D, Barbosa MV, dos Santos JV, Pinto FA, Siqueira JO, Carneiro MAC. 2018. Arbuscular Mycorrhizal Fungi Favor the Initial Growth of *Acacia mangium*, *Sorghum bicolor*, and *Urochloa brizantha* in Soil Contaminated with Zn, Cu, Pb, and Cd. *Bull Environ Contam Toxicol.* 101(3):386–391. doi:10.1007/s00128-018-2405-6.

Faucon M-P, Houben D, Lambers H. 2017. Plant Functional Traits: Soil and Ecosystem Services. *Trends Plant Sci.* 22(5):385–394. doi:10.1016/j.tplants.2017.01.005.

Gastauer M, Silva JR, Caldeira Junior CF, Ramos SJ, Souza Filho PWM, Furtini Neto AE, Siqueira JO. 2018. Mine land rehabilitation: Modern ecological approaches for more sustainable mining. *J Clean Prod.* 172:1409–1422. doi:10.1016/j.jclepro.2017.10.223.

Gerdemann JW, Nicolson TH. 1963. Spores of mycorrhizal *Endogone* species extracted from soil by wet sieving and decanting. *Trans Br Mycol Soc.* 46(2):235–244. doi:10.1016/S0007-1536(63)80079-0.

Giovannetti M, Mosse B. 1980. An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New Phytol.* 84(3):489–500. doi:10.1111/j.1469-8137.1980.tb04556.x.

van der Heijden MGA, Klironomos JN, Ursic M, Moutoglou P, Streitwolf-Engel R, Boller T, Wiemken A, Sanders IR. 1998. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature.* 396(6706):69–72. doi:10.1038/23932.

Kemmelmeier K. 2018. Comunidades de fungos micorrízicos arbusculares (Glomeromycota) em ecossistemas impactados por rejeito de mineração de ferro em Mariana-MG. 2018. 61p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras.

Khan AG. 2005. Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. *J Trace Elem Med Biol.* 18(4):355–364. doi:10.1016/j.jtemb.2005.02.006.

Li H, Ding L, Ren M, Li C, Wang H. 2017. Sponge city construction in China: A survey of the challenges and opportunities. *Water (Switzerland).* 9(9):1–17. doi:10.3390/w9090594.

Lin L, Chen F, Wang J, Liao M, Lv X, Wang Z, Li H, Deng Q, Xia H, Liang D, et al. 2018. Effects of living hyperaccumulator plants and their straws on the growth and cadmium accumulation of *Cyphomandra betacea* seedlings. *Ecotoxicol Environ Saf.* 155(February):109–116. doi:10.1016/j.ecoenv.2018.02.072.

Matias SR, Pagano MC, Muzzi FC, Oliveira CA, Carneiro AA, Horta SN, Scotti MR. 2009. Effect of rhizobia, mycorrhizal fungi and phosphate-solubilizing microorganisms in the rhizosphere of native plants used to recover an iron ore area in Brazil. *Eur J Soil Biol.* 45(3):259–266. doi:10.1016/j.ejsobi.2009.02.003.

de Miranda EM, da Silva EMR, Sagin Júnior OJ. 2010. Comunidades de fungos micorrízicos arbusculares associados ao amendoim forrageiro em pastagens consorciadas no Estado do Acre, Brasil. *Acta Amaz.* 40(1):13–22.

Miransari M. 2011. Hyperaccumulators, arbuscular mycorrhizal fungi and stress of heavy metals. *Biotechnol Adv.* 29(6):645–653. doi:10.1016/j.biotechadv.2011.04.006.

Moraes JMA de S, Zanchi CS, Pires GC, Moretti CF, Barbosa MV, Silva AO, Pacheco LP, Carbone Carneiro MA, Oliveira RL, Kemmelmeier K, et al. 2019. Arbuscular mycorrhizal fungi in integrated crop livestock systems with intercropping in the pasture phase in the Cerrado. *Rhizosphere.* 11(July):100165. doi:10.1016/j.rhisph.2019.100165.

Prado IG de O, da Silva M de CS, Prado DG de O, Kemmelmeier K, Pedrosa BG, Silva CC da, Kasuya MCM. 2019b. Revegetation process increases the diversity of total and arbuscular mycorrhizal fungi in areas affected by the Fundão dam failure in Mariana, Brazil.

Appl Soil Ecol. 141(May):84–95. doi:10.1016/j.apsoil.2019.05.008.

Rydlová J, Vosátka M. 2003. Effect of *Glomus intraradices* isolated from PB-contaminated soil on PB uptake by *Agrostis capillaris* is changed by its cultivation in a metal-free substrate. *Folia Geobot.* 38(2):155–165. doi:10.1007/BF02803148.

Salton JC, Tomazi M. 2014. Sistema Radicular de Plantas e Qualidade do Solo. Embrapa Agropecuária Oeste-Comunicado Técnico (INFOTECA-E).(1):1–6.

Santamarina JC, Torres-Cruz LA, Bachus RC. 2019. Why coal ash and tailings dam disasters occur. *Science* (80-). 364(6440):526–528. doi:10.1126/science.aax1927.

Silva AO, Costa AM, Teixeira AFS, Guimarães AS, Santos JV, Moreira FMS. 2018. Soil microbiological attributes indicate recovery of an iron mining area and of the biological quality of adjacent phytophysiognomies. *Ecol Indic.* 93(April):142–151. doi:10.1016/j.ecolind.2018.04.073.

Silva, JAA; Santos; MA; Karam D. 2010. Competição interespecífica entre capim braquiária e girassol – um ensaio aditiv. In: XXVII Congresso Brasileiro da Ciência das Plantas Daninhas. Vol. 8. p. 219–229.

Sinha S, Mastro RE, Ram LC, Selvi VA, Srivastava NK, Tripathi RC, George J. 2009. Rhizosphere soil microbial index of tree species in a coal mining ecosystem. *Soil Biol Biochem.* 41(9):1824–1832. doi:10.1016/j.soilbio.2008.11.022.

Teixeira AF dos S, Kimmelmeier K, Marascalchi MN, Stürmer SL, Carneiro MAC, Moreira FM de S. 2017. Arbuscular mycorrhizal fungal communities in an iron mining area and its surroundings: Inoculum potential, density, and diversity of spores related to soil properties. *Ciência e Agrotecnologia.* 41(5):511–525. doi:10.1590/1413-70542017415014617.

Thijs S, Sillen W, Weyens N, Vangronsveld J. 2017. Phytoremediation: State-of-the-art and a key role for the plant microbiome in future trends and research prospects. *Int J Phytoremediation.* 19(1):23–38. doi:10.1080/15226514.2016.1216076.

Vieira CK, Marascalchi MN, Rodrigues AV, de Armas RD, Stürmer SL. 2018. Morphological and molecular diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in revegetated iron-mining site has the same magnitude of adjacent pristine ecosystems. *J Environ Sci.* 67:330–343. doi:10.1016/j.jes.2017.08.019.

Vilela LAF, Saggin Júnior OJ, Paulino HB, Siqueira JO, Santos VL da S, Carneiro MAC. 2014. Arbuscular mycorrhizal fungus in microbial activity and aggregation of a Cerrado Oxisol in crop sequence. *Ciência e Agrotecnologia.* 38(1):34–42. doi:10.1590/s1413-70542014000100004.

Wu S, Liu Y, Southam G, Robertson L, Chiu TH, Cross AT, Dixon KW, Stevens JC, Zhong H, Chan T-S, et al. 2019. Geochemical and mineralogical constraints in iron ore tailings limit soil formation for direct phytostabilization. *Sci Total Environ.* 651:192–202. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.09.171.

Zu Y, Qin L, Zhan F, Wu J, Li Y, Chen J, Wang J, Hu W. 2017. Effects of Intercropping of *Sonchus asper* and *Vicia faba* on Plant Cadmium Accumulation and Root Responses. *Pedosphere.* 0160(2017). doi:10.1016/s1002-0160(17)60484-3.

ANEXO 1

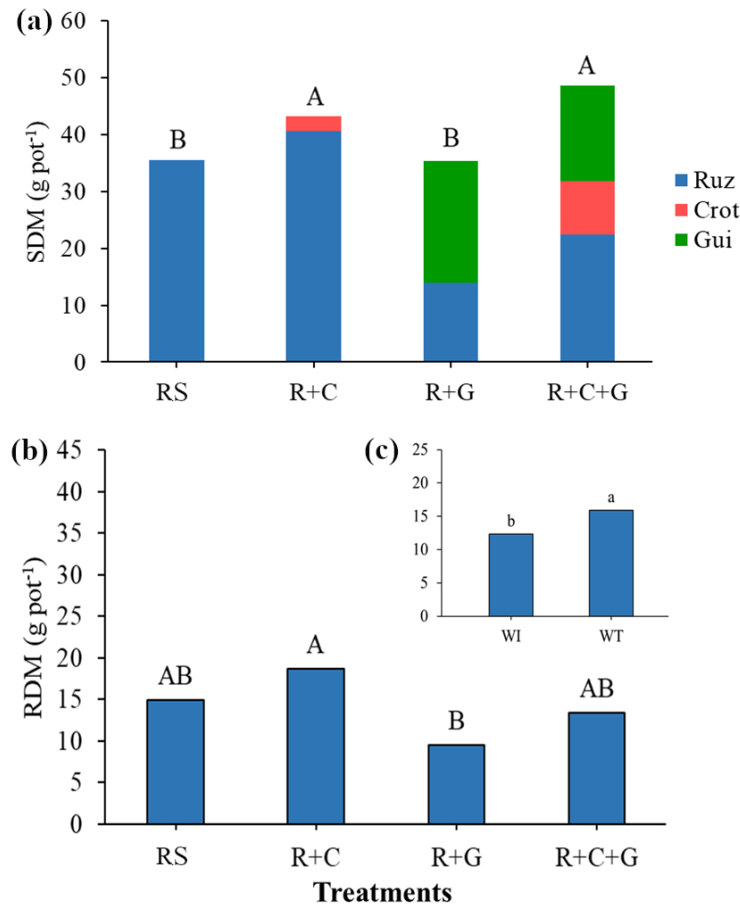


Figura 1. Produção de massa seca de parte aérea total (SDM) (a), massa seca de raízes (RDM) (b) e influência da inoculação de fungos micorrízicos arbusculares na produção de matéria seca de raízes (c) de herbáceas cultivadas em Rejeito depositado às margens do rio Gualáxo do Norte dois anos após o rompimento da barragem de Fundão. Sistemas de cultivos de herbáceas: RS: *Urochloa ruziziensis* solteira; R+C: *U. ruziziensis* consorciada com *Crotalaria spectabilis*; R+G: *U. ruziziensis* consorciada com *Guizotia abyssinica* e R+C+G: *U. ruziziensis* consorciada com *C. spectabilis* e *G. abyssinica*. Médias seguidas de mesma letra maiúscula em (a e b), e minúscula em (c) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

ANEXO 2

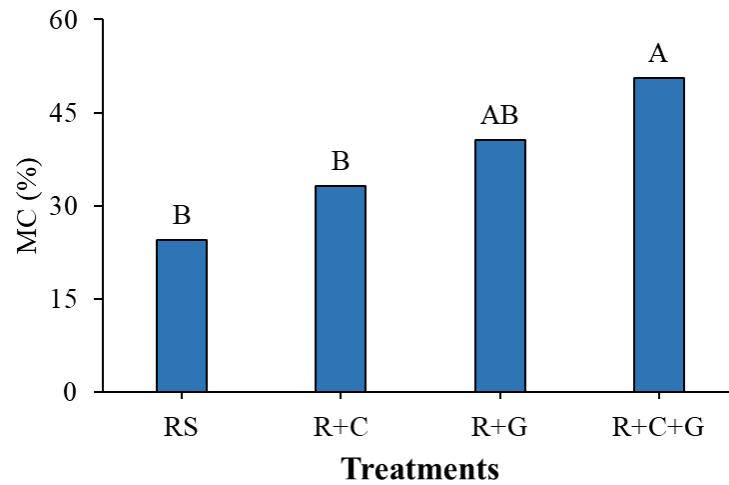


Figura 2. Taxa de colonização micorrízica de raízes de herbáceas cultivadas em Rejeito depositado às margens do rio Gualáxo do Norte dois anos após o rompimento da barragem de Fundão. Sistemas de cultivos de herbáceas: RS: *Urochloa ruziziensis* solteira; R+C: *U. ruziziensis* consorciada com *Crotalária spectabilis*; R+G: *U. ruziziensis* consorciada com *Guizotia abyssinica* e R+C+G: *U. ruziziensis* consorciada com *C. spectabilis* e *G. abyssinica*. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

ANEXO 3

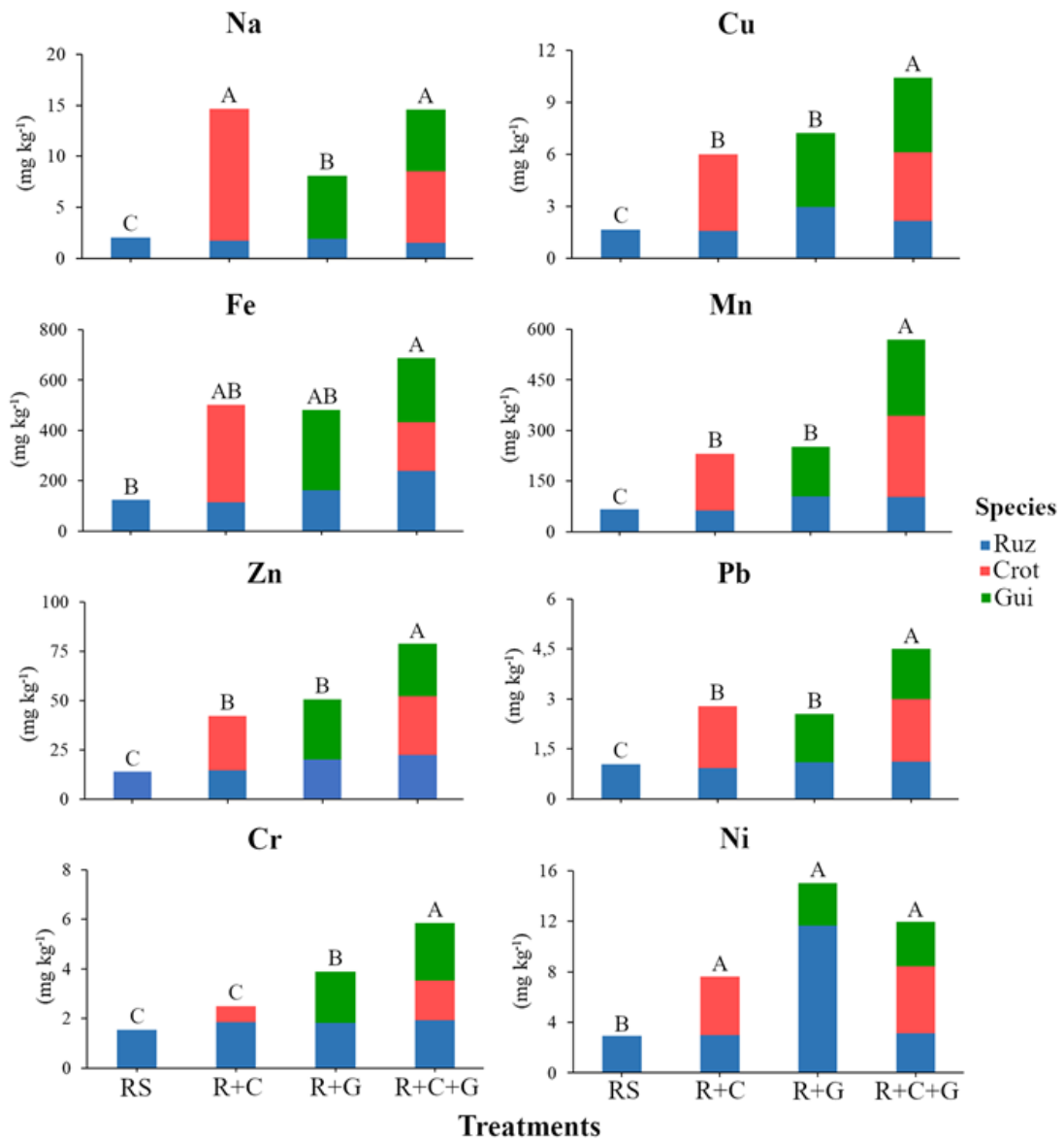


Figura 3. Acúmulo de elementos na parte aérea de herbáceas cultivadas em Rejeito depositado às margens do rio Gualáxo do Norte dois anos após o rompimento da barragem de Fundão. Sistemas de cultivos de herbáceas: RS: *Urochloa ruziziensis* solteira; R+C: *U. ruziziensis* consorciada com *Crotalaria spectabilis*; R+G: *U. ruziziensis* consorciada com *Guizotia abyssinica* e R+C+G: *U. ruziziensis* consorciada com *C. spectabilis* e *G. abyssinica*. Médias seguidas de mesma letra dentro de um mesmo elemento não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela S1. Resumo da tabela de análise de variância da fase de pré-cultivo das herbáceas estabelecidas em rejeito depositado às margens do rio Gualáxo do Norte, dois anos após a ruptura da barragem de Fundão.

	Pré-cultivo	Inoculação	Pcult. x Inoc.	
Variáveis	----- Teste de Significância do F -----			CV%
SDM	13.517**	0.25	0.872	10.57
RDM	6.164**	5.539**	0.56	26.63
MC	7.198**	2.540	0.707	27.27
Acúmulo				
Na	6.013**	1.512	0.483	42.58
Cu	6.205**	4.037	0.222	43.65
Fe	4.068**	0.632	2.145	46.64
Mn	6.147**	0.07	0.044	58.22
Zn	6.437**	0.23	1.245	36.33
Pb	5.547**	0.207	0.255	29.20
Cr	3.159**	0.451	0.007	33.17
Ni	1.310**	2.265	0.754	72.21

Pcult. x Inoc.: Interação dos fatores pré-cultivo e inoculação de fungos micorrízicos arbusculares. Variáveis: SDM: matéria seca total da parte aérea; MDR: matéria seca total de raiz; MC: colonização micorrízica.

ARTIGO 2 – Distribuição de metais pesados em arbórea submetida a diferentes sistemas de reabilitação de Tecnosolo

Resumo: Objetivou-se avaliar o crescimento e a distribuição de metais pesados nas folhas e caules da arbórea *Enterolobium contortisiliquum* após o pré-cultivo com diferentes plantas de cobertura em Tecnosolo formado a partir do rejeito proveniente da barragem de Fundão, depositado às margens dos rios da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. O delineamento experimental foi em blocos casualizados com cinco repetições. Os tratamentos consistiram da arbórea estabelecida em cinco diferentes sistemas de revegetação utilizando a consorciação de plantas herbáceas, sendo elas *Urochloa ruziziensis* (Ruz/E); *U. ruziziensis* + *Crotalária spectabilis* (R+C/E); *U. ruziziensis* + *C. spectabilis* + *G. abyssinica* (R+C+G/E) e a arbórea cultivada sobre o rejeito sem cobertura (Rej/E). O pré-cultivo das plantas herbáceas teve duração de 100. Após este período, as plantas foram cortadas na altura do coleto, trituradas (5 cm) e acondicionadas sobre o rejeito em seus respectivos vasos. Em sucessão ao cultivo das herbáceas, realizou-se a semeadura da arbórea sobre as coberturas, dando início ao estudo, o qual teve duração de 120 dias. Não houve influência dos diferentes sistemas de cobertura na altura da arbórea, enquanto o diâmetro foi influenciado pelos diferentes sistemas de cobertura, sendo o menor diâmetro observado no sistema R+C/E. A matéria seca da parte aérea total e do caule não diferiram entre os sistemas de cobertura, enquanto a matéria seca da folha da arbórea submetida ao sistema R+C/E apresentou o menor valor observado. Observando os teores totais dos elementos, apenas o Pb, o Cd e o Ni diferiram entre os sistemas de cobertura, sendo observado, de modo geral, maiores teores destes, na arbórea submetida ao sistema R+C+G/E. Em todos os sistemas de cobertura, apenas os teores totais de cromo (Cr) e níquel (Ni) ficaram acima dos limites de concentração considerados normais em plantas. O Al, o Fe e o Mn apresentaram maiores concentrações nas folhas, em relação ao caule. Os teores de Cu, Fe e Zn nas folhas e nos caules não se diferiram entre os sistemas de cobertura. Os sistemas de cobertura Ruz/E, R+G/E e R+C+G/E foram fortemente influenciados pelos índices de produção. Os sistemas R+G/E e R+C+G/E foram fortemente influenciados pelos teores totais de Pb, Zn, Cu, Ni e Cd, além de o sistema R+C+G/E ter grande influência na absorção de Mn. Conclui-se que as plantas utilizadas no processo de revegetação desse Tecnosolo devem ser eficazes em se estabelecer rapidamente a fim de diminuir a erosão, mas também devem ser eficientes no processo de fitoestabilização dos contaminantes. Desta forma, a *Enterolobium contortisiliquum* mostrou-se eficiente na absorção de metais na parte aérea, demonstrando que esta espécie arbórea possui potencial para ser utilizada em programas de fitoestabilização destas áreas. Ainda, sua eficiência foi maior quando submetida ao sistema de revegetação composto pela máxima diversidade (R+C+G/E). O sistema R+C/E foi contrário aos índices de produção avaliados e as arbóreas dos sistemas Ruz/E e R+C/E não foram influenciadas por nenhum dos metais avaliados.

