



PEDRO HENRIQUE DE CASTRO BORGES

**CONDICIONAMENTO FÍSICO E NUTRICIONAL PARA O
CRESCIMENTO DE PLANTAS EM SOLO AFETADO POR
REJEITO DE MINERAÇÃO DE FERRO**

**LAVRAS - MG
2022**

PEDRO HENRIQUE DE CASTRO BORGES

**CONDICIONAMENTO FÍSICO E NUTRICIONAL PARA O CRESCIMENTO DE
PLANTAS EM SOLO AFETADO POR REJEITO DE MINERAÇÃO DE FERRO**

Tese 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 obtenção do título de Doutor.

Prof. Dr. José Oswaldo Siqueira
Orientador

Prof. Dr. Marco Aurélio Carbone Carneiro
Coorientador

**LAVRAS - MG
2022**

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

Borges, Pedro Henrique de Castro.

Condicionamento físico e nutricional para o crescimento de plantas em solo afetado por rejeito de mineração de ferro / Pedro Henrique de Castro Borges. - 2022.

67 p. : il.

Orientador(a): José Oswaldo Siqueira.

Coorientador(a): Marco Aurélio Carbone Carneiro.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2022.

Bibliografia.

1. Recuperação de áreas degradadas. 2. Condicionamento de solo.
3. Nutrição de plantas. I. Siqueira, José Oswaldo. II. Carneiro,
Marco Aurélio Carbone. III. Título.

PEDRO HENRIQUE DE CASTRO BORGES

**CONDICIONAMENTO FÍSICO E NUTRICIONAL PARA O CRESCIMENTO DE
PLANTAS EM SOLO AFETADO POR REJEITO DE MINERAÇÃO DE FERRO**

**PHYSICAL AND NUTRITIONAL CONDITIONING FOR THE GROWTH OF
PLANTS IN SOIL AFFECTED BY IRON MINING TAILINGS**

Tese 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 obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 29 de abril de 2022.

Dr. Jessé Valentim dos Santos	UFLA
Dra. Soraya Alvarenga Botelho	UFLA
Dr. Helder Barbosa Paulino	UFTM
Dra. Aline Oliveira Silva	UFLA

Prof. Dr. José Oswaldo Siqueira
Orientador

Prof. Dr. Marco Aurélio Carbone Carneiro
Coorientador

**LAVRAS - MG
2022**

*À minha amada esposa Sarah,
por todo amor e motivação.*

*À minha pequena Stella
pela força e inspiração,
papai já te ama “mil milhões”*

*Aos meus pais Gilmar e Maria Marta,
pela vida que me privilegiaram*

*À minha prima, “mãe-dinha”, Juliana
pela presença e dedicação.*

*Ao Senhor Jesus,
pelo amor incondicional*

Dedico.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras e servidores desta instituição, por proporcionarem uma formação de qualidade a todos nós, estudantes, e que mesmo em tempos de crise, sempre estiveram presentes para nos dar auxílio. Em especial ao departamento de Ciência do Solo, que possui um ambiente de trabalho excepcional e colaboradores muito competentes e prestativos.

Ao povo brasileiro e às instituições de fomento CAPES, CNPq e Fapemig pelo financiamento de minha bolsa de doutorado e recursos utilizados na execução do projeto.

Ao professor e orientador José Oswaldo Siqueira por me confiar este trabalho e sempre estar disponível para me atender, mesmo que em chamadas telefônicas de longas horas. Haja ouvido, meu caro! Admiro demais sua capacidade de gerar “insights” e ser tão assertivo nas proposições. Espero, de coração, que eu possa trilhar o caminho à luz da ciência e poder compartilhar muitas vitórias com você.

Ao professor e coorientador Marco Aurélio Carbone Carneiro, que mesmo com sua tropa de IC’s, mestrandos, doutorandos e pós-doutorandos, sempre esteve em estado de alerta sobre meu desempenho acadêmico e científico. Não mediu esforços em me aconselhar e dar as devidas orientações. Sou grato pela sua vida!

Aos professores André Mundstock e Marlon Pereira, grandes amigos, por me ensinarem a dar os “primeiros passos” como pesquisador. Seus conselhos e recomendações foram e são fundamentais para meu desenvolvimento pessoal e profissional.

Às minhas queridas famílias Castro e Borges, que sempre se esforçaram em dar-me o de melhor, lutaram as minhas batalhas e me ensinaram a viver de forma simples e sincera.

À família da minha querida esposa, por fazerem a minha vida um pouco mais feliz e divertida. Vocês realmente não são deste mundo!

À minha bela Sarah, esposa incomparável, e à nossa pequena estrela, chamada Stella. Serei eternamente grato pela oportunidade de conhecê-las, amá-las e de sermos uma família.

A todos, os meus sinceros agradecimentos.

RESUMO

Em 2015, após o rompimento da barragem de Fundão em Mariana – MG, os solos às margens do rio Doce e afluentes foram drasticamente alterados pela deposição da lama de rejeito de minério de ferro. O substrato gerado pela mistura solo-rejeito foi considerado, a princípio, altamente restritivo ao desenvolvimento vegetal, por apresentar estrutura ausente ou pouco desenvolvida, baixa porosidade, restrição química na disponibilidade de nutrientes essenciais à nutrição vegetal, baixos teores de matéria orgânica, pH alcalino, dentre outros fatores. Em função das restrições do substrato composto pela mistura solo-rejeito, este trabalho foi concebido com o objetivo de avaliar o crescimento de plantas no solo-rejeito sob o uso de condicionadores de solo, fertilizantes e modificação física por peletização. Para tal, foram realizados 4 experimentos com aplicação de diferentes doses dos condicionadores: areia, vermiculita, serragem e composto orgânico. Nestes experimentos a planta indicadora utilizada foi *Cynodon* spp., cultivar Tifton 85. Outros 3 experimentos foram feitos, para avaliar o efeito da fertilização e modificação física por peletização do solo-rejeito, utilizando eucalipto, braquiária e feijão, como plantas indicadoras. Os resultados obtidos demonstraram que apesar do uso de condicionadores e da modificação física por peletização, as plantas em estudo apresentaram um bom crescimento no solo-rejeito em função do suprimento nutricional pela fertilização do substrato. O uso de plantas como braquiária, eucalipto e Tifton 85, que apresentam um expressivo crescimento de biomassa, podem ser utilizadas como o próprio método de condicionamento e melhoria do solo-rejeito em programas de recuperação das áreas degradadas pela deposição de rejeito de mineração de ferro.

Palavras-chave: Tecnosolo. Recuperação de áreas degradadas. Adubação. Revegetação.

ABSTRACT

In 2015, after the failure of the Fundão dam in Mariana – MG, the soils on the banks of the Doce River and its affluents were drastically altered by the deposition of iron ore tailings sludge. The substrate generated by the soil-tailing mixture was considered, at first, highly restrictive to plant development, due to its absent or poorly developed structure, low porosity, chemical restriction in the availability of essential nutrients for plant nutrition, low levels of organic matter, alkaline pH , among other factors. Due to the restrictions of the substrate composed of the soil-tailings mixture, this work was conceived with the objective of evaluating the growth of plants in the soil-tailings under the use of soil conditioners, fertilizers and physical modification by pelleting. For this, 4 experiments were carried out with the application of different levels of conditioners: sand, vermiculite, sawdust and organic compost. In these experiments, the indicator plant used was *Cynodon* spp., cultivar Tifton 85. Another 3 experiments were carried out to evaluate the effect of fertilization and physical modification by pelleting the tailings soil, using eucalyptus, brachiaria and beans as indicator plants. The results obtained showed that despite the use of conditioners and physical modification by pelleting, the plants under study showed adequate growth in the tailings soil as a function of the nutritional supply by the fertilization of the substrate. The use of plants such as brachiaria, eucalyptus and Tifton 85, which have an expressive biomass growth, can be used as the very method of conditioning and improving the soil-tailings in programs for the recovery of areas degraded by the deposition of iron mining tailings.