Palavras-chave: Rompimento da barragem de Fundão. *Enterolobium contortisiliquum*. Revegetação.

1 Introdução

O estabelecimento de uma cobertura vegetal vigorosa e permanente, com alta funcionalidade para o ecossistema, é a melhor estratégia para a reabilitação de grandes extensões de áreas degradadas, como as impactadas pela deposição do rejeito de mineração da barragem de Fundão. Além disso, para a reabilitação das áreas impactadas, a revegetação é o método mais fácil, econômico e adequado para estabilizar eficazmente a superfície do Tecnosolo, diminuindo assim a possibilidade de erosão e a contaminação do solo e da água, além de exercer influência sobre a paisagem e contribuir com a fixação de CO₂, o aumentando a biodiversidade e favorecendo os serviços ecossistêmicos (FAUCON; HOUBEN; LAMBERS, 2017; THAVAMANI et al., 2017; THIJS et al., 2017). Contudo, a revegetação não é um processo simples, pois apesar de haver modelos naturais para comparar, nem sempre se dispõem do conhecimento suficiente sobre os papéis e funções desempenhadas pelas espécies e como monitorar o sucesso da reabilitação nos ecossistemas amplamente (GASTAUER et al., 2018).

As plantas com maior capacidade de absorver e acumular grandes quantidades de elementos são as mais desejáveis para o processo de reabilitação de áreas degradadas com presença de metais, pois diminuem a sua disponibilidade no solo. O estabelecimento de coberturas de solo bem sucedida, com rápido crescimento inicial reduz a erosão, aumenta a estabilidade da superfície e incorpora carbono no solo (MATIAS et al., 2009; THIJS et al., 2017).

Entre os principais fatores que limitam a revegetação de áreas com deposição de rejeito de mineração de ferro são os níveis muito baixos de matéria orgânica e nutrientes, contaminantes químicos, como os metais pesados e as eteraminas (ALMEIDA et al., 2018; QUEIROZ et al., 2018; SILVA; FERREIRA; SCOTTI, 2015), além das propriedades físicas que fazem com que haja uma alta variabilidade no tamanho das partículas e na distribuição dos poros, levando a altas densidades e baixa capacitação de retenção de água, selamento superficial e endurecimento do rejeito.

Objetivou-se avaliar o crescimento e a distribuição de metais pesados nas folhas e caules da arbórea *Enterolobium contortisiliquum* após o pré-cultivo com diferentes plantas de cobertura em Tecnosolo formado a partir do rejeito proveniente da barragem de Fundão, depositado às margens dos rios da Bacia Hidrográfica do Rio Doce.

2 Material e Métodos

O estudo foi conduzido em casa de vegetação utilizando Tecnosolo coletado às margens do rio Gualáxo do Norte, após dois anos do rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais – Brasil (20° 16' 21,97" S e 43° 12' 4,32" W, 486 m de altitude). O Tecnosolo foi coletado na profundidade de 0 – 20 cm de um local com deposição superior a um metro. As características químicas e granulométricas do Tecnosolo antes do início da condução do experimento encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1 – Propriedades químicas do Tecnosolo no início do experimento, após o pré-cultivo das plantas de cobertura.

	pH	K	P	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T	V	M
Coberturas	H ₂ O	--- mg dm ⁻³ ---			----- cmol _c dm ⁻³ -----							---- % ----	
Rej/E	6,8	173	15,7	14,4	1,78	0,23	0,02	0,86	2,46	2,49	3,33	73,3	1,22
Ruz/E	6,5	38,7	13,2	14,1	1,49	0,12	0,03	0,84	1,71	1,74	2,55	66,9	1,79
R+C/E	6,9	41,3	14,7	16,6	1,49	0,13	0,03	0,81	1,73	1,77	2,55	67,9	2,18
R+G/E	6,9	54,9	13,3	26,6	1,41	0,16	0,02	0,84	1,72	1,74	2,57	67,0	1,23
R+C+G/E	6,3	42,9	11,7	22,1	1,20	0,11	0,02	0,85	1,43	1,45	2,28	62,5	1,74
	M.O.	P-rem	Zn	Fe	Mn	Cu	Cr	Pb	Cd	Ni	Argila	Silte	Areia
Coberturas	g kg ⁻¹	mg L ⁻¹	----- mg dm ⁻³ -----				----- mg kg ⁻¹ -----				----- g kg ⁻¹ -----		
Rej/E	10,2	48,1	0,89	110	159	0,84	7,69	4,22	0,91	3,01	80	366	554
Ruz/E	10,5	47,1	1,43	130	182	0,81	12,8	7,79	1,52	3,88	80	366	554
R+C/E	7,6	46,8	1,13	116	186	1,15	13,5	6,71	1,74	5,38	80	366	554
R+G/E	8,7	48,0	1,47	142	194	0,89	8,10	4,33	0,79	2,39	80	366	554
R+C+G/E	15,3	48,8	1,49	156	223	0,92	8,45	4,62	1,06	3,18	80	366	554

K: potássio; P: fósforo; Na: sódio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; Al: alumínio trocável; H+Al: acidez potencial; SB: soma de bases trocáveis; t: capacidade de troca catiônica efetiva; T: capacidade de troca catiônica a pH 7,0; V: índice de saturação de bases; m: índice de saturação de alumínio; M.O.: matéria orgânica; P-rem: fósforo remanescente; Zn: zinco; Fe: ferro; Mn: manganês; Cu: cobre. pH extraído em água; Ca – Mg – Al – Extrator: KCl – 1 mol L⁻¹; P – Na – K – Fe – Zn – Mn – Cu – Extrator Mehlich-1; M.O – Oxidação: Na₂Cr₂O₇ 4N + H₂SO₄ 10 N.

O delineamento experimental foi em blocos casualizados com cinco repetições. Os tratamentos consistiram de cinco diferentes sistemas de revegetação, sendo a arbórea *Enterolobium contortisiliquum* cultivada sobre cobertura das plantas *Urochloa ruziziensis*

(Ruz/E); *U. ruziziensis* + *Crotalaria spectabilis* (R+C/E); *U. ruziziensis* + *Guizotia abyssinica* (R+G/E); *U. ruziziensis* + *C. spectabilis* + *G. abyssinica* (R+C+G/E) e em Tecnosolo sem cobertura (Rej/E).

Inicialmente, ocorreu o pré-cultivo de diferentes culturas, sendo elas *Urochloa ruziziensis*; *U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis*; *U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica*; *U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e a *G. abyssinica* e foi mantido como referência o rejeito sem cultivo, com duração de 100 dias.

Nesse período ocorreram três adubações semelhante em todos os sistemas, inclusive no rejeito sem cultivo, sendo a primeira no momento da implantação das culturas aplicando-se via solução nutritiva 25,0 mg kg⁻¹ de N; 55,3 mg kg⁻¹ de P; 5,5 mg kg⁻¹ de K; 33,8 mg kg⁻¹ de S; 1,0 mg kg⁻¹ de B; 0,10 mg kg⁻¹ de Co; 5,0 mg kg⁻¹ de Cl; 0,10 mg kg⁻¹ de Mo e 25,0 mg kg⁻¹ de Mg. As demais foram realizadas aos 48 e 85 dias de implantação, ambas contendo 300 mg kg⁻¹ de K e 300 mg kg⁻¹ de N. Decorridos 100 dias, as culturas foram cortadas na altura do coleto, trituradas em tamanhos de 5 cm e acondicionadas sobre o rejeito (Tabela 2).

Tabela 2 – Matéria seca de parte aérea dos pré-cultivos adicionados em cobertura sobre rejeito de mineração de ferro.

Cultura	Sistema				
	Rej/E	Ruz/E	R+C/E	R+G/E	R+C+G/E
<i>U. ruziziensis</i>	-	15,772	8,738	7,332	5,127
<i>C. spectabilis</i>	-	-	2,962	-	4,002
<i>G. abyssinica</i>	-	-	-	8,090	5,961

Valores expressos em g espécie⁻¹ vaso⁻¹.

Em sucessão aos pré-cultivos, realizou-se a semeadura da arbórea *Enterolobium contortisiliquum* sobre as coberturas, dando início ao estudo, o qual teve duração de 120 dias. As sementes da *E. contortisiliquum* foram escarificadas com lixa de n° 60 e semeadas quatro sementes por vaso. Após 20 dias da emergência das plântulas, efetuou-se o desbaste deixando uma planta por vaso. Após 50 dias de emergência, as plantas foram adubadas via solução nutritiva contendo 300 mg kg⁻¹ de K e 300 mg kg⁻¹ de N. A irrigação foi feita diariamente, mantendo-se a umidade em 60% do volume total de poros com água destilada.

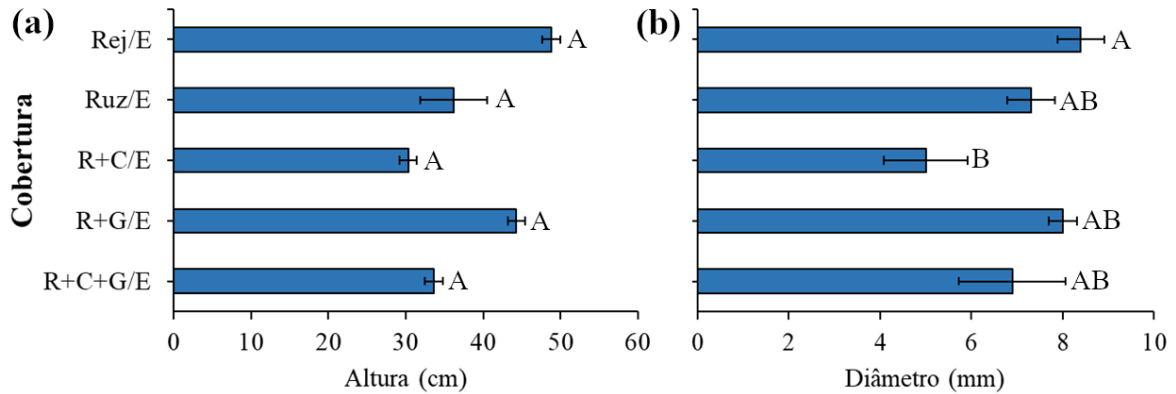
Decorridos 120 dias, determinou-se a altura (cm) e o diâmetro do caule (mm) a 5 cm da superfície do solo. Realizou-se a colheita da *E. contortisiliquum* cortando-se as plantas rente à superfície do rejeito de cada vaso. As arbóreas foram separadas em folha e caule, e secadas em

estufa a 65°C até peso constante determinando-se a matéria seca da parte aérea nas frações folha (MSF) e caule (MSC); foram moídas e submetidas a digestão nítrico-perclórica, seguindo metodologia de Malavolta et al. (1997). Nos extratos, determinaram-se os teores de Na e Cu, Fe, Mn e Zn, Pb, Cr, Ni e Cd por espectrofotometria de absorção atômica de chama.

3 Resultados e Discussão

Não houve influência dos diferentes sistemas de cobertura na altura da arbórea *E. contortisiliquum* (Anexo 1). A altura da arbórea apresentou variação de 30,3 a 48,8 cm, respectivamente, quando cultivada nos sistemas R+C/E e Rej/E (Figura 1a). Apesar da ausência de diferença, observou-se uma tendência de aumento na altura da arbórea *E. contortisiliquum* no sistema sem cobertura (Rej/E). Tal incremento no porte da *E. contortisiliquum*, pode ser em virtude da baixa capacidade de troca de cátions (CTC) observada no rejeito (Tabela 1). Quando a CTC é muito pequena, as perdas de nutrientes por lixiviação tender a ser maiores, pois há um pequeno número de cargas para que os elementos permaneçam nelas adsorvidos, ficando prontamente disponíveis, o que facilita as suas perdas (MEURER, 2010). Como os vasos não tinham sistema de drenagem, os nutrientes adicionados nas adubações no pré-cultivo das culturas de cobertura, ficaram disponíveis para a arbórea, que pode absorver todos os nutrientes de ambas as adubações de pré-cultivo e do cultivo de sucessão. Souza et al. (2019 – dados não publicado) observou que o rejeito de mineração de ferro quando adubado com fontes prontamente disponíveis de fertilizantes não restringe o crescimento de plantas. Enquanto Andrade et al. (2018) ao cultivarem arroz com misturas de rejeito de mineração de ferro e solo, observaram que no rejeito as plantas apresentavam menor crescimento, fato esse que não pode ser observado no presente estudo pois o mesmo não possui um controle com solo.

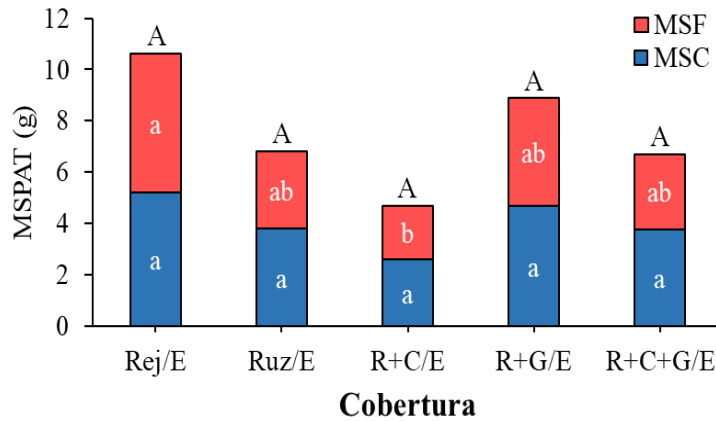
Figura 1 – Altura (a) e diâmetro (b) da arbórea *Enterolobium contortisiliquum* estabelecida em Tecnosolo após o pré-cultivo com diferentes plantas de cobertura. Médias seguidas de mesma letra maiúscula não se diferem pelo teste de Tuley a 5% de significância. Barras representam erro padrão da média. Tratamentos: Rej/E: Tecnosolo sem cobertura; Ruz/E: Tecnosolo com *Urochloa ruziziensis* em cobertura; R+C/E: Tecnosolo com *U. ruziziensis* + *Crotalaria spectabilis* em cobertura; R+G/E: Tecnosolo com *U. ruziziensis* + *Guizotia abyssinica* em cobertura; R+C+G/E: Tecnosolo com *U. ruziziensis* + *C. spectabilis* + *G. abyssinica* em cobertura.



O diâmetro foi influenciado pelos diferentes sistemas de cobertura (Anexo 1). Quando cultivada no sistema Rej/E, a arbórea *E. contortisiliquum* apresentou 3,4 mm de diâmetro a mais em relação a arbórea cultivada no sistema R+C/E, menor diâmetro observado (Figura 1b). Enquanto, o diâmetro das arbóreas submetidas aos demais sistemas não se diferiram. De acordo com Ritchieli et al. (2010) diâmetros de coletos superiores estão, geralmente, relacionados a sistemas radiculares mais abundantes. No presente estudo, não foi possível avaliar a matéria seca de raiz das arbóreas, uma vez que os sistemas compostos pela presença de culturas no pré-cultivo (Ruz/E, R+C/E, R+C/E e R+C+G/E), apresentavam alta densidade de raiz em estágio de decomposição e não, inviabilizando a diferenciação do sistema radicular da arbórea (Anexo 3). As raízes compõem a principal via de entrada de C no solo, assim, sua produção impacta diretamente o ciclo biogeoquímico do C nos ecossistemas florestais (MATAMALA et al., 2003), que em relação ao presente estudo, torna-se uma característica desejável.

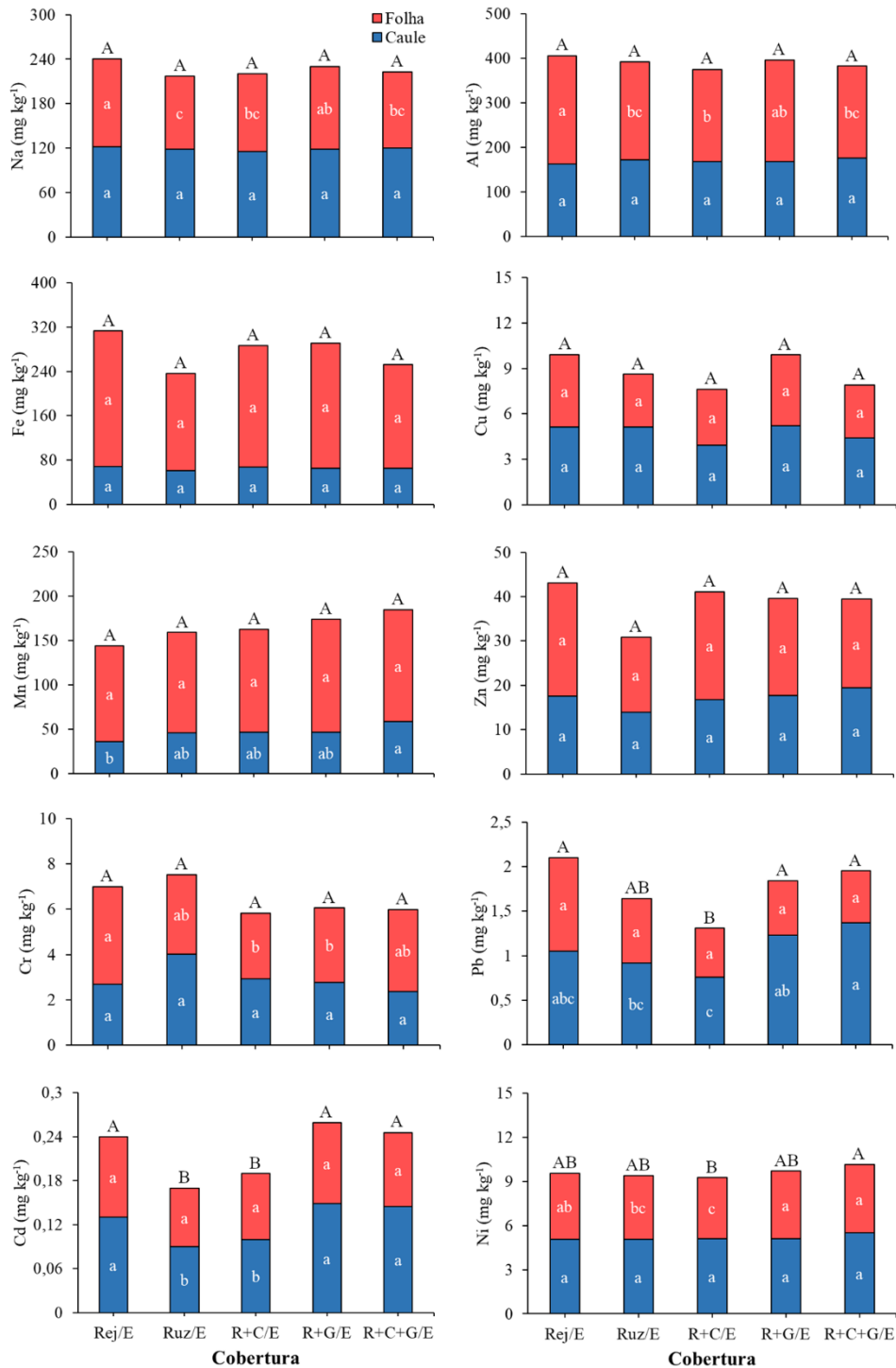
A matéria seca da parte aérea total (MSPAT) e do caule (MSC) não apresentaram diferenças quando submetidas aos diferentes sistemas de cobertura, enquanto a matéria seca da folha (MSF) foi influenciada significativamente (Anexo 1). A MSF apresentou variação de 2,11 a 5,4 g planta⁻¹, respectivamente, quando submetida aos sistemas R+C/E e Rej/E (Figura 2). As demais, não diferiram entre os sistemas de cobertura. Ainda, a MSPAT apresentou o mesmo comportamento observado os acúmulos de elementos (Anexo 2).

Figura 2 – Matéria de seca de parte aérea total fracionada em folha e caule da arbórea *Enterolobium contortisiliquum* estabelecida em rejeito de mineração com diferentes sistemas de cobertura. Médias seguidas de mesma letra minúscula na matéria seca de folha (MSF), mesma letra minúscula em matéria seca de caule (MSC) e mesma letra maiúscula, não se diferem pelo teste de Tukey a 5% de significância. Tratamentos: Rej/E: Tecnossolo sem cobertura; Ruz/E: Tecnossolo com *Urochloa ruziziensis* em cobertura; R+C/E: Tecnossolo com *U. ruziziensis* + *Crotalaria spectabilis* em cobertura; R+G/E: Tecnossolo com *U. ruziziensis* + *Guizotia abyssinica* em cobertura; R+C+G/E: Tecnossolo com *U. ruziziensis* + *C. spectabilis* + *G. abyssinica* em cobertura.



Observando-se os teores totais dos elementos, apenas o chumbo (Pb), o cádmio (Cd) e o níquel (Ni) diferiram entre os sistemas de cobertura (Anexo 1). Os maiores teores totais de Pb foram observados nas arbóreas submetidas aos sistemas R+G/E e R+C+G/E, sendo estes, 29 e 33% superior ao teor observado em R+C/E (Figura 3). Por sua vez, os maiores teores totais de Cd foram observados nas arbóreas em Rej/E, R+G/E e R+C+G/E, respectivamente, 0,24, 0,26 e 0,24 mg kg⁻¹, enquanto que, o maior teor de Ni foi observado quando submetida ao sistema R+C+G/E, onde se observou 0,85 mg kg⁻¹ a mais em relação a arbórea em R+C/E, menor observado. Os demais elementos não apresentaram diferenças entre os sistemas de cobertura.