Keywords: Technosol. Recovery of degraded areas. Fertilizing. Revegetation.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	11
REFERÊNCIAS.....	14
CAPÍTULO 1	15
Peletização e adubação como alternativas de melhoria do ambiente radicular para o crescimento e desenvolvimento de plantas em solo afetado por rejeito de mineração de ferro.....	15
Resumo	15
1. Introdução	15
2. Material e Métodos.....	17
2.1. Desenho experimental e tratos culturais	18
2.2. Mecanismo de peletização.....	18
2.3. Condução dos experimentos	19
2.4. Análise química do material vegetal	20
2.5. Análise química e física do solo-rejeito.....	20
2.6. Análise estatística.....	21
3. Resultados	21
3.1. Atributos físicos do solo-rejeito	22
3.2. pH do solo-rejeito	24
3.3. Atributos de plantas - Crescimento e desenvolvimento vegetal	25
3.4. Atributos de plantas - Acúmulo de nutrientes e metais pesados.....	29
3.5. Análise multivariada	33
4. Discussão	34
5. Conclusões	37
REFERÊNCIAS.....	38
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	42
Apêndice A	42
Apêndice B.....	45

CAPÍTULO 2	46
Condicionadores físicos e físico-químicos de solo como alternativa de melhoria do ambiente radicular para o crescimento de gramínea em solo afetado por rejeito de mineração de ferro.....	46
Resumo	46
1. Introdução	46
2. Material e Métodos.....	48
2.1. Amostragem de rejeito	48
2.2. Delineamento e condições experimentais	49
2.3. Variáveis avaliadas	50
2.4. Análises estatísticas	51
3. Resultados	51
3.1. Atributos físicos do solo-rejeito	51
3.2. Atributos químicos do solo-rejeito	55
3.3. Crescimento vegetal.....	58
4. Discussão	61
5. Conclusões	63
REFERÊNCIAS.....	64
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	67

INTRODUÇÃO GERAL

No dia 5 de novembro de 2015, após o rompimento de uma barragem de mineração de ferro, conhecida como barragem de Fundão, pertencente a empresa Samarco, localizada no município de Mariana - MG, mais de 34 milhões de metros cúbicos de rejeito de minério foram lançados ao longo da bacia do rio Doce, até atingir o oceano Atlântico (GFT, 2016).

Esse rompimento ficou conhecido como tsunami de lama, o qual impactou redes hidrológicas ao longo de 663,2 km do rio Doce através dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, atingindo seu estuário na cidade de Linhares-ES (GFT, 2016; INPE, 2015). Devido à ação das correntes oceânicas do Atlântico Sul, os sedimentos suspensos se espalharam também por habitats marinhos da costa brasileira. Os dados preliminares indicaram que os sedimentos podem ter se espalhado por até 200 km no oceano, resultando em impactos ainda maiores em sistemas marinhos, resultante da mobilidade de possíveis contaminantes (BIANCHINI, 2016).

Existe a limitação da caracterização geral do substrato formado pela deposição da massa de rejeito nos solos, visto que o impacto ocorreu em grande extensão da bacia do rio Doce, e por processos de sedimentação, é formado um gradiente de deposição de partículas ao longo dos corpos hídricos.