Figura 3 – Teor de elementos em parte aérea fracionada em folha e caule de arbórea *Enterolobium contortisiliquum* estabelecida em rejeito de mineração com diferentes sistemas de cobertura. Médias seguidas de mesma letra minúscula em folha e mesma letra minúscula em caule, não se diferem pelo teste de Tukey a 5% de significância. Tratamentos: Rej/E: Tecnossolo sem cobertura; Ruz/E: Tecnossolo com *Urochloa ruziziensis* em cobertura; R+C/E: Tecnossolo com *U. ruziziensis* + *Crotalaria spectabilis* em cobertura; R+G/E: Tecnossolo com *U. ruziziensis* + *Guizotia abyssinica* em cobertura; R+C+G/E: Tecnossolo com *U. ruziziensis* + *C. spectabilis* + *G. abyssinica* em cobertura.



Em todos os sistemas de cobertura, apenas os teores totais de cromo (Cr) e níquel (Ni) ficaram acima dos limites de concentração normal em plantas, segundo Kabata-Pendias; Pendias, (2000) (Figura 3). Em relação ao Cr, observou-se variação de 6,07 a 7,52 mg kg⁻¹ no teor total quando submetidas, respectivamente, aos sistemas R+G/E e Ruz/E, sendo considerado nível tóxico acima de 5,0 mg kg⁻¹ (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2000) (Figura 3). Já em relação ao Ni, quando submetida ao sistema R+C+G/E, a arbórea apresentou teor total de 10,14 mg kg⁻¹, com incremento de 0,85 mg kg⁻¹ em relação a arbórea do sistema R+C/E, menor teor total observado, mas, ainda assim, superior ao limite de 5 mg kg⁻¹ considerado normal (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2000) (Figura 3). Apesar dos teores totais de ambos os metais, Cr e Ni, terem sido considerados tóxicos, não comprometeram o desenvolvimento das arbóreas (altura, diâmetro e MSPAT), sendo que o acúmulo de Cr (Anexo 2) apresentou correlação positiva com os parâmetros de desenvolvimento (Anexo 3).

Em relação ao chumbo (Pb), observou-se que as arbóreas submetidas aos sistemas R+G/E e R+C+G/E apresentaram os maiores teores totais deste metal, enquanto os maiores teores totais de cádmio (Cd), foram observados nas arbóreas submetidas aos sistemas Rej/E, R+G/E e R+C+G/E (Figura 3). Tais teores totais, devem-se as altas concentrações de Pb e Cd imobilizados nos caules das arbóreas em seus respectivos sistemas, em relação aos demais. As arbóreas representam importante papel na ciclagem e no fracionamento de metais pesados devido à produção de liteira, exsudatos radiculares e/ou absorção pelas plantas (BRUNNER et al., 2008). Diante disso, é importante que a não ocorra translocação de elevadas quantidades de elementos para suas folhas (VAN NEVEL et al., 2007).

Contrariamente a distribuição do Pb e do Cd, os metais pesados alumínio (Al), ferro (Fe) e manganês (Mn), apresentaram as maiores concentrações nas folhas, em relação ao caule (Figura 3). Observou-se nos teores de Al, variação de 206,3 a 242,5 mg kg⁻¹, respectivamente, nas folhas das arbóreas submetidas aos sistemas R+C/E e Rej/E. Em relação ao Fe, não houve diferença entre os teores observados nas folhas dos diferentes sistemas, sendo observado uma variação de 174,8 a 244,7 mg kg⁻¹. Enquanto o Mn apresentou variação de 108,1 a 127,3 mg kg⁻¹, respectivamente, nos sistemas Rej/E e R+G/E, respectivamente, o maior e o menor teor observado. O efeito da biomassa da planta ou cair no solo aumentar ainda mais os metais no perfil superior do Tecno solo. Em estudo, Mertens et al. (2007) observaram que a cultura de salgueiros que crescem em sedimentos poluídos após 4 a 6 anos, resulta em maiores teores de Cd na folha do que aqueles que possam estar imobilizados no caule. Essas maiores concentrações de metais nas folhas, em casos de plantas caducifólias, entram novamente no sistema solo-planta podendo ser decomposto e mineralizados voltando a ficar disponíveis no

solo. Além disso, espera-se que os metais associados à matéria orgânica sejam mais moveis e biodisponíveis em comparação com os metais adsorvidos em partículas minerais (VAN NEVEL et al., 2007).

Os teores, nas folhas e nos caules, de Cu, Fe e Zn não se diferiram entre os sistemas de cobertura (Figura 3). Os teores de Cu variaram de 3,5 a 4,8 mg kg⁻¹ nas folhas e de 3,93 a 5,22 mg kg⁻¹ nos caules. Os teores de Fe variaram de 61,2 a 68,4 mg kg⁻¹ nas folhas e de 174,8 a 244,7 mg kg⁻¹ nos caules, sendo em ambos, folhas e caules, observado maiores teores quando submetida ao sistema Rej/E e menor teor em Ruz/E. Em relação ao Zn, nas folhas, observou-se variação de 13,9 a 19,5 mg kg⁻¹ e nos caules, de 17 a 25,6 mg kg⁻¹, sendo os menores teores de Zn, tanto na folha quanto no caule, observados quando submetida ao sistemas Ruz/E. O Cr é um elemento tóxico (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2000) que, apesar de não ter prejudicado o crescimento das plantas, correlacionando-se positivamente com os índices de produção (Anexo 3), pode estar inibindo e prejudicando a absorção de nutrientes, sendo percebido pela correlação negativa com a absorção de Cu e Zn (Anexo 3), que são micronutrientes absorvidos em menores quantidades. O fato de a planta ter absorvido Cr pode estar associado a capacidade fitoextratora dessa planta, além de o fato de que o cultivo em vaso a plantas pode absorver quase todos os elementos que estão disponíveis em solução, pois a planta absorve grande quantidade de água e, por fluxo de massa, alguns elementos, principalmente, em pequena quantidade, sendo transportados até a superfície das raízes e, conseqüentemente, absorvidos.

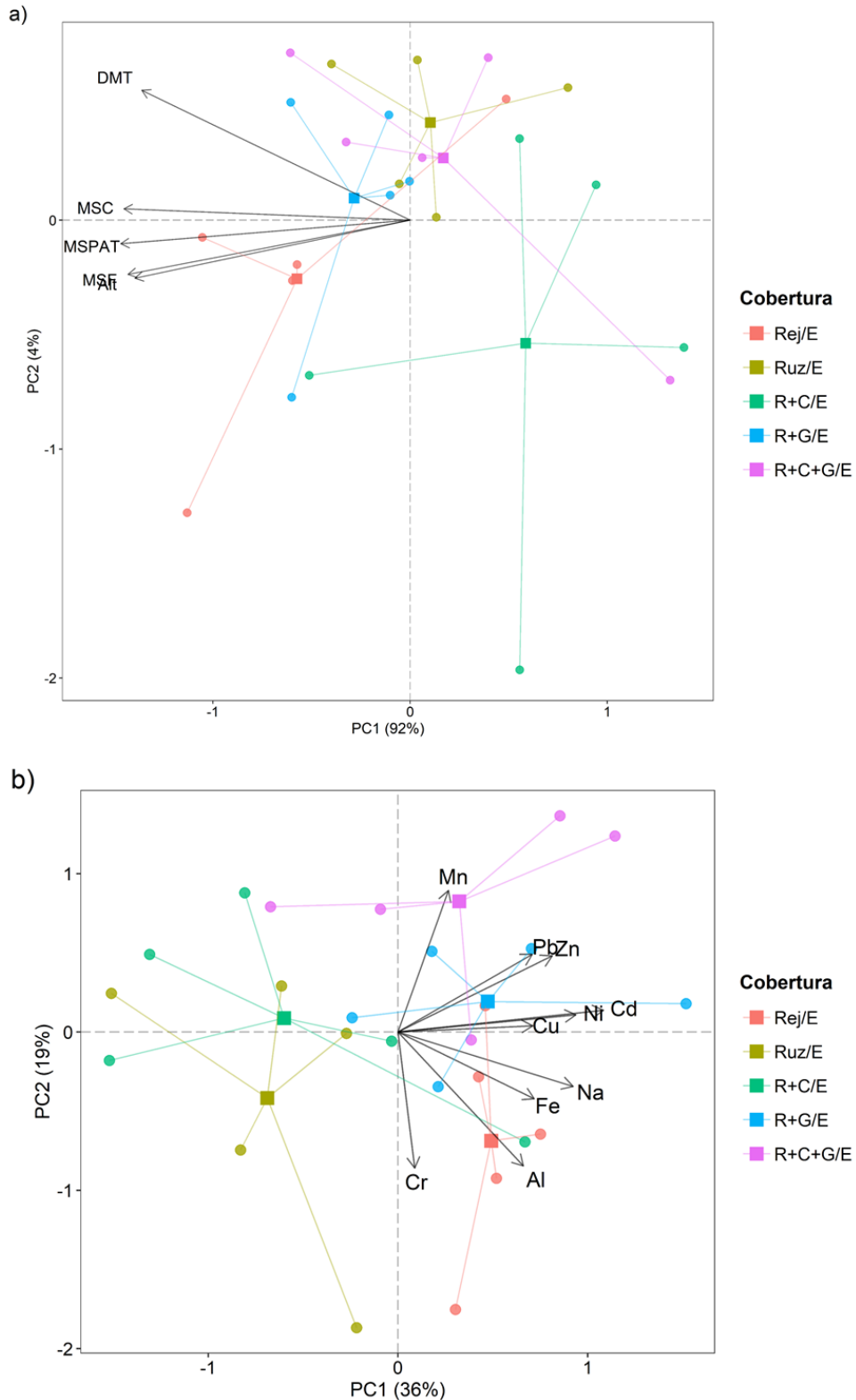
O Mn é um micronutriente, cuja ausência prejudica o crescimento das plantas. Normalmente, quando é absorvido em excesso, as plantas tendem a transportar e acumular o Mn nas folhas.(PAVAN; BINGHAM, 1981). Ainda, quando presente em altas concentrações no solo, esse pode causar deficiências de Fe nas plantas (SOUZA et al., 2010; VELOSO et al., 1995). No presente estudo, verifica-se que o alto teor de Mn se correlacionou negativamente com os índices de produção, em especial, com a matéria seca da folha (MSF) e, apesar de não ter sido observado deficiência de Fe, o maior teor de Mn influenciou a absorção desse elemento (Anexo 3).

A análise de componentes principais (APC) demonstrou que houve separação entre os índices de produção e de metais pesados nos diferentes sistemas de cobertura (Figura 4a, b). Em relação aos índices de produção, a PC1 explicou 92% e a P2 explicou 4%, totalizando 94% da variabilidade total dos dados (Figura 4a). Observa-se, inicialmente, a grande separação espacial do sistema de cobertura R+C/E em relação aos demais sistemas, o qual foi contrário a todos os índices de produção avaliado. Os sistemas de cobertura Ruz/E, R+G/E e R+C+G/E

foram separados dos demais sistemas pela PC2, sendo o sistema Rej/E foi fortemente influenciado pelos índices de produção.

Na APC2, referente aos dados de metais pesados, a soma da variabilidade retida nos componentes explicou 55% da variabilidade original dos dados (Figura 4b). Os sistemas de cobertura Ruz/E e R+C/E foram separados na PC1 pelos demais sistemas, não sendo influenciados por nenhum dos metais pesados avaliados. Apesar de não haver diferença entre os teores totais de Na, Al, Fe e Cr nos sistemas de cobertura, o sistema Rej/E foi fortemente influenciado pelos metais pesados citados acima evidenciando que o cultivo da arbórea *E. contortisiliquum* tem grande potencial de fitoextração sem a necessidade de um pré-cultivo (Rej/E). Contudo, isso ocorreu devido as condições do estudo, em que a planta tem alto poder de absorção por fluxo de massa, enquanto, à campo isso não pode ser afirmado uma vez que não ocorre absorção de Cr e demais elementos podem ser lixiviados. O sistema de cobertura R+G/E foi fortemente influenciado pelos teores de Pb, Zn, Cu, Ni e Cd, demonstrando o alto potencial fitoextrator da arbórea quando submetida ao respectivo sistema. Por sua vez, o sistema de cobertura R+C+G/E tem grande influência do teor de Mn, no entanto, vale ressaltar que este, em sua maioria, apresenta-se na folha, onde está susceptível a ser ciclado no sistema solo-planta.

Figura 4 – Análise de componentes principais das médias de (a) produção, (b) teor e (c) acúmulo de metais pesados da *Enterolobium contortisiliquum* cultivada em rejeito de mineração de ferro em diferentes sistemas de cobertura. Variáveis explicativas (→) Alt: altura; DTM: diâmetro; MSPAT: matéria seca de parte aérea total; MSF: matéria seca de folha; MSC: matéria seca de caule; Na: sódio; Al: alumínio; Fe: ferro; Cu: cobre; Mn: manganês; Zn: zinco; Cr: cromo; Pb: chumbo; Cd: cádmio; Ni: níquel.



As plantas utilizadas no processo de revegetação desse Tecnosolo devem ser eficazes em se estabelecer rapidamente a fim de diminuir a erosão, mas também devem ser eficientes no processo de fitoestabilização de contaminantes, como os metais pesados, favorecendo a recomposição do ecossistema e o processo de reabilitação (CARRENHO; ALVES; DA SILVA SANTOS, 2018; THIJS et al., 2017). Desta forma, o uso de plantas que possam acumular metais em seus tecidos é um sistema eficiente na fitorremediação.

Conclusão

Não houve diferenças na altura e na matéria seca de parte aérea total e de caule da *Enterolobium contortisiliquum* submetida a diferentes sistemas de revegetação.

O diâmetro do caule e a matéria seca de folha foram superiores no cultivo da *E. contortisiliquum* sem cobertura.

A absorção de manganês, chumbo e níquel foi maior no pré-cultivo da *Urochloa ruziziensis* consorciada com a *Crotalária spectabilis* e a *Guizotia abyssinica*.

A *E. contortisiliquum* estabelecida no sistema composto pelo pré-cultivo da *Urochloa ruziziensis* consorciada com a *Crotalária spectabilis* foi contrária aos índices de produção avaliados.

A *Enterolobium contortisiliquum* mostrou-se eficiente na reabilitação do Tecnosolo por ter absorvido metais em sua parte aérea, demonstrando que esta espécie arbórea possui potencial para ser utilizada na fitoestabilização destas áreas.

REFERÊNCIAS

- AHIRWAL, J.; MAITI, S. K. Development of Technosol properties and recovery of carbon stock after 16 years of revegetation on coal mine degraded lands, India. **Catena**, v. 166, n. September 2017, p. 114–123, 2018.
- AL, S. ET. Chemical, mineralogical and physical characteristics of a material accumulated on the river margin from mud flowing from the collapse of the iron ore tailings dam in Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil. **Revista Espinhaço**, v. 5, n. 2, p. 44–53, 2017.
- ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals--concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, n. 7, p. 869–81, 2013.
- ALMEIDA, C. A. et al. Characterization and evaluation of sorption potential of the iron mine waste after Samarco dam disaster in Doce River basin – Brazil. **Chemosphere**, v. 209, p. 411–420, out. 2018.
- ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; SUZUKI, L. E. A. S. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 4, p. 617–625, ago. 2007.
- ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 10, n. 3, p. 215–221, jan. 1978.
- ANDRADE, G. F. et al. Agricultural use of Samarco's spilled mud assessed by rice cultivation: A promising residue use? **Chemosphere**, v. 193, p. 892–902, 2018.
- ANDRADE, R. DA S.; STONE, L. F.; SILVEIRA, P. M. DA. Culturas de cobertura e qualidade física de um Latossolo em plantio direto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 4, p. 411–418, 2010.
- AUDET, P.; CHAREST, C. Dynamics of arbuscular mycorrhizal symbiosis in heavy metal phytoremediation: Meta-analytical and conceptual perspectives. **Environmental Pollution**, v. 147, n. 3, p. 609–614, 2007.
- BAGO, B.; PFEFFER, P.; SHACHAR-HILL, Y. Update on Symbiosis Arbuscular Mycorrhizas. **Plant physiology**, v. 124, n. November, p. 949–957, 2000.
- BAKER, A. J. M. METAL TOLERANCE. **New Phytologist**, v. 106, n. 1, p. 93–111, 28 jun. 1987.
- BARBOSA, M. V. et al. Do different arbuscular mycorrhizal fungi affect the formation and stability of soil aggregates? **Ciência e Agrotecnologia**, v. 43, 2019.
- BRUNNER, I. et al. Heavy metal accumulation and phytostabilisation potential of tree fine roots in a contaminated soil. **Environmental Pollution**, v. 152, n. 3, p. 559–568, abr. 2008.
- BULGARELLI, D. et al. Structure and Functions of the Bacterial Microbiota of Plants. 2013.
- C. SCHAEFER, E. SANTOS, C. SOUZA, J. NETO, E. FILHO, C. D. Cenário histórico, quadro fisiográfico e estratégias para recuperação ambiental de Tecnosolos nas áreas afetadas pelo rompimento da barragem do Fundão, Mariana, MG. **Arquivos do museu de história natural e jardim botânico da UFMG**, v. 24, n. 1–2, p. 104–135, 2015.
- CARLOS ANTÔNIO GONÇALVES DE JESUS. Departamento Nacional de Produção

Mineral. n. 31, p. 2011–2012, 2014.

CARNEIRO, C. et al. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronossequências de reabilitação após a mineração de bauxita. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 621–632, 2008a.

CARNEIRO, C. et al. Produção de fitomassa de diferentes espécies de cobertura e suas alterações na atividade microbiana de solo de cerrado. **Bragantia**, v. 67, n. 2, p. 455–462, 2008b.

CARNEIRO, M. A. C. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi in soil aggregates from fields of “murundus” converted to agriculture. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 50, n. 4, p. 313–321, 2015.

CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA, J. O.; DE SOUZA MOREIRA, F. M. Comportamento de espécies herbáceas em misturas de solo com diferentes graus de contaminação com metais pesados. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 37, n. 11, p. 1629–1638, 2002.

CARRENHO, R.; ALVES, L. DE J.; DA SILVA SANTOS, I. **Arbuscular Mycorrhizal Fungi, Interactions With Heavy Metals and Rehabilitation of Abandoned Mine Lands**. [s.l.] Elsevier Inc., 2018.

CHEN, H. et al. Characteristics of heavy metal transfer and their influencing factors in different soil–crop systems of the industrialization region, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 126, p. 193–201, abr. 2016.

COPAM, N. C. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 02, de 08 de setembro de 2010. p. 1–19, 2010.

COSTA, G. S. et al. Aporte de nutrientes pela serapilheira em uma área degradada e revegetada com leguminosas arbóreas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 5, p. 919–927, out. 2004.

COURTNEY, R.; HARRINGTON, T.; BYRNE, K. A. Indicators of soil formation in restored bauxite residues. **Ecological Engineering**, v. 58, p. 63–68, set. 2013.

DE FÁTIMA PEDROSO, D. et al. Arbuscular Mycorrhizal Fungi Favor the Initial Growth of *Acacia mangium*, *Sorghum bicolor*, and *Urochloa brizantha* in Soil Contaminated with Zn, Cu, Pb, and Cd. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 101, n. 3, p. 386–391, 2018.

DE MIRANDA, E. M.; DA SILVA, E. M. R.; SAGIN JÚNIOR, O. J. Comunidades de fungos micorrízicos arbusculares associados ao amendoim forrageiro em pastagens consorciadas no Estado do Acre, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 40, n. 1, p. 13–22, 2010.

DICKIE, I. A. et al. Mycorrhizas and mycorrhizal fungal communities throughout ecosystem development. **Plant and Soil**, v. 367, n. 1–2, p. 11–39, 2013.

DOMINATI, E.; PATTERSON, M.; MACKAY, A. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. **Ecological Economics**, v. 69, n. 9, p. 1858–1868, 2010.

DONG, Y. et al. Arbuscular mycorrhiza enhanced arsenic resistance of both white clover (*Trifolium repens* Linn.) and ryegrass (*Lolium perenne* L.) plants in an arsenic-contaminated soil. **Environmental Pollution**, v. 155, n. 1, p. 174–181, set. 2008.

DORAN, J. W. et al. Soil Enzyme Activities and Biodiversity Measurements as Integrative

Microbiological Indicators. In: [s.l: s.n.]. p. 247–271.

DOUBKOVÁ, P.; SUDOVÁ, R. Limited impact of arbuscular mycorrhizal fungi on clones of *Agrostis capillaris* with different heavy metal tolerance. **Applied Soil Ecology**, v. 99, p. 78–88, 2016.

DUDKA, S.; ADRIANO, D. C. Environmental Impacts of Metal Ore Mining and Processing: A Review. **Journal of Environment Quality**, v. 26, n. 3, p. 590, 1997.

ECHEVARRIA, G.; LOUIS MOREL, J. Technosols of Mining Areas. **Tópicos Ci. Solo**, v. 9, n. 41771343, p. 1–20, 2015.

ESCOBAR, I. E. C. et al. Changes in Microbial Community Structure and Soil Biological Properties in Mined Dune Areas During Re-vegetation. **Environmental Management**, v. 55, n. 6, p. 1433–1445, jun. 2015.

FAUCON, M.-P.; HOUBEN, D.; LAMBERS, H. Plant Functional Traits: Soil and Ecosystem Services. **Trends in Plant Science**, v. 22, n. 5, p. 385–394, maio 2017.

FELIPE, R. T. A.; OLIVEIRA, J. A. DE; LEÃO, G. A. Potencial de *Cajanus cajan* e *Crotalaria spectabilis* para fitorremediação: absorção de arsênio e respostas antioxidativas. **Revista Árvore**, v. 33, n. 2, p. 245–254, 2009.

FERREIRA, H. "Aplicação Da Metodologia De Avaliação Do Ciclo De Vida Na Produção De Polpa De. **Dissertação de Mestrado**, 2014.

FINKENBEIN, P. et al. Soil enzyme activities as bioindicators for substrate quality in revegetation of a subtropical coal mining dump. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 56, n. 3, p. 87–89, 2013.

FREITAS, C. M. DE; SILVA, M. A. DA; MENEZES, F. C. DE. O desastre na barragem de mineração da Samarco: fratura exposta dos limites do Brasil na redução de risco de desastres. **Ciência e Cultura**, v. 68, n. 3, p. 25–30, 2016.

FRIEDLOVÁ, M. The influence of heavy metals on soil biological and chemical properties. **Soil and Water Research**, v. 5, n. 1, p. 21–27, 2010.

GAMALERO, E. et al. Beneficial role of plant growth promoting bacteria and arbuscular mycorrhizal fungi on plant responses to heavy metal stress. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 55, n. 5, p. 501–514, 2009.

GASTAUER, M. et al. Mine land rehabilitation: Modern ecological approaches for more sustainable mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 1409–1422, 2018.

GERDEMANN, J. W.; NICOLSON, T. H. Spores of mycorrhizal *Endogone* species extracted from soil by wet sieving and decanting. **Transactions of the British Mycological Society**, v. 46, n. 2, p. 235–244, jun. 1963.

GIANINAZZI-PEARSON, V. Plant Cell Responses to Arbuscular Mycorrhizal Fungi: Getting to the Roots of the Symbiosis. **The Plant Cell**, v. 8, n. 10, p. 1871, out. 1996.

GIOVANNETTI, M.; MOSSE, B. AN EVALUATION OF TECHNIQUES FOR MEASURING VESICULAR ARBUSCULAR MYCORRHIZAL INFECTION IN ROOTS. **New Phytologist**, v. 84, n. 3, p. 489–500, mar. 1980.

GRANDLIC, C. J. et al. Plant growth-promoting bacteria for phytostabilization of mine tailings. **Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 6, p. 2079–2084, 2008.

- GUEVARA, Y. Z. C. et al. Reference Values of Soil Quality for the Rio Doce Basin. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, p. 1–16, 16 abr. 2018.
- HÜTSCH, B. W.; AUGUSTIN, J.; MERBACH, W. Plant rhizodeposition - An important source for carbon turnover in soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 165, n. 4, p. 397–407, 2002.
- ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 79, n. 1, p. 9–16, 2000.
- JOSA, R.; JORBA, M.; VALLEJO, V. R. Opencast mine restoration in a Mediterranean semi-arid environment: Failure of some common practices. **Ecological Engineering**, v. 42, p. 183–191, 2012.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace Elements in Soils**. [s.l.] Wiley, 2000. v. 77
- KEMMELMEIER, K.; EM, A. G. MINERAÇÃO DE FERRO EM MARIANA-MG. 2018.
- KHAN, A. G. Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 18, n. 4, p. 355–364, 2005.
- LEAKE, J. et al. Networks of power and influence: the role of mycorrhizal mycelium in controlling plant communities and agroecosystem functioning. **Canadian Journal of Botany**, v. 82, n. 8, p. 1016–1045, ago. 2004.
- LEI, K.; PAN, H.; LIN, C. Revistas e Livros Criar conta Uma abordagem de paisagem para restauração ecológica e desenvolvimento sustentável de áreas de mineração. p. 1–11, 2019.
- LI, H. et al. Sponge city construction in China: A survey of the challenges and opportunities. **Water (Switzerland)**, v. 9, n. 9, p. 1–17, 2017.
- LI, S.; LIBER, K. Influence of different revegetation choices on plant community and soil development nine years after initial planting on a reclaimed coal gob pile in the Shanxi mining area, China. **Science of the Total Environment**, v. 618, p. 1314–1323, 2018.
- LIN, L. et al. Effects of living hyperaccumulator plants and their straws on the growth and cadmium accumulation of *Cyphomandra betacea* seedlings. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 155, n. February, p. 109–116, 2018.
- LINGUA, G. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi differentially affect the response to high zinc concentrations of two registered poplar clones. **Environmental Pollution**, v. 153, n. 1, p. 137–147, 2008.
- LIU, L. et al. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 206–219, 2018.
- LONGO, R. M.; RIBEIRO, A. Í.; DE MELO, W. J. Uso da adubação verde na recuperação de solos degradados por mineração na floresta amazônica. **Bragantia**, v. 70, n. 1, p. 139–146, 2011a.
- LONGO, R. M.; RIBEIRO, A. Í.; DE MELO, W. J. Recuperação de solos degradados na exploração mineral de cassiterita: Biomassa microbiana e atividade da desidrogenase. **Bragantia**, v. 70, n. 1, p. 132–138, 2011b.
- MAPA, P. S. Rota de processo para o underflow da deslamagem de minério de ferro do concentrador da Samarco Mineração S.A. **Dissertação de Mestrado**, 2006.

- MATAMALA, R. et al. Impacts of Fine Root Turnover on Forest NPP and Soil C Sequestration Potential. **Science**, v. 302, n. 5649, p. 1385–1387, 21 nov. 2003.
- MATIAS, S. R. et al. Effect of rhizobia, mycorrhizal fungi and phosphate-solubilizing microorganisms in the rhizosphere of native plants used to recover an iron ore area in Brazil. **European Journal of Soil Biology**, v. 45, n. 3, p. 259–266, 2009.
- MCBRIDE, M. B. Reactions Controlling Heavy Metal Solubility in Soils. In: [s.l: s.n.]. v. 284p. 1–56.
- MCBRIDE, M.; SAUVE, S.; HENDERSHOT, W. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. **European Journal of Soil Science**, v. 48, n. 2, p. 337–346, jun. 1997.
- MENDEZ, M. O.; GLENN, E. P.; MAIER, R. M. Phytostabilization Potential of Quailbush for Mine Tailings. **Journal of Environment Quality**, v. 36, n. 1, p. 245, 2007.
- MENDEZ, M. O.; MAIER, R. M. Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 7, n. 1, p. 47–59, 2008.
- MERTENS, J. et al. Tree species effect on the redistribution of soil metals. **Environmental Pollution**, v. 149, n. 2, p. 173–181, set. 2007.
- MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. [s.l: s.n.].
- MIRANSARI, M. Hyperaccumulators, arbuscular mycorrhizal fungi and stress of heavy metals. **Biotechnology Advances**, v. 29, n. 6, p. 645–653, 2011.
- MORAES, J. M. A. DE S. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi in integrated crop livestock systems with intercropping in the pasture phase in the Cerrado. **Rhizosphere**, v. 11, n. July, p. 100165, set. 2019.
- MOREIRA SIQUEIRA, J., F. M. S. **Microbiologia e Bioquímica do solo**. 2006.
- NOYD, R. K. et al. Native prairie grasses and microbial community responses to reclamation of taconite iron ore tailing. **Canadian Journal of Botany**, v. 73, n. 10, p. 1645–1654, 2008.
- OLIVEIRA SILVA, A. et al. Soil microbiological attributes indicate recovery of an iron mining area and of the biological quality of adjacent phytophysionomies. **Ecological Indicators**, v. 93, n. April, p. 142–151, out. 2018.
- OMACHI, C. Y. et al. Atlantic Forest loss caused by the world's largest tailing dam collapse (Fundão Dam, Mariana, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 12, p. 30–34, nov. 2018.
- PAVAN, M.; BINGHAM, F. Toxidez de metais em plantas. I. Caracterização de toxidez de manganês em cafeeiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 16, n. 1978, 1981.
- PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo: decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, p. 911–920, jun. 2008.
- PEREIRA, E. L. Estudo do potencial de liquefação de rejeitos de minério de ferro sob carregamento estático. **Dissertação de Mestrado**, 2005.
- PRADO, I. G. DE O. et al. Revegetation process increases the diversity of total and arbuscular mycorrhizal fungi in areas affected by the Fundão dam failure in Mariana, Brazil.

Applied Soil Ecology, v. 141, n. February, p. 84–95, 2019a.

PRADO, I. G. DE O. et al. Revegetation process increases the diversity of total and arbuscular mycorrhizal fungi in areas affected by the Fundão dam failure in Mariana, Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 141, n. May, p. 84–95, 2019b.

QUADROS, P. D. DE et al. Coal mining practices reduce the microbial biomass, richness and diversity of soil. **Applied Soil Ecology**, v. 98, p. 195–203, 2016.

QUEIROZ, H. M. et al. The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? **Science of The Total Environment**, v. 637–638, p. 498–506, out. 2018.

RAHN, C. R.; LILLYWHITE, R. D. A study of the quality factors affecting the short-term decomposition of field vegetable residues. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 82, n. 1, p. 19–26, 2002.

RAMOS, F. T. et al. Indicadores De Qualidade Em Um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Revista Caatinga**, v. 23, p. 112–120, 2010.

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência & Ambiente**, v. 27, p. 29–48, 2003.

REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J. Compactação Do Solo Em Sistemas Agropecuários E Florestais: Identificação, Efeitos, Limites Críticos E Mitigação. **Tópicos em Ciência do Solo**, n. January, p. 49–134, 2007.

REINERT, J. D.; REICHERT, J. M. Propriedades física do solo. 2006.

RYDLOVÁ, J.; VOSÁTKA, M. Effect of *Glomus intraradices* isolated from PB-contaminated soil on PB uptake by *Agrostis capillaris* is changed by its cultivation in a metal-free substrate. **Folia Geobotanica**, v. 38, n. 2, p. 155–165, 2003.

SAGGIN JÚNIOR, J. O.; RIBEIRO, S. E. M. Micorriza arbuscular - Papel, funcionamento e aplicação da simbiose. In: AQUINO, A. M. DE; ASSIS, R. L. DE (Ed.). . **Processos biológicos no sistema solo-planta: ferramentas para uma agricultura sustentável**. Embrapa In ed. Brasília - DF: [s.n.]. v. 396p. 101–149.

SAIER, M. H.; TREVORS, J. T. Phytoremediation. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 205, n. S1, p. 61–63, 4 jan. 2010.

SALTON, J. C.; TOMAZI, M. Sistema Radicular de Plantas e Qualidade do Solo. **Embrapa Agropecuária Oeste-Comunicado Técnico (INFOTECA-E)**, n. 1, p. 1–6, 2014.

SANTAMARINA, J. C.; TORRES-CRUZ, L. A.; BACHUS, R. C. Why coal ash and tailings dam disasters occur. **Science**, v. 364, n. 6440, p. 526–528, 10 maio 2019.

SCHNÜRER, J. .; ROSSWALL, T. . Fluorescein Diacetate Hidrolysis as a Measure of Total Microbial Activity in Soil and Litter. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 43, n. 6, p. 1256–1261, 1982.

SER. The SER International Primer on Ecological Restoration. **www.ser.org & Tucson : Society for Ecological Restoration International**, v. 2, n. 2, p. 206–207, 2004.

SHU, W. . et al. Acidification of lead/zinc mine tailings and its effect on heavy metal mobility. **Environment International**, v. 26, n. 5–6, p. 389–394, maio 2001.

SILVA, J. A. A.; SANTOS, M.A.; KARAM, D. **COMPETIÇÃO INTERESPECÍFICA ENTRE CAPIM BRAQUIÁRIA E GIRASSOL – UM ENSAIO ADITIV.** XXVII Congresso Brasileiro da Ciência das Plantas Daninhas. **Anais...**2010

SILVA, D. L.; FERREIRA, M. C.; SCOTTI, M. R. O maior desastre ambiental brasileiro: de Mariana (MG) a Regência (ES). **Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico - UFMG**, v. 24, n. 2525–6084, p. 136–158, 2015.

SILVA, G. P. et al. Caracterização química, física e mineralógica de estéreis e rejeito da mineração de ferro da mina de Alegria, Mariana-Mg. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 36, n. 1, p. 45–52, 2006.

SILVA, S. R. et al. Caracterização de rejeito de mineração de ouro para avaliação de solubilização de metais pesados e arsênio e revegetação local. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 1, p. 189–196, fev. 2004.

SINHA, S. et al. Rhizosphere soil microbial index of tree species in a coal mining ecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, n. 9, p. 1824–1832, set. 2009.

SOUZA, L. H. et al. Efeito do pH do solo rizosférico e não rizosférico de plantas de soja inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum* na absorção de boro, cobre, ferro, manganês e zinco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 5, p. 1641–1652, out. 2010.

TEIXEIRA, A. F. DOS S. et al. Arbuscular mycorrhizal fungal communities in an iron mining area and its surroundings: Inoculum potential, density, and diversity of spores related to soil properties. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 41, n. 5, p. 511–525, set. 2017.

THAVAMANI, P. et al. Microbes from mined sites: Harnessing their potential for reclamation of derelict mine sites. **Environmental Pollution**, v. 230, p. 495–505, 2017.

THIJS, S. et al. Phytoremediation: State-of-the-art and a key role for the plant microbiome in future trends and research prospects. **International Journal of Phytoremediation**, v. 19, n. 1, p. 23–38, 2017.

TONIETTO, Â.; SILVA, J. J. M. C. Valoração de danos nos casos de mineração de ferro no Brasil. **Revista Brasileira de Criminalística**, v. 1, n. 1, p. 31, 20 set. 2011.

TORDOFF, G. M.; BAKER, A. J. M.; WILLIS, A. J. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. **Chemosphere**, v. 41, n. 1–2, p. 219–228, 2000.

VAN DE GEIJN S. C.; VAN VEEN J. A. Implications of Increased Carbon Dioxide Levels for Carbon Input and Turnover in Soils. **Vegetatio**, v. 104/105, p. 282–292, 1993.

VAN DER HEIJDEN, M. G. A. et al. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. **Nature**, v. 396, n. 6706, p. 69–72, nov. 1998.

VAN NEVEL, L. et al. Phytoextraction of metals from soils: How far from practice? **Environmental Pollution**, v. 150, n. 1, p. 34–40, nov. 2007.

VELOSO, C. A. C. et al. Influência do manganês sobre a nutrição mineral e crescimento da pimenteira do reino (*Piper nigrum*, L.). **Scientia Agricola**, v. 52, n. 2, p. 376–383, ago. 1995.

VIEIRA, C. K. et al. Morphological and molecular diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in revegetated iron-mining site has the same magnitude of adjacent pristine ecosystems. **Journal of Environmental Sciences**, v. 67, p. 330–343, maio 2018.

- VILELA, L. A. F. et al. Arbuscular mycorrhizal fungus in microbial activity and aggregation of a Cerrado Oxisol in crop sequence. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 38, n. 1, p. 34–42, 2014.
- WANG, S.; MULLIGAN, C. N. Enhanced mobilization of arsenic and heavy metals from mine tailings by humic acid. **Chemosphere**, v. 74, n. 2, p. 274–279, 2009.
- WANG, W. et al. Nutrient Exchange and Regulation in Arbuscular Mycorrhizal Symbiosis. **Molecular Plant**, v. 10, n. 9, p. 1147–1158, set. 2017.
- WOHLENBERG, E. V. et al. Dinâmica da agregação de um solo franco-arenoso em cinco sistemas de culturas em rotação e em sucessão. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 28, n. 5, p. 891–900, 2004.
- WONG, M. H. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. **Chemosphere**, v. 50, n. 6, p. 775–780, 2003.
- WU, S. et al. Geochemical and mineralogical constraints in iron ore tailings limit soil formation for direct phytostabilization. **Science of The Total Environment**, v. 651, p. 192–202, fev. 2019.
- ZHU, Y. G.; CHRISTIE, P.; SCOTT LAIDLAW, A. Uptake of Zn by arbuscular mycorrhizal white clover from Zn-contaminated soil. **Chemosphere**, v. 42, n. 2, p. 193–199, 2001.
- ZU, Y. et al. Effects of Intercropping of *Sonchus asper* and *Vicia faba* on Plant Cadmium Accumulation and Root Responses. **Pedosphere**, v. 0160, n. 2017, 2017.

ANEXO 1

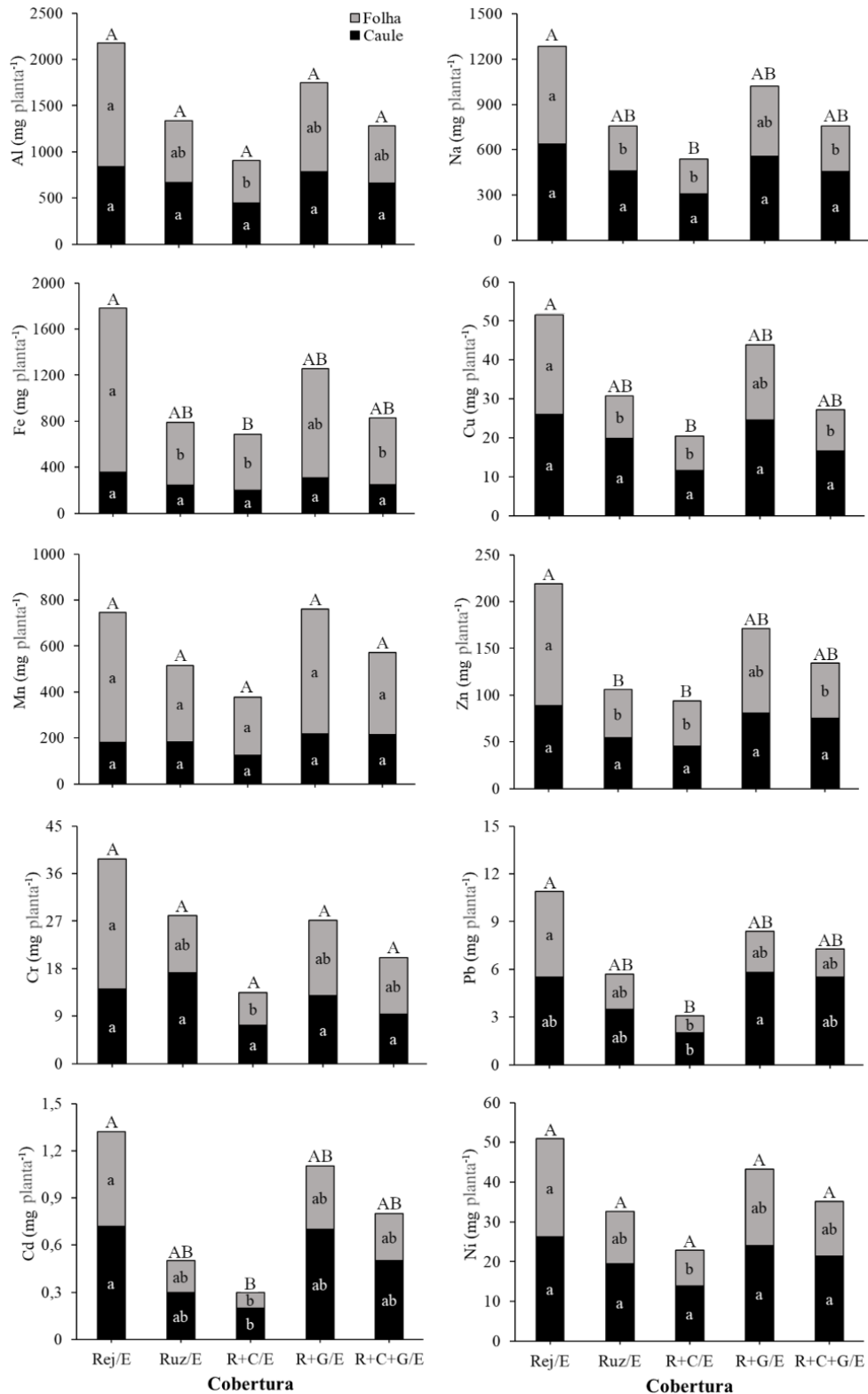
Resumo do quadro de análise de variância de desenvolvimento e acúmulo de elementos em arbórea *Enterolobium contortisiliquum* estabelecida em rejeito de mineração com diferentes sistemas de cobertura.