Silva et al. (2017) caracterizaram o substrato formado pela mistura de rejeito e solo afetado (solo-rejeito), às margens do rio do Carmo, afluente do rio Doce, no município de Barra Longa em Minas Gerais. O solo-rejeito apresenta pH alcalino, alto teor de ferro, baixos teores de matéria orgânica e nutrientes às plantas, além de baixa capacidade de troca catiônica (CTC). Em relação a massa total das partículas, os óxidos predominantes no substrato são de silício (SiO_2) e ferro (Fe_2O_3), tendo em sua composição mineralógica, maior ocorrência de minerais de quartzo e hematita. Os teores de metais pesados são baixos, embora haja elevado teor de manganês e ferro disponíveis. Em relação aos atributos físicos, o rejeito apresenta elevados teores de silte e areia (36 e 58% respectivamente), baixo volume total de poros (25%) e alta densidade ($2,12 \text{ g cm}^{-3}$). Além disso, não há formação de agregados estáveis, o que demonstra a falta de estrutura do solo-rejeito. Como os sedimentos, principalmente os da fração silte, ficam soltos na superfície, provocam o entupimento dos poros e selamento da superfície, facilitando

assim, o escoamento superficial desses sedimentos para os corpos hídricos, promovendo perda de solo e aumento da turbidez da água. Todas essas características destacam a necessidade de restauração dessas áreas afetadas, assim diminuindo o impacto negativo da deposição do rejeito.

A recuperação de áreas degradadas nem sempre implica na recuperação das características originais dos ecossistemas impactados, visto que alguns danos podem ser irreparáveis, e demandam programas de restauração onerosos e complexos (SEDDON et al., 2014). O ponto de partida dos programas de restauração é a revegetação da área degradada. No contexto das áreas afetadas pela deposição de rejeito da barragem de Fundão, os atributos físicos do mesmo podem ser os fatores mais limitantes ao processo de recuperação, principalmente aqueles relacionados à estruturação desse tecnossolo, ou substrato formado pela mistura de rejeito e solo nas áreas impactadas após o rompimento da barragem.

Um indicador utilizado para avaliar a estrutura dos solos é a estabilidade de agregados (SIX et al. 2000). A formação de um agregado é um processo complexo e dinâmico, sendo influenciado por diversos fatores como plantas, atividade microbiana, composição mineralógica, textura, carbono orgânico do solo, íons trocáveis, umidade e etc. (KAY, 1998). No processo de agregação ocorre o rearranjo, floculação e cimentação das partículas do solo pela interação com substâncias orgânicas e inorgânicas (DUIKER et al., 2003). Os agregados ainda poderão ter estabilidades e tamanhos distintos em função dos agentes cimentantes.

Segundo Tisdall e Oades (1982) os agregados podem ser classificados em 5 grupos em função do tamanho, sendo $< 2 \mu\text{m}$; $2 \text{ a } 20 \mu\text{m}$; $20 \text{ a } 250 \mu\text{m}$; $250 \mu\text{m} \text{ a } 2 \text{ mm}$; e $> 2 \text{ mm}$. Basicamente, os que apresentarem tamanho inferior à $250 \mu\text{m}$ são denominados microagregados, e os de tamanho superior à $250 \mu\text{m}$, macroagregados. O processo de formação do agregado segue uma ordem hierárquica, sendo que a união de agregados de uma classe inferior, ou seja, de menor tamanho, dão origem à agregados das classes superiores. Essa teoria, porém, não se aplica estritamente à solos com altos teores de óxidos de ferro e alumínio, os quais têm forte ação cimentante, como ocorre em solos caulíníticos e Latossolos (SIX et al., 2000; OADES; WATERS 1991).

O fato de que não há agregação de partículas no solo-rejeito e que os fatores que favorecem esse processo estão em níveis restritivos, demonstram a necessidade de intervenção para contenção dos problemas relacionados à falta de estrutura do mesmo.

Portanto, estudos sobre tecnologias que proporcionem a melhoria dos atributos físicos desse solo-rejeito e promovam o crescimento vegetal, são primordiais às definições dos programas de recuperação de áreas degradadas.

Nesse sentido, os objetivos deste trabalho foram avaliar o condicionamento físico e físico-químico do solo e fornecimento de nutrientes, na melhoria do ambiente radicular para o crescimento de plantas em solo afetado por rejeito de mineração de ferro.