Atributo	Total		Folha		Caule	
	Significância do F	CV%	Significância do F	CV%	Significância do F	CV%
Altura	1,484 ^{ns}	36,50	-	-	-	-
Diâmetro	3,161 ^{**}	11,35	-	-	-	-
MS	2,609 ^{ns}	41,37	2,935 ^{**}	18,74	1,980 ^{ns}	39,63
Teor						
Na	2,549 ^{ns}	5,66	8,961 ^{**}	5,40	0,297 ^{ns}	8,14
Al	2,732 ^{ns}	4,22	9,266 ^{**}	5,07	1,074 ^{ns}	6,14
Cu	2,284 ^{ns}	22,60	2,284 ^{ns}	22,60	3,326 ^{**}	14,70
Fe	1,572 ^{ns}	20,07	1,466 ^{ns}	25,11	0,294 ^{**}	8,45
Mn	2,225 ^{ns}	13,89	1,154 ^{ns}	14,68	4,145 ^{**}	18,74
Zn	2,025 ^{ns}	17,85	1,338 ^{ns}	8,73	2,035 ^{ns}	18,91
Pb	5,984 ^{**}	17,03	1,070 ^{ns}	10,96	8,600 ^{**}	17,11
Cr	1,373 ^{ns}	21,24	5,742 ^{ns}	6,49	2,139 ^{ns}	14,31
Ni	3,051 ^{**}	4,44	15,006 ^{**}	2,43	1,017 ^{ns}	8,22
Cd	9,303 ^{**}	11,17	1,826 ^{ns}	18,99	12,268 ^{**}	11,95
Acúmulo						
Na	2,925 ^{**}	23,54	4,982 ^{**}	43,54	1,968 ^{ns}	40,77
Al	2,630 ^{ns}	24,89	3,495 ^{**}	26,75	1,432 ^{ns}	41,85
Cu	3,898 ^{**}	22,72	5,645 ^{**}	43,99	2,967 ^{ns}	38,85
Fe	3,497 ^{**}	50,90	4,160 ^{**}	54,20	1,106 ^{ns}	48,96
Mn	2,346 ^{ns}	39,73	3,313 ^{**}	41,12	1,046 ^{ns}	44,84
Zn	5,065 ^{**}	35,00	5,354 ^{**}	22,23	2,624 ^{ns}	37,09
Pb	3,510 ^{**}	24,92	3,653 ^{**}	36,28	3,300 ^{**}	20,21
Cr	2,281 ^{ns}	28,16	3,941 ^{**}	26,70	1,058 ^{ns}	69,23
Ni	2,187 ^{ns}	43,53	2,953 ^{**}	19,45	1,274 ^{ns}	44,24
Cd	3,953 ^{**}	35,00	4,182 ^{**}	6,74	3,670 ^{**}	36,74

MS: matéria seca; Na: sódio; Al: alumínio; Cu: cobre; Fe: ferro; Mn: manganês; Zn: zinco; Pb: chumbo; Cr: cromo; Ni: níquel; Cd: cádmio. ** significativo a $p < 0,05$; ^{ns}Não significativo ($p > 0,05$). CV% = coeficiente de variação.

ANEXO 2

Acúmulo de elementos em parte aérea fracionada em folha e caule de arbórea *Enterolobium contortisiliquum* estabelecida em rejeito de mineração com diferentes sistemas de cobertura. Médias seguidas de mesma letra minúscula em folha e mesma letra minúscula em caule, não se diferem pelo teste de Tukey a 5% de significância.



ANEXO 4

Legenda: Raizes das plantas herbáceas no término da segunda fase do estudo.
Fonte: Da autora (2019).

ARTIGO 3 – Atributos de qualidade de um Tecnosolo em processo de reabilitação submetido à diferentes sistemas de revegetação

Resumo: O estudo, dividido em duas fases, foi conduzido em casa de vegetação utilizando-se rejeito coletado a partir do rompimento da barragem de Fundão. A primeira fase do estudo (pré-cultivo) consistiu de um delineamento de blocos ao acaso em esquema fatorial 5x2, com três repetições, com duração de 100 dias. Os tratamentos consistiram de cinco diferentes cultivos e duas condições de inoculação com fungos micorrízicos arbusculares (FMAs), com e sem inoculação. Os cultivos corresponderam a *Urochloa ruziziensis* solteira (Ruz); *U. ruziziensis* consorciada com *Crotalaria spectabilis* (R+C); *U. ruziziensis* consorciada com *Guizotia abyssinica* (R+G); *U. ruziziensis* consorciada com *C. spectabilis* e *G. abyssinica* (R+C+G) e rejeito sem cultivo (Rej). A inoculação com FMAs foi realizada no momento da sementeira das culturas utilizando-se a espécie *Acaulospora morrowiae* (UFLA 226). Na segunda fase do estudo (cobertura), os tratamentos constaram de cinco sistemas de coberturas, sendo elas: *Urochloa ruziziensis* (Ruz/E); *U. ruziziensis* + *Crotalaria spectabilis* (R+C/E); *U. ruziziensis* + *Guizotia abyssinica* (R+G/E); *U. ruziziensis* + *C. spectabilis* + *G. abyssinica* (R+C+G/E) e rejeito sem cobertura (Rej/E), distribuídas num delineamento de blocos ao acaso, com cinco repetições. O pré-cultivo das plantas herbáceas teve duração de 100 dias. Após, as culturas foram cortadas na altura do coleto, trituradas em tamanhos de 5 cm e acondicionadas sobre o rejeito. Ainda, foi semeada sobre as coberturas, sementes de *Enterolobium contortisiliquum*, dando início a segunda fase do estudo, a qual teve duração de 120 dias. No pré-cultivo, não houve diferença na densidade de esporos. Não houve diferença entre os sistemas de cultivos inoculados e não inoculados. O carbono da biomassa microbiana (C-BM) foi influenciado pela interação entre os sistemas de cultivo e a inoculação de FMAs. As maiores taxas de respiração (Resp) em relação ao Tecnosolo sem cultura (Rej) foram observadas nas consorciações R+G e R+C+G. Quando inoculados, o cultivo Ruz apresentou o maior valor de qCO_2 . não se observou diferença entre os sistemas de cultivo e a inoculação de FMAs. A densidade do Tecnosolo (Ds) e a macroporosidade (Mac) não apresentaram diferenças entre os cultivos e a inoculação de FMAs. A porosidade total (PT) do Ruz diminuiu 15% em relação ao Ruz com inoculação. os cultivos R+G e R+G+C apresentaram os menores valores de Mic. O pH e o ferro (Fe) não foram influenciados pelos fatores cultivo e inoculação de FMAs Observou-se redução na disponibilidade de Cu nos cultivos R+G e R+C+G. Na segunda fase, houve efeito dos sistemas de cobertura na densidade de esporos. Ruz/E e R+G/E foram mais eficientes na incorporação do C-BM. Houve maior Resp em R+C+G/E. O Rej condicionou uma condição de estresse, com maior taxa de qCO_2 . Ruz/E e R+C/E apresentaram os maiores valores de hidrólise do FDA. A Ds, a Mac, A PT e a Mic não se diferiram. R+C+G/E apresentou o menor pH. Zn, Fe e o Mn não apresentaram diferenças. Em geral, os indicadores bioquímicos foram os mais sensíveis as alterações ocorridas em função dos diferentes sistemas. Os sistemas Ruz/E e R+C+G/E contribuem para a melhoria dos atributos bioquímicos do Tecnosolo., enquanto o sistema R+C/E não contribui com a melhoria no desenvolvimento dos atributos físicos do Tecnosolo.

Palavras-chave: Barragem de Fundão. Rejeito de mineração de ferro. Fungos micorrízicos arbusculares.

1 Introdução

O ferro é um dos elementos mais abundantes da crosta terrestre e também o mais explorado entre os elementos da classe dos metais (TONIETTO; SILVA, 2011). No Brasil, a maior parte das reservas desse minério está concentrada na região do Quadrilátero Ferrífero, em Minas Gerais (MG) (JESUS, 2014).

Em novembro de 2015, o reservatório de Fundão, responsável por armazenar rejeitos provenientes da extração de minério de ferro do Complexo Alegria, unidade de Germano, em Mariana – MG, com volume total de 56,6 milhões de m³ de rejeito, rompeu provocando o derramamento de 39,2 milhões de m³ de rejeito. Ao todo, a lama percorreu 670 km de corpos hídricos desde a barragem de Fundão até o oceano Atlântico (SCHAEFER et al., 2015), ocasionando o maior impacto ambiental do Brasil, principalmente pela deposição do grande volume de rejeito as margens dos rios da bacia hidrográfica do rio Doce.

Neste cenário, o estabelecimento da vegetação e sua manutenção sobre o rejeito, é uma eficaz estratégia de reabilitação das áreas que foram impactadas. No entanto, as propriedades físicas, químicas e biológicas impostas ao rejeito tendem a inibir os processos de formação de um Tecnosolo e o desenvolvimento das plantas, tornando o processo de recuperação lento (OMACHI et al., 2018; QUEIROZ et al., 2018).

A introdução de vegetação com o máximo de diversidade possível, favorece a estabilização de plantas e a sucessão vegetal ao longo do processo de reabilitação. Porém, a adequada seleção e combinação de espécies de culturas de rápido estabelecimento, é fundamental para a construção de um ecossistema sustentável (LI et al., 2017; WU et al., 2019).

Um dos requisitos básicos para o sucesso de qualquer técnica de revegetação, é encontrar plantas que sejam tolerantes aos contaminantes geralmente presente em áreas contaminadas (CARNEIRO; SIQUEIRA; MOREIRA, 2002). Existem evidências de que as plantas herbáceas possuem maior tolerância ao excesso de metais no solo do que as arbóreas (BAKER, 1987).

A utilização de arbóreas nativas tem ênfase no reflorestamento de áreas degradadas a vista disto, arbóreas leguminosas podem funcionar como condicionadores do Tecnosolo desempenhando um papel central no sucesso da revegetação, interagindo com os demais componentes (AHIRWAL; MAITI, 2018), como a ação da decomposição da serapilheira que exerce papel fundamental na reabilitação de áreas impactadas (COSTA et al., 2004).

Pressupõe-se ainda, que o uso combinado de plantas e microrganismos do solo para reabilitação de locais impactados por rejeito de mineração seja um método promissor (KHAN,

2005), tendo em vista que os microrganismos do solo desempenham papel fundamental no estabelecimento de ciclos biogeoquímicos que facilitam o desenvolvimento da cobertura vegetal (SINHA et al., 2009). Em particular, os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) que são importantes componentes da microbiota do solo e contribuem nutrição das plantas, amenização dos estresses bióticos e abióticos, com a estabilidade da estrutura do solo (VAN DER HEIJDEN et al., 1998; DICKIE et al., 2013). Em áreas impactadas pela mineração, os FMAs podem favorecer o desenvolvimento e a vitalidade das plantas, aumentando a oferta de nutrientes e a tolerância a estresses abióticos e bióticos (TEIXEIRA et al., 2017).

Diante do exposto, objetivou-se avaliar o efeito de cultivo de diferentes plantas em propriedades físicas, químicas e bioquímicas indicadoras de qualidade de solo em Tecnosolo formado a partir do rejeito depositado as margens dos rios da Bacia Hidrográfica do Rio Doce.

2 Material e Métodos

O experimento foi conduzido em casa de vegetação entre os meses de abril a novembro de 2018 utilizando Tecnosolo de mineração de ferro coletado as margens do rio Gualáxo do Norte, após dois anos do rompimento da barragem de Fundão em Mariana – MG (20° 16' 21,97" S e 43° 12' 4,32" W, 486 m de altitude). A área estava revegetada com gramínea do gênero *Cynodon dactylon* e diferentes leguminosas (*Cajanus cajan*, *Neonotonia wightii* e *Mimosa sp.*) e, apresentava deposição de rejeito superior a um m, sendo coletado na profundidade de 0 – 20 cm. As características químicas e granulometria do Tecnosolo foram: Argila: 80 g kg⁻¹; Silte: 366 g kg⁻¹; Areia: 555 g kg⁻¹; pH: 8,4; M.O.: 13 g kg⁻¹; K⁺: 73,1 mg dm⁻³; P: 10,24 mg dm⁻³; Na: 19,72 mg dm⁻³; Ca²⁺: 1,21 cmol_c dm⁻³; Mg²⁺: 0,1 cmol_c dm⁻³; Al³⁺: 0,07 cmol_c dm⁻³; H+Al: 0,73 cmol_c dm⁻³; SB: 1,85 cmol_c dm⁻³; t: 1,88 cmol_c dm⁻³; T: 2,46 cmol_c dm⁻³; V: 75,13%; m: 1,6%; P-rem: 49,57 mg L⁻¹; Zn: 1,63 mg dm⁻³; Fe: 167,24 mg dm⁻³; Mn: 130,64 mg dm⁻³; Cu: 0,71 mg dm⁻³; S: 7,39 mg dm⁻³.

A primeira fase do estudo (pré-cultivo) consistiu de um delineamento de blocos ao acaso em esquema fatorial 5 x 2, com 3 repetições, com duração de 100 dias. Sendo os tratamentos cinco sistemas de diferentes cultivos e duas condições de inoculação com fungo micorrízico arbuscular (FMA), com e sem inoculação. Os cultivos consistiram da seguinte maneira: *Urochloa ruziziensis* solteira (Ruz); *U. ruziziensis* consorciada com *Crotalária spectabilis* (R+C); *U. ruziziensis* consorciada com *Guizotia abyssinica* (R+G); *U. ruziziensis* consorciada com *C. spectabilis* e *G. abyssinica* (R+C+G) e Tecnosolo sem cultivo (Rej).

A inoculação com FMA foi realizada no momento da semeadura das culturas utilizando-se a espécie *Acaulospora morrowiae* (UFLA 226) proveniente de um vaso de cultivo com

Urochloa decumbens como planta hospedeira e multiplicado conforme indicação de Barbosa et al. (2019). Os tratamentos inoculados receberam 4 g de solo inóculo contendo cerca de 200 esporos e os tratamentos não inoculados receberam um filtrado do solo inóculo, porém, sem esporos de FMAs. A densidade de esporos de FMAs nativos recuperados do Tecnosolo antes do início da primeira fase foi de 130 esporos em 50 g de Tecnosolo.

Na segunda fase do estudo (cobertura), os tratamentos constaram de cinco sistemas de coberturas, sendo elas: *Urochloa ruziziensis* (Ruz/E); *U. ruziziensis* + *Crotalaria spectabilis* (R+C/E); *U. ruziziensis* + *Guizotia abyssinica* (R+G/E); *U. ruziziensis* + *C. spectabilis* + *G. abyssinica* (R+C+G/E) e Tecnosolo sem cobertura (Rej/E), distribuídas num delineamento de blocos ao acaso, com cinco repetições. O pré-cultivo das culturas teve duração de 100 dias. Após isso, as culturas foram cortadas na altura do coleto, trituradas em tamanhos de 5 cm e acondicionadas sobre o Tecnosolo. Na sequência, foram semeadas sobre as coberturas, sementes de *Enterolobium contortisiliquum*, dando início à segunda fase do estudo, a qual teve duração de 120 dias. A produção de matéria seca da parte aérea das plantas de cobertura encontra-se na Tabela 1.

Tabela 1 – Matéria seca de parte aérea da fase de pré-cultivo adicionada em cobertura em Tecnosolo em desenvolvimento.

Cultura	g vaso ⁻¹ Sistema ⁻¹				
	Rej/E	Ruz/E	R+C/E	R+G/E	R+C+G/E
<i>U. ruziziensis</i>	-	15,772	8,738	7,332	5,127
<i>C. spectabilis</i>	-	-	2,962	-	4,002
<i>G. abyssinica</i>	-	-	-	8,090	5,961

Valores expressos em g espécie⁻¹ vaso⁻¹.

A adubação de implantação foi realizada aplicando-se via solução nutritiva 25,0 mg kg⁻¹ de N; 55,3 mg kg⁻¹ de P; 5,5 mg kg⁻¹ de K; 33,8 mg kg⁻¹ de S; 1,0 mg kg⁻¹ de B; 0,10 mg kg⁻¹ de Co; 5,0 mg kg⁻¹ de Cl; 0,10 mg kg⁻¹ de Mo e 25,0 mg kg⁻¹ de Mg. Foram realizadas duas adubações de cobertura via solução nutritiva, aos 48 e 85 dias de implantação das culturas, ambas contendo 300 mg de K e 300 mg de N kg⁻¹ Tecnosolo. Ainda, na segunda fase do estudo, a arbórea *Enterolobium contortisiliquum* foi adubada via solução nutritiva com 300 mg kg⁻¹ de K e 300 mg kg⁻¹ de N, 60 dias após a germinação.

As sementes de *E. contortisiliquum* foram escarificadas mecanicamente com lixa nº 60 e foram plantadas quatro sementes por vaso, efetuando-se o desbaste permitindo o crescimento

de uma planta por vaso. A irrigação foi feita diariamente, em ambas as fases, mantendo-se a umidade em 60% do volume total de poros com água destilada.

No término de ambas as fases, avaliaram-se os atributos químicos, físicos e biológicos no Tecnosolo. Para avaliar a densidade de esporos de FMAs, foram pesados 50 g de Tecnosolo para a extração dos esporos, seguindo a técnica de peneiramento úmido em malhas de 0,710 mm e 0,045 mm (GERDEMANN; NICOLSON, 1963), com posterior centrifugações a 3000 rpm em água destilada e 2000 rpm em sacarose 50% por três e dois minutos, respectivamente.

A determinação do carbono da biomassa microbiana (C-BM) foi feita conforme o método da fumigação-extração proposto por Vance et al. (1987). O C orgânico dos extratos foi oxidado por 2 mL de $K_2Cr_2O_7$ 66,7 mmol L⁻¹, 10 mL de H_2SO_4 e 5 mL de H_3PO_4 em placa de aquecimento e, titulado com $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$ mmol L⁻¹ padronizado, na presença de difenilamina 1%. A avaliação foi realizada em triplicata e, para cada 10 amostras, fez-se uma prova em branco. Calculando-se a diferença do carbono entre as amostras fumigadas e não fumigadas, determinou-se o C-BM em $\mu g C g^{-1}$ de Tecnosolo seco.

A respiração microbiana do solo (Resp) foi determinada utilizando o método de captura do CO_2 pelo NaOH proposto por Alef; Nannipieri (1995). A avaliação foi realizada em triplicata e para cada 10 amostras, realizou-se a prova em branco, sendo a respiração microbiana do solo determinada em $\mu g C-CO_2 g^{-1}$ de Tecnosolo seco h⁻¹.

Determinou-se o quociente metabólico (qCO_2) a partir da relação entre os dados da respiração microbiana do solo e o carbono da biomassa microbiana, segundo metodologia proposta por Anderson; Domsch (1978).

A determinação do potencial de hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) foi realizada conforme metodologia proposta por Schnürer; Rosswall, (1982), observando-se a densidade óptica em espectro fotômetro a 490 nm, a partir de curva padrão, sendo os resultados expressos em μg fluoresceína g⁻¹ de Tecnosolo seco h⁻¹.

Para determinação das avaliações físicas, amostras de solo com estrutura indeformada foram coletadas com anéis de volume interno conhecido na camada de 0 a 5 cm. As amostras foram saturadas por 48 horas e em seguida foram drenadas no potencial equivalente a 6 kPa em uma unidade de sucção. A partir dos valores de umidade com saturação da amostra e dos valores de massa do Tecnosolo seco a 105°C, calculam-se os valores de macro (Mac), micro (Mic) e porosidade total do Tecnosolo (PT) (ALMEIDA et al., 2017). A densidade do Tecnosolo (Ds) foi calculada pela relação entre a massa do solo seco em estufa a 105° C e o volume da amostra.

A análise química do Tecno solo consistiu na determinação dos teores disponíveis de Zn, Fe, Cu e Mn utilizando-se a espectrofotometria de absorção atômica, tendo como extrator o Mehlich-1 (HCl 0,05 N + H₂SO₄ 0,025 N).

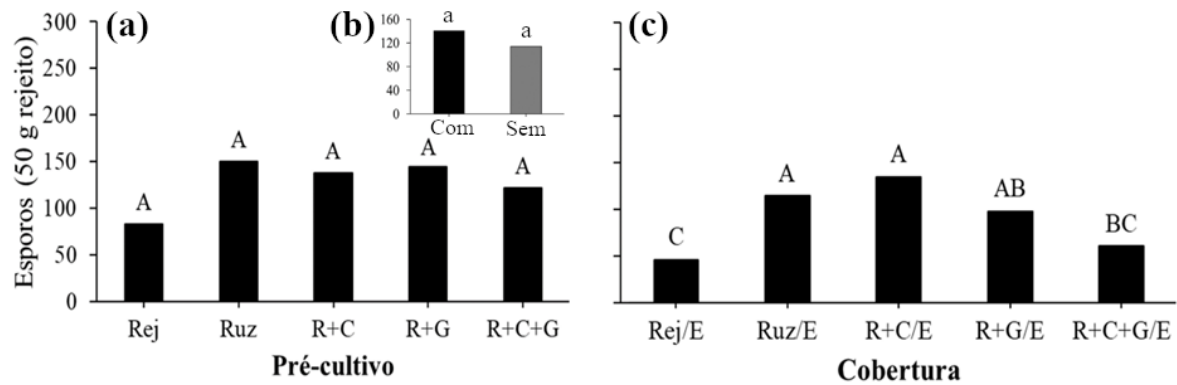
Os resultados foram submetidos à normalidade dos dados (Shapiro Wilk) e, quando necessário, os dados foram transformados em raiz quadrada ou log de x, bem como foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e, quando significativo, aplicou-se o teste de Tukey a 5% de significância, utilizando o programa estatístico SISVAR versão 5.3. Procedeu-se à análise de componentes principais (PCA) a partir dos dados obtidos dos atributos físicos, químicos e bioquímicos da primeira fase com e sem inoculação e, da segunda fase do estudo, utilizando-se o pacote *vegan* na linguagem estatística RStudio versão 3.6 (R Core Team, 2019). Utilizou-se teste de coeficiente de correlação de Pearson para os dados referentes aos atributos químicos, físicos e bioquímicos do Tecno solo.