No Capítulo 1 foi utilizada a peletização como mecanismo de aglomeração de partículas no condicionamento físico do solo-rejeito, sem ou com fornecimento de nutrientes às plantas. No Capítulo 2 foram utilizados areia, vermiculita, serragem e composto orgânico como condicionadores físicos e físico-químicos para alterar os atributos do solo-rejeito. A hipótese geral da tese é que o condicionamento físico e, ou, físico-químico do solo-rejeito melhoram o ambiente radicular e promovem o crescimento de plantas neste substrato.

REFERÊNCIAS

BIANCHINI, A. Relatório: avaliação do impacto da lama/pluma Samarco sobre os ambientes costeiros e marinhos (ES e BA) com ênfase nas unidades de conservação 1ª expedição do navio de pesquisa Soloncy Moura do CEPSUL/ICMBio, Brasília. **ICMBio, Brasília**, 2016.

DUIKER, S.W.; RHOTON, F.E.; TORRENT, J.; SMECK, N. E.; LAL, R. Iron (hydr)oxide crystallinity effects on soil aggregation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 67, n. 2, p. 606-611, 2003.

GFT – Grupo Força-Tarefa, 2016. Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG. Disponível em: http://www.agenciaminas.mg.gov.br/ckeditor_assets/attachments/770/relatorio_final_ft_03_02_2016_15h5min.pdf

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2015. Satélites mostram trajetória de sedimentos no Rio Doce. Disponível em: http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=4067

KAY, B. D.; LAL, R. Soil structure and organic carbon: a review. **Soil processes and the carbon cycle**, v. 198, p. 169-197, 1998.

OADES, J. M.; WATERS, S. G. Aggregate hierarchy in soils. **Soil Research**, v. 29, n. 6, p. 815-828, 1991.

SEDDON, P. J.; GRIFFITHS, C. J.; SOORAE, P. S.; ARMSTRONG, D. P. Reversing defaunation: restoring species in a changing world. **Science**, v. 345, n. 6195, p. 406-412, 2014.

SILVA, A. C.; CAVALCANTE, L. C. D.; FABRIS, J. D.; JÚNIOR, R. F.; BARRAL, U. M.; FARNEZI, M. M. M.; VIANA, A. J. S.; ARDISSON, J. D.; FERNANDES-OUTON, L. E.; LARA, L. R. S.; STUMPF, H. O.; BARBOSA, J. B. S.; SILVA, L.C. 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.

SIX, J.; ELLIOTT, E.T.; PAUSTIAN, K. Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. **Soil Science Society of America Journal**. 64, 1042– 1049, 2000.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **European Journal of Soil Science**, v. 33, n. 2, p. 141-163, 1982.

CAPÍTULO 1

Peletização e adubação como alternativas de melhoria do ambiente radicular para o crescimento e desenvolvimento de plantas em solo afetado por rejeito de mineração de ferro

Resumo

Após o rompimento da barragem de Fundão em Mariana – MG, a massa de rejeito de mineração de ferro depositada às margens dos cursos hídricos da Bacia do Rio Doce, alterou os atributos dos solos dessas áreas. Desde então, existem várias restrições ao estabelecimento de plantas relacionadas, principalmente, a falta de estrutura do substrato formado pela mistura de solo e rejeito e limitações químicas que comprometem a disponibilidade de nutrientes às plantas. O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da aglomeração das partículas, por meio da peletização, e a adubação na melhoria do ambiente radicular para o crescimento e desenvolvimento de plantas em solo afetado por rejeito da mineração de ferro. Os experimentos foram conduzidos em delineamento em blocos casualizados (DBC) e os tratamentos distribuídos em arranjo fatorial (2x5), com cinco repetições, sendo dois níveis relacionados ao fornecimento de nutrientes (sem ou com adubação) e o segundo fator consistiu em cinco níveis de mistura entre o solo-rejeito peletizado e não peletizado (0, 25, 50, 75 e 100% m/m). Foram utilizadas as plantas indicadoras braquiária, eucalipto e feijão, totalizando três ensaios distintos, com a mesma matriz experimental. A adubação promoveu o crescimento de todas as plantas e demonstrou que o fornecimento de nutrientes é fundamental aos plantios neste solo-rejeito, principalmente pela promoção do desenvolvimento radicular, que ainda melhora os atributos do substrato, principalmente a sua porosidade. A peletização aumentou principalmente a macroporosidade do solo-rejeito em todos os ensaios, porém, proporcionou melhores condições de crescimento apenas ao eucalipto e potencializou o fornecimento de nutrientes a esta planta. Apesar dos atributos químicos e físicos não serem adequados, o fator limitante ao crescimento de plantas no solo-rejeito é a disponibilidade de nutrientes.