3 Resultados e Discussão

Na primeira fase, não houve influência dos sistemas de cultivo e da inoculação de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) na densidade de esporos, bem como a não interação entre ambos os fatores (Anexo 1). Já na segunda fase, houve efeito significativo ($p < 0,05$) somente dos sistemas de cobertura.

No pré-cultivo, apesar de não ter havido diferença na densidade de esporos, observou-se uma tendência de aumento na presença das culturas em relação ao Tecno solo sem cultura (Rej) (Figura 1a), e isso refletiu na segunda fase do estudo (Figura 1c). Os FMAs foram influenciados negativamente pela ausência de vegetação, o que resultou em uma diminuição significativa na densidade de esporos no cultivo da *E. contortisiliquum* sem cobertura (Rej/E), com apenas 43 esporos recuperados (Figura 1c). Por serem considerados biotróficos obrigatórios, os FMAs necessitam de raízes de plantas para sua sobrevivência, pois é a partir delas que eles recebem os carboidratos que viram fonte de energia (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Durante o período vegetativo, as plantas liberam no solo, via rizodeposição, até 20% do carbono que é fixado mediante fotossíntese (HÜTSCH; AUGUSTIN; MERBACH, 2002). Consequentemente, este carbono estimula a germinação de esporos e o desenvolvimento dos FMAs, e apesar da introdução da arbórea, o longo período em que o Tecno solo permaneceu sem cultivo (Rej/E) foi suficiente para reduzir a quantidade de propágulos viáveis, influenciando diretamente a densidade de esporos (Figura 1c). Quando avaliada a influência das demais coberturas, observou-se que as maiores densidades de esporos foram recuperadas em Ruz/E, R+C/E e R+G/E (Figura 1c).

Figura 1 – a) Densidade de esporos de fungos micorrízicos arbusculares em Tecno solo de mineração de ferro pré-cultivado. b) Influência da inoculação de fungos micorrízicos arbusculares na densidade de esporos em Tecno solo de mineração de ferro, em que, Com = com inoculação e Sem = sem inoculação. c) Densidade de esporos de fungos micorrízicos arbusculares em Tecno solo de mineração de ferro cultivado com *Enterolobium contortisiliquum* em diferentes plantas de coberturas. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula em (a) e minúscula em (b) e, mesma letra maiúscula em (c), não se diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Tratamentos: Rej: Tecno solo sem cobertura; Ruz: Tecno solo com *Urochloa ruziziensis*; R+C: Tecno solo com *U. ruziziensis* + *Crotalaria spectabilis*; R+G: Tecno solo com *U. ruziziensis* + *Guizotia abyssinica*; R+C+G: Tecno solo com *U. ruziziensis* + *C. spectabilis* + *G. abyssinica*.

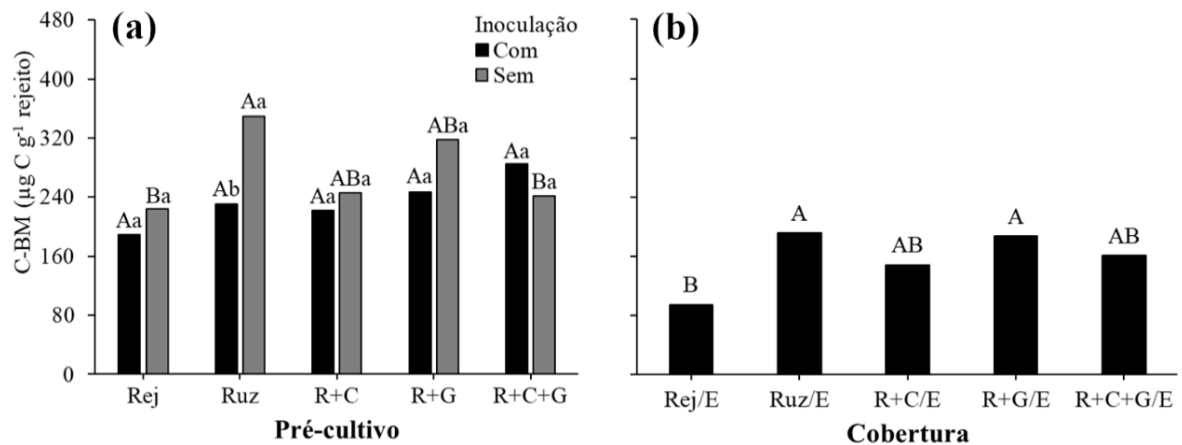


Em relação ao fator inoculação, não houve diferença entre os sistemas de cultivos inoculados e não inoculados, com 141 e 114 esporos recuperados, respectivamente (Figura 1b). A ausência de diferença está relacionada ao fato de o Tecno solo não ter sido esterilizado. No início do estudo, o Tecno solo já apresentava uma alta densidade de esporos (130 esporos 50 mL de Tecno solo), os quais foram suficientes para assegurar, durante os 100 dias de duração da fase de pré-cultivo, o alto potencial de inóculo do Tecno solo. Essa alta densidade de esporos presente no Tecno solo após dois anos do rompimento da barragem demonstra a grande capacidade adaptativa dos FMAs em colonizar ambientes degradados (TEIXEIRA et al., 2017; VIEIRA et al., 2018), além de mostrar que as áreas próximas, não impactadas, foram fontes de inóculo de FMAs com capacidade adaptativa para a retomada de importantes serviços ecossistêmicos (PRADO et al., 2019).

O carbono da biomassa microbiana (C-BM) foi influenciado significativamente ($p < 0,05$) pela interação entre os sistemas de cultivo e a inoculação de FMAs, bem como se apresentou variável em função das coberturas na segunda fase do estudo (Anexo 1). Quando inoculados, não se observou diferença entre os sistemas de cultivo (Figura 2a). Desse modo, fica evidente a importância dos FMAs na composição da biomassa microbiana, os quais, segundo Leake et al. (2004), podem corresponder de 20 a 30% do C-BM.

Carneiro et al. (2008) observaram que a rápida recuperação do C-BM em área minerada para extração de bauxita em processo de reabilitação está intimamente relacionada com a revegetação da área, a qual reestabelece a entrada de C via rizosfera e proporciona incrementos na biomassa microbiana. Isso diverge dos resultados observados na fase de pré-cultivo sem inoculação, haja vista que o C-BM do sistema R+C+G não se diferiu do Tecnosolo sem cultura (Rej), sendo os menores valores observados, em média, $118 \mu\text{g C g}^{-1}$ Tecnosolo a menos em relação ao cultivo Ruz (Figura 2a). Ao observar os valores de C-BM dentro de uma mesma condição no pré-cultivo, nota-se que a Ruz sem inoculação foi o único que apresentou diferença significativa ($p < 0,05$) em relação ao mesmo com inoculação (Figura 2a).

Figura 2 – a) Carbono da biomassa microbiana de Tecnosolo de mineração de ferro pré-cultivado com diferentes culturas e inoculação de fungos micorrízicos arbusculares. b) Carbono da biomassa microbiana de Tecnosolo de mineração de ferro cultivado com *Enterolobium contortisiliquum* em diferentes plantas de coberturas. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro de uma mesma condição de inoculação e mesma letra minúscula dentro de uma mesma condição de pré-cultivo em (a), e mesma letra maiúscula em (b), não se diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Tratamentos: Rej: Tecnosolo sem cobertura; Ruz: Tecnosolo com *Urochloa ruziziensis*; R+C: Tecnosolo com *U. ruziziensis* + *Crotalaria spectabilis*; R+G: Tecnosolo com *U. ruziziensis* + *Guizotia abyssinica*; R+C+G: Tecnosolo com *U. ruziziensis* + *C. spectabilis* + *G. abyssinica*.



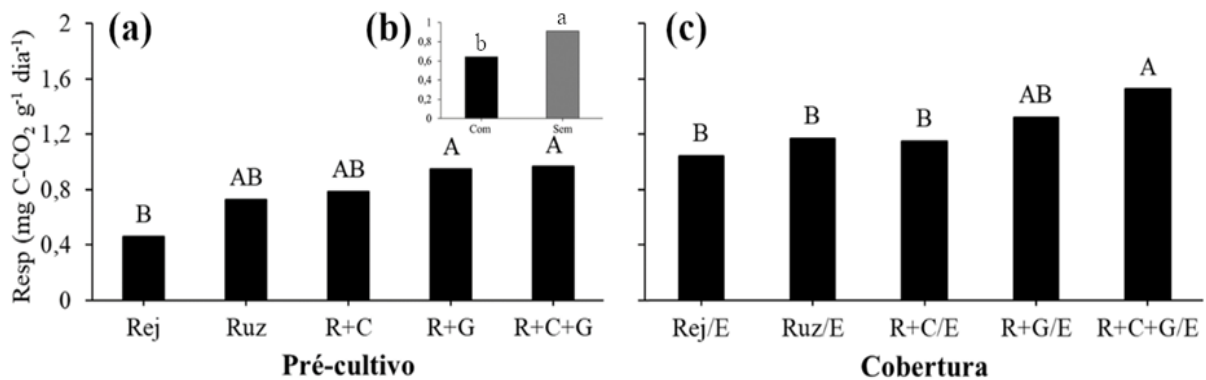
A biomassa microbiana é considerada a fração viva da matéria orgânica (MO) e atua em importantes processos ecossistêmicos no solo, como a decomposição de resíduos orgânicos, a ciclagem e transformação de nutrientes entre outros (ANDERSON; DOMSCH, 1978), estando sensível as modificações no manejo. Uma vez que a entrada de C no *pool* da MO ocorre via deposição de serapilheira, incorporação de resíduos vegetais no perfil e via sistema radicular

(VAN DE GEIJN; VAN VEEN, 1993), é corroborado que o cultivo da *E. contortisiliquum* sem cobertura (Rej/E) apresentou o menor valor de C-BM (Figura 2b); o qual pode estar relacionado ao fato de o Tecnosolo ter ficado exposto e, conseqüentemente favorecer maiores variações de temperatura e umidade, bem como por não haver disponibilidade de resíduos orgânicos para serem decompostos e mineralizados prejudicando a biomassa microbiana (MOREIRA SIQUEIRA, 2006). Segundo Moreira; Siqueira (2006), geralmente, valores de biomassa encontrados em áreas perturbadas, são inferiores a $100 \mu\text{g C g}^{-1}$. No presente estudo, o sistema Rej/E apresentou valor de C-BM de $94,6 \mu\text{g C g}^{-1}$ de Tecnosolo.

Dessa maneira, os sistemas compostos pelas coberturas Ruz/E e R+G/E foram mais eficientes em contribuir com o aumento da biomassa microbiana, incorporando em média, $94 \mu\text{g C g}^{-1}$ Tecnosolo a mais em relação ao sistema Rej/E (Figura 2b), enquanto os sistemas compostos pelas coberturas R+C/E e R+C+G/E não se diferiram dos demais sistemas observados. O C oriundo dos resíduos culturais podem ter diferentes biodisponibilidades à decomposição enzimática pelos microrganismos (RAHN; LILLYWHITE, 2002). Sendo assim, a presença da *C. spectabilis* nos sistemas R+C/E e R+C+G/E pode ter contribuído com os valores de C-BM observados, já que se trata de uma cultura de baixa relação C/N, enquanto nos sistemas compostos pelas coberturas Ruz/E e R+G/E os aumentos no C-BM são condicionantes de um incremento na ciclagem de nutrientes do solo, pois estão imobilizados na biomassa (CARNEIRO et al., 2008).

Na fase de pré-cultivo, a respiração basal do Tecnosolo (Resp) foi influenciada significativamente ($p < 0,05$) pelos cultivos e pela inoculação de FMAs (Anexo 1). Houve ainda, influência das coberturas na respiração na segunda fase do estudo. Altas taxas de respiração podem expressar tanto um cenário de distúrbio ecológico, quanto um elevado nível de produtividade do ecossistema (ANDERSON; DOMSCH, 1978; ISLAM; WEIL, 2000). No pré-cultivo, as maiores taxas de respiração em relação ao Tecnosolo sem cultura (Rej) foram observadas nas consorciações R+G e R+C+G, ao passo que as taxas de respiração dos cultivos Ruz e R+C não se diferiram das demais (Figura 3a).

Figura 3 – a) Respiração basal de Tecno solo de mineração de ferro pré-cultivado. b) Influência da inoculação de fungos micorrízicos arbusculares na respiração basal de Tecno solo de mineração de ferro, em que, Com= com inoculação e Sem = sem inoculação. c) Respiração basal de Tecno solo de mineração de ferro cultivado com *Enterolobium contortisiliquum* em diferentes plantas de coberturas. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula em (a) e minúscula em (b) e, mesma letra maiúscula em (c), não se diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Tratamentos: Rej: Tecno solo sem cobertura; Ruz: Tecno solo com *Urochloa ruziziensis*; R+C: Tecno solo com *U. ruziziensis* + *Crotalaria spectabilis*; R+G: Tecno solo com *U. ruziziensis* + *Guizotia abyssinica*; R+C+G: Tecno solo com *U. ruziziensis* + *C. spectabilis* + *G. abyssinica*.



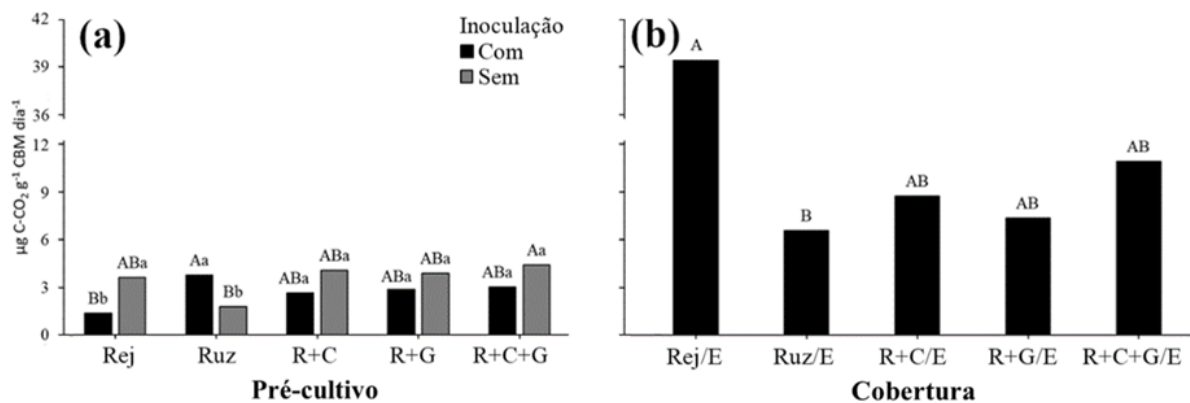
Ainda na fase de pré-cultivo, os sistemas de cultivo com inoculação apresentaram as menores taxas de respiração em comparação aos cultivos sem inoculação, sendo uma diferença bastante considerável de 0,270 mg C-CO₂ g⁻¹ dia⁻¹ (Figura 3b). Isso indica que a biomassa microbiana dos sistemas de cultivos sem inoculação está utilizando maiores quantidades de C para sua manutenção.

Na segunda fase do estudo, a respiração variou com os diferentes sistemas de cobertura, observando-se maior taxa de respiração em R+C+G/E (Figura 3c), a qual apresentou alta correlação com o pH do Tecno solo (Anexo 3). Isso indica que a diminuição no pH aumentou a atividade metabólica, alterando a velocidade de decomposição do material de cobertura. Por sua vez, os menores valores ocorreram nos sistemas Rej/E, Ruz/E e R+C/E. O sistema de cobertura R+G/E não apresentou diferença entre os demais.

No pré-cultivo, o quociente metabólico (qCO_2) foi influenciado significativamente ($p < 0,05$) pela interação entre os sistemas de cultivo e a inoculação de FMAs, assim como na fase em sucessão, houve influência dos diferentes sistemas de cobertura (Anexo 1). Na fase de pré-cultivo, quando inoculados, o cultivo Ruz apresentou o maior valor de qCO_2 , sendo 2,43 mg C-CO₂ g⁻¹ a mais em relação ao Tecno solo sem cultura (Rej), que foi o menor qCO_2 observado (Figura 4a), enquanto o qCO_2 dos cultivos R+C, R+G e R+C+G não se diferiram dos demais. Já no pré-cultivo sem inoculação, observou-se que a consorciação das culturas R+C+G

apresentou o maior valor de $q\text{CO}_2$, sendo este 60% superior ao cultivo com a Ruz, único em que a taxa de $q\text{CO}_2$ sem inoculação foi inferior ao inoculado (Figura 4a). O alto valor de $q\text{CO}_2$ observado no cultivo R+C+G é decorrente da alta taxa de respiração observado no mesmo, os quais apresentaram alta correlação positiva (Anexo 2b).

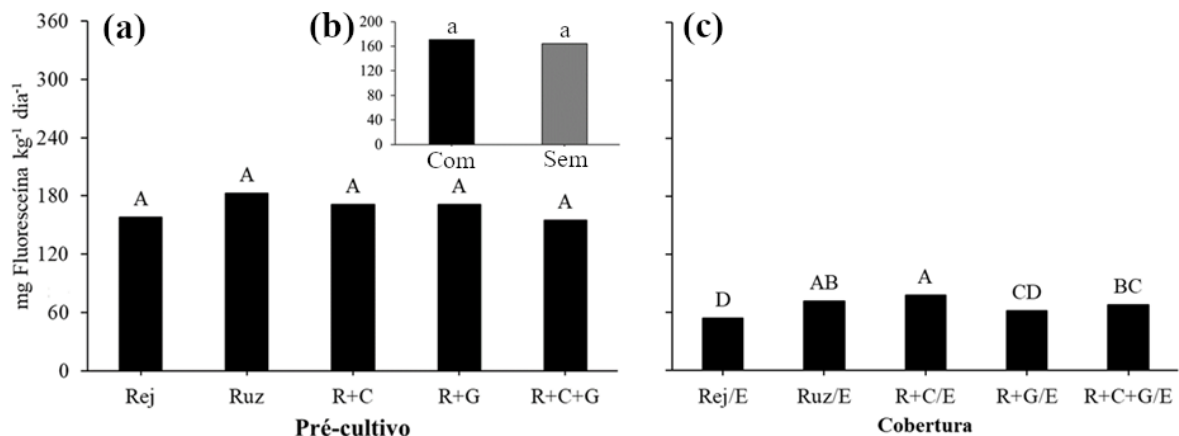
Figura 4 – a) Quociente metabólico de Tecno solo de mineração de ferro pré-cultivado. b) Respiração basal de Tecno solo de mineração de ferro cultivado com *Enterolobium contortisiliquum* em diferentes plantas de coberturas. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro de uma mesma condição de inoculação e mesma letra minúscula dentro de uma mesma condição de pré-cultivo em (a), e mesma letra maiúscula em (b), não se diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Tratamentos: Rej: Tecno solo sem cobertura; Ruz: Tecno solo com *Urochloa ruziziensis*; R+C: Tecno solo com *U. ruziziensis* + *Crotalaria spectabilis*; R+G: Tecno solo com *U. ruziziensis* + *Guizotia abyssinica*; R+C+G: Tecno solo com *U. ruziziensis* + *C. spectabilis* + *G. abyssinica*.



Na segunda fase, assim como na fase de pré-cultivo, observou-se a menor taxa de $q\text{CO}_2$ no sistema Ruz/E. O $q\text{CO}_2$ representa a quantidade de C-CO₂ que é liberado por unidade de C-BM em um determinado tempo (ANDERSON; DOMSCH, 1978). Dessa forma, tem-se que a sucessão dos sistemas de pré-cultivo Ruz e cobertura Ruz/E apresenta uma biomassa microbiana mais eficiente na utilização de compostos orgânicos, haja vista que ocorre maior incorporação de C ao compartimento microbiano e menor liberação de C na forma de CO₂, explicado pela correlação entre C-BM e $q\text{CO}_2$ (Anexo 2b, 3). Diversos estudos relatam que baixos valores de $q\text{CO}_2$ indicam ambientes mais estáveis (ANDERSON; DOMSCH, 1978; MEDEIROS et al., 2017; SILVA et al., 2018). Assim, pode-se verificar que o sistema composto pela *E. contortisiliquum* sem cobertura (Rej/E) apresenta uma condição estressante, uma vez que apresentou os maiores valores de $q\text{CO}_2$ (Figura 4b), enquanto os demais sistemas não se diferiram.

Para a hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA), não se observou diferença entre os sistemas de cultivo e a inoculação de FMAs, bem como sua interação, enquanto na fase em sucessão, houve influência dos sistemas de cobertura (Anexo 1). O potencial de hidrólise do FDA não diferiu entre os sistemas de cultivo, apresentando uma variação de 155 a 182,3 mg kg⁻¹ dia⁻¹, respectivamente, em R+C+G e Ruz (Figura 5a). Em um estudo observacional dos indicadores microbiológicos em diferentes usos da terra impactados pela deposição do rejeito da barragem de Fundão, Batista et al. (2019 – dados ainda não publicados) observaram alta hidrólise do FDA em uma área de floresta primária não impactada, utilizada como referência, sendo de 717,7 mg kg⁻¹ dia⁻¹. Carneiro et al. (2008) observaram que a hidrólise do FDA aumentou rapidamente após a reabilitação de uma área minerada para extração de bauxita em comparação com a área utilizada como referência, resultados que não corroboram com os verificados nesse estudo, uma vez que os diferentes sistemas de cultivos com presença de culturas não diferiram da hidrólise do FDA observada no Rej (Figura 5a). Não houve diferença entre os sistemas de cultivos com e sem inoculação de FMA (Figura 5b).

Figura 5 – a) Hidrólise do diacetato de fluoresceína em Tecnosolo de mineração de ferro pré-cultivado. b) Influência da inoculação de fungos micorrízicos arbusculares na hidrólise do diacetato de fluoresceína de Tecnosolo de mineração de ferro, em que, Com= com inoculação e Sem = sem inoculação. c) Hidrólise do diacetato de fluoresceína de Tecnosolo de mineração de ferro cultivado com *Enterolobium contortisiliquum* em diferentes plantas de coberturas. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula em (a) e minúscula em (b) e, mesma letra maiúscula em (c), não se diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Tratamentos: Rej: Tecnosolo sem cobertura; Ruz: Tecnosolo com *Urochloa ruziziensis*; R+C: Tecnosolo com *U. ruziziensis* + *Crotalaria spectabilis*; R+G: Tecnosolo com *U. ruziziensis* + *Guizotia abyssinica*; R+C+G: Tecnosolo com *U. ruziziensis* + *C. spectabilis* + *G. abyssinica*.



Diversas enzimas, como as lipases, as proteases e as esterases, são liberadas em grande quantidade pelos decompositores primários (fungos e bactérias), as quais catalisam a hidrólise do FDA, representando assim, o potencial heterotrófico da biota do solo (DORAN et al., 1996).

Assim a hidrólise do FDA indica efeitos no ciclo de energia do sistema solo-planta e de nutrientes no solo (CARNEIRO et al., 2008). Estratégias que promovam o incremento deste atributo no Tecnosolo são ponto-chave para o sucesso do processo de reabilitação das áreas que foram impactadas pela deposição do rejeito. Dado a isso, os sistemas de coberturas Ruz/E e R+C/E apresentaram os maiores valores de hidrólise do FDA, sendo observado atividade 25,1 e 30,5%, respectivamente, superiores ao sistema cultivado sem cobertura (Rej/E), menor atividade observada (Figura 5c). Tais atividades estão relacionadas à densidade de esporos capturados nos respectivos sistemas (Anexo 3). Os sistemas Rej/E e R+G/E apresentaram os menores valores de hidrólise do FDA, respectivamente, 53,9 e 61,4 mg kg⁻¹ dia⁻¹ (Figura 5c). A FDA correlacionou-se negativamente com a Mic dos sistemas de cobertura (Anexo 3); desta maneira, apesar de não haver diferença na Mic, observou-se uma tendência de aumento da distribuição dos microporos (Tabela 2), a qual foi suficiente para reduzir a hidrólise do FDA em ambos os sistemas.

A densidade do Tecnosolo (Ds) e a macroporosidade (Mac) não apresentaram diferenças entre os cultivos e a inoculação de FMAs na primeira fase do estudo, enquanto a porosidade total (PT) e a microporosidade (Mic) foram influenciadas significativamente ($p < 0,05$) pela interação entre ambos os fatores (Anexo 1). Na fase de pré-cultivo, não se observou diferença na Ds do Tecnosolo, com variação de 1,53 a 1,61 kg dm⁻³ (Tabela 2). Valores de Ds associados ao estado de compactação situados em torno de 1,70 kg dm⁻³ para solos frango-arenosos podem limitar o crescimento radicular das plantas (REICHERT; REINERT; BRAIDA, 2003). O Tecnosolo é constituído por 55% de areia, sendo classificado de textura silto-arenosa, com alta probabilidade de restrição ao crescimento radicular. Contudo, Almeida et al. (2018), estudando o potencial de sorção do rejeito depositado na Bacia do Rio Doce após o rompimento da barragem, verificaram que a densidade de partículas apresentou um valor de 2,94 g cm³, condizente para solos com alto teor de ferro. Logo, a alta Ds observada no presente estudo é justificada pela presença de grande quantidade de óxidos de ferro na composição do rejeito, o qual não varia com o manejo do Tecnosolo (REINERT; REICHERT, 2006).

Tabela 2 – Atributos físicos de Tecno solo de mineração de ferro submetido ao pré-cultivo de diferentes culturas inoculadas com fungo micorrízico arbuscular e em sucessão, *Enterolobium cortotisiliquum* sobre diferentes sistemas de cobertura.

	Pré-cultivo					
	Ds	Mac	PT		Mic	
	kg dm ⁻³		kg kg ⁻¹			
	-	-	Com	Sem	Com	Sem
Rej	1,61 A	0,098 A	0,390 Ba	0,419 Aa	0,320 ABa	0,295 Abb
Ruz	1,57 A	0,115 A	0,461 Aa	0,378 Ab	0,328 Aa	0,280 Bb
R+C	1,55 A	0,104 A	0,399 ABa	0,432 Aa	0,307 ABa	0,315 Aa
R+G	1,53 A	0,107 A	0,400 ABa	0,393 Aa	0,297 Ba	0,280 Ba
R+C+G	1,53 A	0,136 A	0,436 ABa	0,432 Aa	0,292 Ba	0,291 Aba
Com	1,57 A	0,107 A	-	-	-	-
Sem	1,54 A	0,117 A	-	-	-	-

	Cobertura			
	kg dm ⁻³		kg kg ⁻¹	
Rej/E	1,55 A	0,112 A	0,436 A	0,324 A
Ruz/E	1,48 A	0,119 A	0,427 A	0,307 A
R+C/E	1,52 A	0,128 A	0,431 A	0,303 A
R+G/E	1,52 A	0,112 A	0,434 A	0,321 A
R+C+G/E	1,55 A	0,116 A	0,419 A	0,303 A

Ds: densidade do Tecno solo; PT: porosidade total; Mic: microporosidade; Mac: macroporosidade. Com inoc: com inoculação e Sem inoc.: sem inoculação. Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha no pré-cultivo e mesma letra maiúscula na cobertura não se diferenciam pelo teste de Tukey a 5% de significância. Tratamentos: Rej: Tecno solo sem cobertura; Ruz: Tecno solo com *Urochloa ruziziensis*; R+C: Tecno solo com *U. ruziziensis* + *Crotalaria spectabilis*; R+G: Tecno solo com *U. ruziziensis* + *Guizotia abyssinica*; R+C+G: Tecno solo com *U. ruziziensis* + *C. spectabilis* + *G. abyssinica*.

Ainda que não tenha havido diferença na Ds do Tecno solo entre os cultivos, observa-se uma variação de 1,53 a 1,61 kg dm⁻³, com uma tendência de aumento da Ds do Tecno solo quando não cultivado, a qual promoveu uma redução de 15% na distribuição dos poros no Tecno solo sem cultura, em comparação a PT do cultivo Ruz com inoculação (Tabela 2). Nos demais cultivos, a PT não se diferiu dos demais valores observados em Rej e Ruz. Nos demais cultivos, a PT não se diferiu dos valores observados em Rej e Ruz. Por outro lado, nos cultivos sem inoculação, não houve diferença na PT, com variação de 0,378 a 0,432 kg kg⁻¹. Em relação a PT dentro de uma mesma condição de pré-cultivo, apenas a Ruz apresentou diferença significativa ($p < 0,05$), a qual equivaleu-se de uma amplitude de 0,083 kg kg⁻¹ na distribuição dos poros totais a mais quando inoculado.

Condições adversas que afetam a estrutura do solo promovendo efeito no aumento da densidade, acarretam em diminuições na porosidade total, em especial, na macroporosidade (ALVES; SUZUKI; SUZUKI, 2007; REICHERT; SUZUKI; REINERT, 2007), o que pode ser evidenciado no presente estudo. A redução da D_s correlacionou-se com aumentos na PT e na Mac, da mesma forma que o aumento da PT influenciou no aumento da distribuição de macroporos (Anexo 2a). Assim, apesar de não ter havido diferença na Mac na fase de pré-cultivo, observa-se uma tendência de redução dos macroporos no Tecnosolo sem cultura (Rej) em relação aos demais, com variação de 0,098 a 0,136 kg kg⁻¹, respectivamente, no Rej e no cultivo R+C+G (Tabela 2). Os macroporos representam, normalmente, cerca de 3% do volume do solo, sendo responsáveis pela infiltração de água no perfil e pela aeração, a qual refere-se a contínua troca de oxigênio e CO₂ entre a atmosfera e o solo (REINERT; REICHERT, 2006). Diante disso, ainda na fase de pré-cultivo, a Mac teve influência direta no C-BM, na Resp e no qCO_2 , como pode ser observado no Anexo 2a.

Quando inoculados, os cultivos R+G e R+G+C apresentaram os menores valores de Mic, 0,297 e 0,292 kg kg⁻¹, respectivamente, em relação ao cultivo Ruz, maior distribuição de microporos observado (Tabela 2). Os microporos são responsáveis pela retenção e armazenamento de água no solo (REINERT; REICHERT, 2006). A Mic dos cultivos inoculados e não inoculados, influenciou negativamente o C-BM (Anexo 2a); logo, a biomassa microbiana do cultivo Ruz inoculado teria potencial para incrementar mais C ao compartimento microbiano (Figura 2a). Por outro lado, quando não inoculado, o cultivo Ruz apresentou baixa distribuição de microporos (Tabela 2), favorecendo o alto valor de C-BM observado (Figura 2a). Juntamente com o cultivo Ruz, quando não inoculados, o cultivo R+G também apresentou baixa distribuição de microporos, enquanto o cultivo R+C apresentou a maior distribuição observada (Tabela 2).

Os indicadores físicos como a densidade do solo, a macroporosidade, a microporosidade, a porosidade total, a resistência à penetração, a capacidade de retenção d' água entre outros, têm sido frequentemente usados para aferir os impactos causados pelos sistemas de manejo (RAMOS et al., 2010). No entanto, no presente estudo, os atributos físicos utilizados como indicadores de mudanças na formação do Tecnosolo, observa-se que a D_s , a Mac, a PT e a Mic não foram sensíveis para refletir a influência dos sistemas de cobertura (Anexo 1). Além disso, alguns sistemas chamam mais atenção para alguns indicadores, como a D_s do Tecnosolo submetido ao sistema de cobertura Ruz/E, que apesar de não diferir estatisticamente dos demais, apresentou um valor de D_s de 1,48 kg dm⁻³ (Tabela 2). Diante das características físicas impostas ao Tecnosolo, sistemas que promovam a redução da densidade

são de suma importância, visto que o selamento superficial diminui a macroporosidade e, conseqüentemente, a infiltração de água no Tecnosolo (Anexo 3), aumentando o acúmulo de água na superfície, tornando-o susceptível a erosões hídricas. Apesar de a redução do grau de compactação pela ação do cultivo de plantas demonstrar ser um processo lento (ANDRADE; STONE; SILVEIRA, 2010), o uso de culturas agregadoras e com sistema radicular agressivo (como a *Urochloa ruziziensis*), podem minimizar os efeitos negativos da densidade do solo por meio de melhorias na sua estrutura (WOHLENBERG et al., 2004).

Os atributos químicos do solo apresentaram respostas diversas, tanto na fase de pré-cultivo quanto na cobertura. Na primeira fase do estudo, o pH e o ferro (Fe) não foram influenciados pelos fatores cultivo e inoculação de FMAs, enquanto o manganês (Mn) foi influenciado apenas pelos cultivos e, por sua vez, houve efeito da interação entre os cultivos e a inoculação de FMAs no zinco (Zn) e no cobre (Cu) (Anexo 1).

Na primeira fase de pré-cultivo, o pH do Tecnosolo não apresentou diferença quando submetido aos cultivos em relação ao Tecnosolo sem cultura (Rej) (Tabela 3). Inicialmente, o Tecnosolo apresentou alto valor de pH, 8,4, corroborando com Silva et al. (2006) ao caracterizarem física, mineralógica e quimicamente o rejeito da mineração de ferro da Mina de Alegria, Mariana – MG, o alto valor de pH observado foi relacionado à utilização de soda cáustica no processo de separação do minério. Na primeira fase de pré-cultivo, apesar de não ter havido cultivo no Rej, observou-se uma redução de 1,6 no pH em relação ao pH inicial do Tecnosolo (Tabela 3). Tal redução pode ter ocorrido em função das adubações realizadas utilizando-se o composto $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ como fonte de N e P, em que, mediante dissociação, libera-se N na forma de NH_4^+ e, diante as condições de pH elevado, libera-se um íon de H^+ com a dissociação do H_2PO_4 , ambos com potencial de acidificação (MEURER, 2010).

Ainda, apesar de não haver diferença entre no pH na fase de pré-cultivo, observou-se uma tendência na acidificação do mesmo quando submetido ao cultivo R+C+G, com amplitude de 0,6 em relação ao Tecnosolo sem cultura (Rej), e isso refletiu na fase em sucessão, em que o Tecnosolo submetido ao sistema de cobertura R+C+G/E apresentou o menor pH em relação aos demais sistemas (Tabela 3). Essa diminuição no pH está associada à maior diversidade de plantas, que aumenta a exsudação de compostos orgânicos de baixo peso molecular e que tendem a diminuir o pH no Tecnosolo (PAVINATO; ROSOLEM, 2008).

Tabela 3 – Atributos químicos de Tecnosolo de mineração de ferro submetido ao pré-cultivo de diferentes culturas inoculadas com fungo micorrízico arbuscular e em sucessão, *Enterolobium cortosisiliquum* sobre diferentes sistemas de cobertura.

	Pré-cultivo						
	pH	Fe	Mn	Zn		Cu	
	-	-	-	Com	Sem	Com	Sem
	H ₂ O	----- mg dm ⁻³ -----					
Rej	6,8 A	110,4 A	150,3 B	0,843 Ba	0,933 Ba	0,5 BCb	1,1 Aa
Ruz	6,6 A	130,2 A	181,8 AB	1,656 Aa	1,200 Ba	1,2 Aa	0,3 Bb
R+C	6,9 A	116,3 A	185,5 AB	1,336 ABa	0,916 Ba	1,1 ABa	1,1 Aa
R+G	6,9 A	142,1 A	194,1 AB	1,280 ABa	1,660 Aa	0,3 Cb	1,4 Aa
R+C+G	6,3 A	155,8 A	223,1 A	1,163 ABb	1,813 Aa	0,3 Cb	1,4 Aa
Com	6,6 a	121,3 a	183,4 a	-	-	-	-
Sem	6,7 a	140,6 a	194,2 a	-	-	-	-
Cobertura							
	H ₂ O	----- mg dm ⁻³ -----					
Rej/E	6,9 A	193,5 A	131,3 A	1,228 A		1,127 A	
Ruz/E	6,9 A	179,9 A	131,1 A	1,754 A		1,081 A	
R+C/E	6,9 A	182,5 A	137,6 A	1,478 A		1,073 A	
R+G/E	7,0 A	188,8 A	140,0 A	1,593 A		0,995 AB	
R+C+G/E	6,5 B	162,5 A	132,8 A	1,416 A		0,880 B	

Com: com inoculação de FMA e Sem: sem inoculação de FMA, Zn: zinco; Fe: ferro; Mn: manganês; Cu: Cobre. Extrator Mehlich-1. Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não se diferenciam pelo teste de Tukey a 5% de significância.

O pH do solo tem relação direta com a disponibilidade de metais no solo (McBRIDE, 1989), o que corroborou com o presente estudo. O pH apresentou alta correlação negativa com a disponibilidade de Fe, Mn e Zn no Tecnosolo (Anexo 2a, b). Desta maneira, apesar de não haver diferença no pH e na disponibilidade de Fe na fase de pré-cultivo, observa-se uma tendência no aumento da disponibilidade de Fe no cultivo R+C+G em decorrência do baixo pH do mesmo (Tabela 3). Além disso, o Fe correlacionou-se ainda com o Mn, Zn e o Cu, ou seja, a disponibilidade de Fe no Tecnosolo ocasiona ainda, aumentos na disponibilidade dos demais metais observados (Anexo 2a, b). Logo, a disponibilidade de Mn no cultivo R+C+G foi de 72,8 mg dm⁻³ superior ao Tecnosolo sem cultura (Rej), menor disponibilidade observada, enquanto

os demais cultivos, não se diferiram (Tabela 3). O COPAM (2010) não preconiza valores de referência de qualidade de Fe e Mn no solo. Desta forma, não há como inferir se os valores observados para ambos os metais apresentam riscos para solo.

Assim como o Fe, a disponibilidade de Mn também influenciou o aumento na disponibilidade de Zn e Cu (Anexo 2a, b). Na fase de pré-cultivo, quando inoculados, observou-se variação de 0,843 a 1,656 mg dm⁻³, respectivamente, nos cultivos Rej e Ruz (Tabela 3). Enquanto, quando não inoculados, observou-se uma variação de 0,916 a 1,813 mg dm⁻³, respectivamente, nos cultivos R+C e R+C+G (Tabela 3). Apenas o cultivo R+C+G apresentou diferença quando inoculado ou não inoculado, tendo a disponibilidade de Zn aumentada em 0,65 mg dm⁻³ quando não inoculado, mostrando a contribuição dos FMAs na fitoextração de Zn.

Em relação ao Cu na fase de pré-cultivo, quando inoculados, observou-se redução de 0,8 mg dm⁻³ na disponibilidade de Cu nos cultivos R+G e R+C+G, em relação ao cultivo Ruz (Tabela 3). Quando não inoculados, observou-se uma variação de 1,1 mg dm⁻³, entre o cultivo Ruz, menor disponibilidade observada, e os cultivos R+G e R+C+G, maiores disponibilidade (Tabela 3).

Na fase em sucessão, houve influência dos sistemas de cobertura apenas no pH e no Cu, enquanto o Zn, Fe e o Mn não apresentaram diferenças independentemente do sistema de cobertura (Anexo 1). O sistema R+C+G/E apresentou o menor valor de pH observado, 6,5, enquanto os demais sistemas não se diferiram (Tabela 3). Diferentemente da fase de pré-cultivo, na fase em sucessão, o pH não apresentou correlação com a disponibilidade de metais, no entanto, este influenciou negativamente a taxa de respiração do Tecnosolo (Anexo 3), em que o sistema de cobertura R+C+G/E apresentou a maior taxa de respiração 0,964 mg C-CO₂ g⁻¹ dia⁻¹ (Figura 3c). O Zn apresentou variação de 0,247 mg dm⁻³ na disponibilidade entre os sistemas de cobertura (Tabela 3). Os sistemas Rej/E, Ruz/E e R+C/E, apresentaram os maiores valores de Cu disponível, 0,247, 0,201 e 0,193 mg dm⁻³, respectivamente, a mais que o sistema R+C+G/E, menor disponibilidade observada.

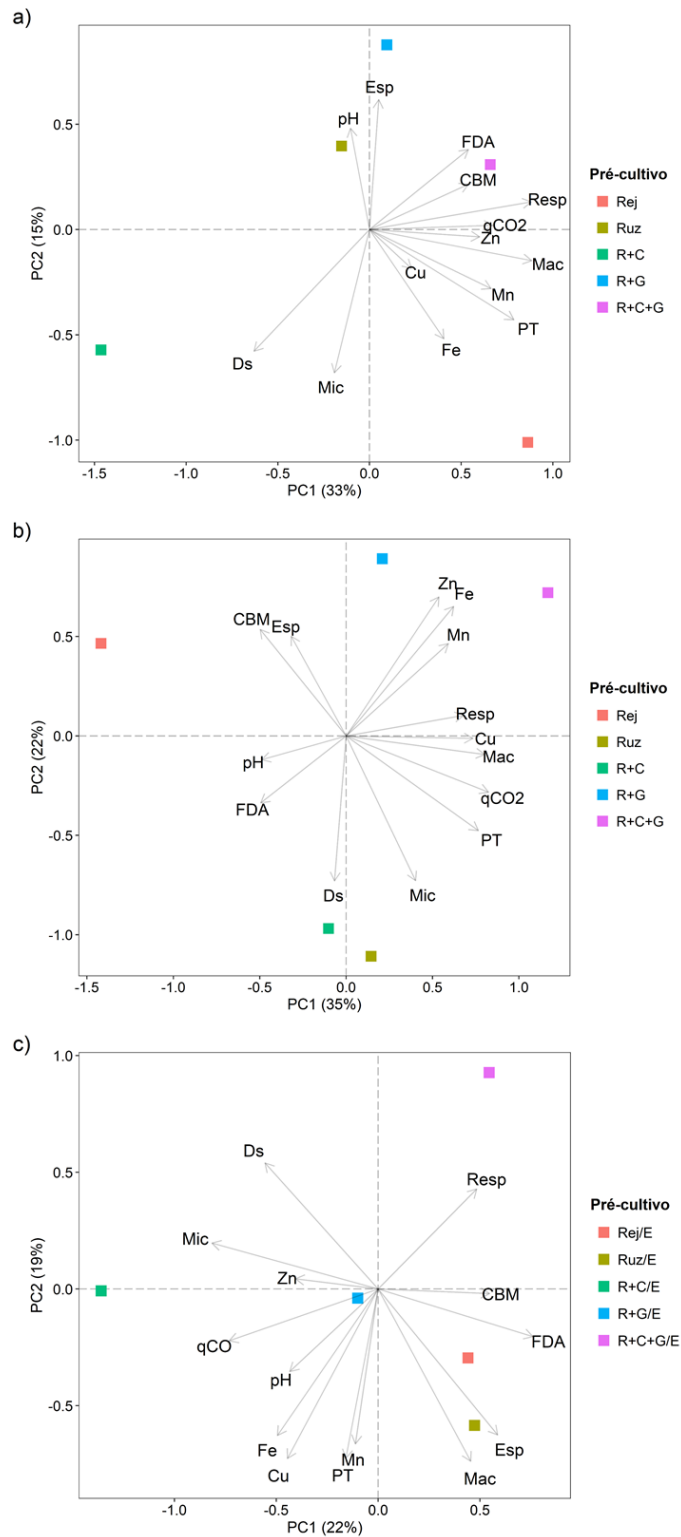
A análise de componentes principais (ACP) demonstrou, por meio da relação entre a componente principal 1 (CP1) e a componente principal 2 (CP2), que houve separação dos indicadores físicos, químicos e bioquímicos entre os diferentes cultivos com e sem inoculação na primeira fase do estudo, bem como entre os diferentes sistemas de cobertura na fase em sucessão (Figura 8a, b, c). Na fase de pré-cultivo com inoculação, o CP1 explicou 33% e o CP2 explicou 15%, explicando 48% da variabilidade total dos resultados (Figura 8a). Observa-se, inicialmente, a separação espacial do cultivo R+C em relação aos demais, a qual foi

influenciada pela Ds, posicionando-se contrariamente aos indicadores bioquímicos. O cultivo R+C+G foi fortemente influenciado pelos indicadores bioquímicos Resp, C-BM, FDA e qCO_2 . Os cultivos Ruz e R+G foram influenciados pelo pH e a densidade de esporos (Esp). Os cultivos R+C e Rej foram separados dos demais cultivos pela PC2, sendo este último mais influenciado pela disponibilidade de Fe.

Os atributos que promoveram a ausência de similaridade do Tecnosolo sem cultivo (Rej) com os demais sistemas e, contrariamente, a grande proximidade dos sistemas R+G e R+C+G. Por sua vez, dos sistemas Ruz e R+C, podem ser evidenciados nos resultados da APC (Figura 8b). Essa separação dos sistemas R+G e R+C+G é facilmente evidenciada pela disponibilidade dos metais pesados, em especial, o Zn, o Fe e o Mn. Os cultivos Ruz e R+C foram separados dos demais pela PC2, sendo influenciados pelos indicadores físicos Ds e Mic.

Na ACP, referente a segunda fase do estudo, a soma da variabilidade retida nos componentes explicou 41% da variabilidade original dos dados no biplot (Figura 8c). Observa-se que o R+C/E foi separado dos demais sistemas, sendo este altamente influenciado pela Mic, posicionando-se contrariamente aos indicadores bioquímicos (Res, CBM, FDA, Esp) e pela Mac. Os sistemas Rej/E e Ruz/E foram separados dos demais, por forte influência da Mac, da Esp e da FDA.

Figura 8 – Análise de componentes principais das médias das propriedades químicas, físicas e bioquímicas da fase de pré-cultivo com inoculação de fungo micorrízico arbuscular (a), fase de pré-cultivo sem inoculação de fungo micorrízico arbuscular (b) e fase de diferentes sistemas de cobertura (c). Variáveis bioquímicas, físicas e químicas explicativas (→). Esp: densidade de esporos; CBM: carbono da biomassa microbiana; Resp: respiração; qCO_2 : quociente metabólico; FDA: hidrólise do diacetato de fluoresceína; Ds: densidade do Tecnosolo; Mac: macroporosidade; Mic: microporosidade; PT: porosidade total; pH: potencial hidrogeniônico; Zn: zinco; Fe: ferro; Mn: manganês; Cu: Cobre.



O rejeito que originou o Tecnosolo após o rompimento da barragem de Fundão, apresenta características químicas, físicas e mineralógicas muito diferentes dos solos localizados naquela região (GUEVARA et al., 2018). Além do predomínio de areia e silte, elevada densidade e baixa porosidade do Tecnosolo, também se observa um pH alcalino e baixos teores de matéria orgânica e nutrientes. Como observado por Silva et al. (2017), Andrade et al. (2018) e Queiroz et al. (2018), também apresentam elevados teores de metais totais, apesar de pouco estar prontamente disponível, muito em relação ao pH elevado. Entretanto, com a revegetação e a acidificação desse ambiente, esses metais podem se tornar um problema em questão (QUEIROZ et al., 2018), e para mitigar é interessante o emprego de plantas fitoestabilizadoras e que promovam a melhoria do ambiente, para que reestabelecendo os serviços ecossistêmicos possa minimizar o efeito desses metais no ambiente.

Conclusão

Os sistemas compostos pela *Urochloa ruziziensis* solteira (Ruz/E) e *U. ruziziensis* consorciada com a *Crotalaria spectabilis* e a *Guizotia abyssinica* (R+C+G/E) contribuem para a melhoria dos atributos bioquímicos do Tecnosolo.

Os sistemas compostos pelas culturas *U. ruziziensis* consorciada com a *C. spectabilis* (R+C/E) não contribuem com a melhoria no desenvolvimento dos atributos físicos.

REFERÊNCIAS

- AHIRWAL, J.; MAITI, S. K. Development of Technosol properties and recovery of carbon stock after 16 years of revegetation on coal mine degraded lands, India. **Catena**, v. 166, n. September 2017, p. 114–123, 2018.
- AL, S. ET. Chemical, mineralogical and physical characteristics of a material accumulated on the river margin from mud flowing from the collapse of the iron ore tailings dam in Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil. **Revista Espinhaço**, v. 5, n. 2, p. 44–53, 2017.
- ALMEIDA, C. A. et al. Characterization and evaluation of sorption potential of the iron mine waste after Samarco dam disaster in Doce River basin – Brazil. **Chemosphere**, v. 209, p. 411–420, out. 2018.
- ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; SUZUKI, L. E. A. S. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 4, p. 617–625, ago. 2007.
- ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 10, n. 3, p. 215–221, jan. 1978.
- ANDRADE, G. F. et al. Agricultural use of Samarco’s spilled mud assessed by rice cultivation: A promising residue use? **Chemosphere**, v. 193, p. 892–902, 2018.
- ANDRADE, R. DA S.; STONE, L. F.; SILVEIRA, P. M. DA. Culturas de cobertura e qualidade física de um Latossolo em plantio direto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 4, p. 411–418, 2010.
- BAKER, A. J. M. METAL TOLERANCE. **New Phytologist**, v. 106, n. 1, p. 93–111, 28 jun. 1987.
- BARBOSA, M. V. et al. Do different arbuscular mycorrhizal fungi affect the formation and stability of soil aggregates? **Ciência e Agrotecnologia**, v. 43, 2019.
- C. SCHAEFER, E. SANTOS, C. SOUZA, J. NETO, E. FILHO, C. D. Cenário histórico, quadro fisiográfico e estratégias para recuperação ambiental de Tecnossolos nas áreas afetadas pelo rompimento da barragem do Fundão, Mariana, MG. **Arquivos do museu de história natural e jardim botânico da UFMG**, v. 24, n. 1–2, p. 104–135, 2015.
- CARLOS ANTÔNIO GONÇALVES DE JESUS. Departamento Nacional de Produção Mineral. n. 31, p. 2011–2012, 2014.
- CARNEIRO, C. et al. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronossequências de reabilitação após a mineração de bauxita. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 621–632, 2008a.
- CARNEIRO, C. et al. Produção de fitomassa de diferentes espécies de cobertura e suas alterações na atividade microbiana de solo de cerrado. **Bragantia**, v. 67, n. 2, p. 455–462, 2008b.
- CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA, J. O.; DE SOUZA MOREIRA, F. M. Comportamento de espécies herbáceas em misturas de solo com diferentes graus de contaminação com metais pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 11, p. 1629–1638, 2002.
- COPAM, N. C. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 02, de 08 de setembro

de 2010. p. 1–19, 2010.

COSTA, G. S. et al. Aporte de nutrientes pela serapilheira em uma área degradada e revegetada com leguminosas arbóreas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 5, p. 919–927, out. 2004.

DICKIE, I. A. et al. Mycorrhizas and mycorrhizal fungal communities throughout ecosystem development. **Plant and Soil**, v. 367, n. 1–2, p. 11–39, 2013.

DORAN, J. W. et al. Soil Enzyme Activities and Biodiversity Measurements as Integrative Microbiological Indicators. In: [s.l: s.n.]. p. 247–271.

GUEVARA, Y. Z. C. et al. Reference Values of Soil Quality for the Rio Doce Basin. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, p. 1–16, 16 abr. 2018.

HÜTSCH, B. W.; AUGUSTIN, J.; MERBACH, W. Plant rhizodeposition - An important source for carbon turnover in soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 165, n. 4, p. 397–407, 2002.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 79, n. 1, p. 9–16, 2000.

KHAN, A. G. Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 18, n. 4, p. 355–364, 2005.

LEAKE, J. et al. Networks of power and influence: the role of mycorrhizal mycelium in controlling plant communities and agroecosystem functioning. **Canadian Journal of Botany**, v. 82, n. 8, p. 1016–1045, ago. 2004.

LI, H. et al. Sponge city construction in China: A survey of the challenges and opportunities. **Water (Switzerland)**, v. 9, n. 9, p. 1–17, 2017.

MCBRIDE, M. B. Reactions Controlling Heavy Metal Solubility in Soils. In: [s.l: s.n.]. v. 284p. 1–56.

MOREIRA SIQUEIRA, J., F. M. S. Microbiologia e Bioquímica do solo. 2006.

OLIVEIRA SILVA, A. et al. Soil microbiological attributes indicate recovery of an iron mining area and of the biological quality of adjacent phytophysionomies. **Ecological Indicators**, v. 93, n. April, p. 142–151, out. 2018.

OMACHI, C. Y. et al. Atlantic Forest loss caused by the world's largest tailing dam collapse (Fundão Dam, Mariana, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 12, p. 30–34, nov. 2018.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo: decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, p. 911–920, jun. 2008.

PRADO, I. G. DE O. et al. Revegetation process increases the diversity of total and arbuscular mycorrhizal fungi in areas affected by the Fundão dam failure in Mariana, Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 141, n. May, p. 84–95, 2019.

QUEIROZ, H. M. et al. The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? **Science of The Total Environment**, v. 637–638, p. 498–506, out. 2018.

- RAHN, C. R.; LILLYWHITE, R. D. A study of the quality factors affecting the short-term decomposition of field vegetable residues. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 82, n. 1, p. 19–26, 2002.
- RAMOS, F. T. et al. Indicadores De Qualidade Em Um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Revista Caatinga**, v. 23, p. 112–120, 2010.
- REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência & Ambiente**, v. 27, p. 29–48, 2003.
- REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J. Compactação Do Solo Em Sistemas Agropecuários E Florestais: Identificação, Efeitos, Limites Críticos E Mitigação. **Tópicos em Ciência do Solo**, n. January, p. 49–134, 2007.
- REINERT, J. D.; REICHERT, J. M. Propriedades física do solo. 2006.
- SCHNÜRER, J. .; ROSSWALL, T. . Fluorescein Diacetate Hydrolysis as a Measure of Total Microbial Activity in Soil and Litter. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 43, n. 6, p. 1256–1261, 1982.
- SILVA, G. P. et al. Caracterização química, física e mineralógica de estéreis e rejeito da mineração de ferro da mina de Alegria, Mariana-Mg. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 36, n. 1, p. 45–52, 2006.
- SINHA, S. et al. Rhizosphere soil microbial index of tree species in a coal mining ecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, n. 9, p. 1824–1832, set. 2009.
- TEIXEIRA, A. F. DOS S. et al. Arbuscular mycorrhizal fungal communities in an iron mining area and its surroundings: Inoculum potential, density, and diversity of spores related to soil properties. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 41, n. 5, p. 511–525, set. 2017.
- TONIETTO, Â.; SILVA, J. J. M. C. Valoração de danos nos casos de mineração de ferro no Brasil. **Revista Brasileira de Criminalística**, v. 1, n. 1, p. 31, 20 set. 2011.
- VAN DE GEIJN S. C.; VAN VEEN J. A. Implications of Increased Carbon Dioxide Levels for Carbon Input and Turnover in Soils. **Vegetatio**, v. 104/105, p. 282–292, 1993.
- VAN DER HEIJDEN, M. G. A. et al. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. **Nature**, v. 396, n. 6706, p. 69–72, nov. 1998.
- VIEIRA, C. K. et al. Morphological and molecular diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in revegetated iron-mining site has the same magnitude of adjacent pristine ecosystems. **Journal of Environmental Sciences**, v. 67, p. 330–343, maio 2018.
- WOHLENBERG, E. V. et al. Dinâmica da agregação de um solo franco-arenoso em cinco sistemas de culturas em rotação e em sucessão. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 28, n. 5, p. 891–900, 2004.
- WU, S. et al. Geochemical and mineralogical constraints in iron ore tailings limit soil formation for direct phytostabilization. **Science of The Total Environment**, v. 651, p. 192–202, fev. 2019.

ANEXO 1

Resumo do quadro de anova de atributos biológicos, químicos e físicos de Tecnosolo de mineração submetido ao pré-cultivo de culturas e inoculação de fungo micorrízico arbuscular e em sucessão, *Enterolobium cortotisiliquum* sobre diferentes sistemas de cobertura.

Atributo	Primeira fase			CV	Segunda fase	
	Pré-cultivo	Inoculação	Pcult x Inoc		Cobertura	
	----- Significância do F -----			--- % ---	Significância do F	
						--- % ---
Esporos	1,943 ^{ns}	2,319 ^{ns}	1,241 ^{ns}	37,09	13,392 ^{**}	25,11
C-BM	3,858 ^{**}	6,511 ^{ns}	2,852 ^{**}	17,09	3,912 ^{**}	28,07
Resp	4,838 ^{**}	10,492 ^{**}	2,403 ^{ns}	29,28	5,386 ^{**}	14,44
<i>q</i> CO ₂	1,819 ^{ns}	3,977 ^{ns}	3,714 ^{**}	17,58	3,148 ^{**}	24,39
FDA	1,274 ^{ns}	0,538 ^{ns}	1,839 ^{ns}	14,40	25,628 ^{**}	6,10
Ds	2,202 ^{ns}	1,857 ^{ns}	1,161 ^{ns}	1,18	1,014 ^{ns}	4,11
PT	1,312 ^{ns}	0,628 ^{ns}	4,095 ^{**}	6,77	0,464 ^{ns}	5,03
Mic	4,030 ^{**}	17,021 ^{**}	5,014 ^{**}	3,83	2,840 ^{ns}	4,29
Mac	1,857 ^{ns}	0,882 ^{ns}	2,219 ^{ns}	24,05	0,416 ^{ns}	19,35
pH	1,294 ^{ns}	0,219 ^{ns}	0,487 ^{ns}	3,8	7,369 ^{**}	2,21
Zn	4,928 ^{**}	0,210 ^{ns}	4,195 ^{**}	22,74	0,470 ^{ns}	4,21
Fe	2,010 ^{ns}	2,566 ^{ns}	2,688 ^{ns}	11,61	0,786 ^{ns}	16,46
Mn	3,697 ^{**}	1,015 ^{ns}	1,897 ^{ns}	15,59	0,397 ^{ns}	10,57
Cu	1,509 ^{ns}	18,022 ^{**}	14,683 ^{**}	29,02	4,921 ^{**}	9,47

Esporos: densidade de esporos; GFE: glomalina facilmente extraível; C-BM: carbono da biomassa microbiana; Resp: respiração basal do Tecnosolo; *q*CO₂: quociente metabólico; FDA: hidrólise do diacetato de fluoresceína; Ds: densidade aparente do Tecnosolo; PT: porosidade total; Mic: microporosidade; Mac: macroporosidade; pH: potencial Hidrogeniônico; Zn: zinco; Fe: ferro; Mn: manganês; Cu: cobre; Pb: chumbo e Cr: cromo. ** significativo a $p < 0,05$; ^{ns} Não significativo ($p > 0,05$). Pcult x Inoc = interação entre os fatores pré-cultivo e inoculação. CV% = coeficiente de variação.

ANEXO 4

Loading dos vetores das duas primeiras componentes principais para as variáveis da fase de pré-cultivo com inoculação de fungo micorrízico arbuscular.

Medidas	PC1	PC2
Autovalores	4,67	2,20
Proporção explicada	0,333	0,157
Loadings para cada variável e componente		
Esp	0,049	0,616
CBM	0,538	0,215
Resp	0,881	0,131
qCO_2	0,672	0,020
FDA	0,538	0,380
Ds	-0,629	-0,577
PT	0,787	-0,428
Mic	-0,191	-0,679
Mac	0,884	-0,147
pH	-0,103	0,480
Zn	0,600	-0,034
Fe	0,404	-0,517
Mn	0,662	-0,279
Cu	0,228	-0,184

Esp: densidade de esporos; CBM: carbono da biomassa microbiana; Resp: respiração basal do Tecnosolo; qCO_2 : quociente metabólico; FDA: hidrólise do acetato de fluoresceína; Ds: densidade do Tecnosolo; PT: porosidade total; Mic: microporosidade; Mac: macroporosidade; Zn: zinco; Fe: ferro; Mn: manganês e Cu: cobre.

ANEXO 5

Loading dos vetores das duas primeiras componentes principais para as variáveis da fase de pré-cultivo sem inoculação de fungo micorrízico arbuscular.

Medidas	PC1	PC2
Autovalores	4,92	3,17
Proporção explicada	0,351	0,227
Loadings para cada variável e componente		
Esp	-0,317	0,501
CBM	-0,497	0,535
Resp	0,679	0,103
qCO	0,823	-0,282
FDA	-0,493	-0,336
Ds	-0,067	-0,728
PT	0,764	-0,475
Mic	0,401	-0,727
Mac	0,801	-0,093
pH	-0,488	-0,118
Zn	0,536	0,698
Fe	0,621	0,651
Mn	0,591	0,463
Cu	0,733	-0,011

Esp: densidade de esporos; CBM: carbono da biomassa microbiana; Resp: respiração basal do Tecnosolo; qCO_2 : quociente metabólico; FDA: hidrólise do acetato de fluoresceína; Ds: densidade do Tecnosolo; PT: porosidade total; Mic: microporosidade; Mac: macroporosidade; Zn: zinco; Fe: ferro; Mn: manganês e Cu: cobre.

ANEXO 6

Loading dos vetores das duas primeiras componentes principais durante dos diferentes sistemas de cobertura na segunda fase do estudo.

Medidas	PC1	PC2
Autovalores	3,05	2,71
Proporção explicada	0,285	0,193
Loadings para cada variável e componente		
Esp	0,58	-0,624
CBM	0,547	-0,019
Resp	0,484	0,428
qCO	-0,731	-0,221
FDA	0,760	-0,203
Ds	-0,555	0,539
PT	-0,158	-0,725
Mic	-0,815	0,196
Mac	0,454	-0,737
pH	-0,433	-0,353
Zn	-0,405	0,043
Fe	-0,494	-0,627
Mn	-0,111	-0,663
Cu	-0,445	-0,725

Esp: densidade de esporos; CBM: carbono da biomassa microbiana; Resp: respiração basal do Tecnosolo; qCO_2 : quociente metabólico; FDA: hidrólise do acetato de fluoresceína; Ds: densidade do Tecnosolo; PT: porosidade total; Mic: microporosidade; Mac: macroporosidade; Zn: zinco; Fe: ferro; Mn: manganês e Cu: cobre.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) inoculados não influenciaram o acúmulo de elementos nas culturas pré-cultivadas, bem como nos atributos físicos, químicos e bioquímicos, já que o Tecnosolo apresentava uma comunidade de FMAs e bem adaptada as condições impostas pelo Tecnosolo. Na fase em sucessão, os fungos micorrízicos arbusculares remanescentes da inoculação não contribuíram com a *Enterolobium contortisiliquum*.

Tanto o pré-cultivo com a *Urochloa ruziziensis* solteira (Ruz) quanto em consórcio com a *Crotalária spectabilis* e a *Guizotia abyssinica* (R+C+G) mostraram-se eficientes na produção de fitobiomassa e acúmulo de elementos, entretanto, a fim de reabilitar a área um sistema mais complexo deve ser preconizado, pois com a maior diversidade de plantas pode-se ter exsudação de diferentes compostos, favorecendo atividade da microbiota do Tecnosolo.

Os atributos físicos e químicos foram pouco influenciados pelos sistemas de revegetação, provavelmente pelo curto período de condução do estudo. Diferentemente dos atributos bioquímicos, visto que esses são considerados mais sensíveis as alterações impostas ao manejo.

De modo geral, os indicadores bioquímicos da sucessão apresentaram reduções quando submetidos ao cultivo da *Enterolobium contortisiliquum* do que em relação ao cultivo das culturas herbáceas. Isso demonstra que o Tecnosolo tem dificuldade em manter uma microbiota ativa sob condições mais restritas de exsudatos.

O sistema composto pela *Enterolobium contortisiliquum* submetida ao pré-cultivo da *Urochloa ruziziensis* consorciada com *Crotalária spectabilis* e *Guizotia abyssinica* (R+C+G/E) mostrou-se eficaz no processo de reabilitação das áreas impactadas pela deposição de Tecnosolo, com contribuições significativas nos acúmulos de elementos e nas propriedades do Tecnosolo em formação. No entanto, tem que ter-se em mente que o processo de reabilitação dos serviços ecossistêmicos nesse Tecnosolo é um processo a longo prazo, necessitando ser monitorado a partir de vários atributos que interagem de maneira simultânea e sinérgica para a total recuperação desse ambiente.