Palavras-chave: Macroporosidade. Aglomeração de partículas. Recuperação de áreas degradadas. Rompimento de barragem. Revegetação.

1. Introdução

As tragédias recentes, decorrentes do rompimento de ambas as barragens de armazenamento de rejeito de mineração de ferro, em Mariana (barragem de Fundão em 2015) e Brumadinho (barragem da Mina do Córrego do Feijão em 2019) – Minas Gerais – Brasil, tornaram pública e notória a necessidade urgente de discutir-se a respeito das

práticas de armazenamento de rejeitos, empregadas pela mineração (SANTAMARINA et al., 2019; VERGILIO et al., 2020). Além disso, a destinação destes materiais, que embora denominados rejeitos, ainda apresentem algum valor agregado, devido ao avanço das técnicas de extração e processamento mineral, e a reabilitação das áreas impactadas pelo rompimento das barragens, também são pontos a serem elucidados, especialmente em áreas onde encontram-se grande número dessas barragens, como o Quadrilátero Ferrífero, região de maior atividade de mineração do Brasil.

Em 2015, o rompimento da barragem de Fundão em Mariana – MG, levou a deposição de uma grande quantidade de rejeito ao longo das margens dos rios que compõem a bacia do rio Doce. A camada de rejeito depositado chega a mais de 1 m, em vários trechos ao longo das áreas impactadas, principalmente, nas calhas e planícies de inundação dos cursos d'água. Isto é um dos principais entraves para a recuperação dessas áreas, estendendo o tempo necessário para a reabilitação da estrutura física do solo e a biodiversidade na área (FERNANDES et al., 2016). O rompimento da barragem de rejeito de minério de ferro desequilibrou o regime hidrossedimentológico nas áreas de deposição (HATJE et al., 2017; CORDEIRO et al., 2019; DUARTE et al., 2021), afetou os atributos físicos do ambiente sedimentar, formando uma crosta que pode impermeabilizar a superfície. A contínua entrada de material, que fica em suspensão durante o período chuvoso, aumenta a turbidez da água nos rios.

A composição mineralógica do rejeito difere da encontrada no solo local. O rejeito apresenta predominância de quartzo (SiO_2) e hematita (Fe_2O_3), que são minerais comuns na constituição do minério de ferro. Já os solos não afetados apresentam uma maior diversidade na composição mineralógica, composta por quartzo (SiO_2), hematita (Fe_2O_3), goethita (FeOOH), caulinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$), muscovita ($\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2$) e calcita (CaCO_2). Essa diferença de composição mineralógica influencia as características químicas e físicas do rejeito, principalmente as relacionadas a agregação, estruturação e capacidade de troca catiônica (CTC) desse material (COUTO et al. 2021; DUARTE et al., 2021).

Segundo Almeida et al. (2018), o solo-rejeito apresenta granulometria composta por 42% de areia, 47,5% de silte e 10,6% de argila, por isso o rejeito possui textura siltosa, com uma baixa CTC, o que diminui muito a sua capacidade de sorção. Os autores também destacam que a densidade de partículas do rejeito, cujo valor é $2,94 \text{ g cm}^{-3}$, coincide com a densidade de partículas de solos com altos teores de ferro. Essa maior densidade de

partículas influencia na densidade do solo, o que pode ser prejudicial ao crescimento radicular (ANDRADE et al., 2018; MATOS et al., 2020).

O solo-rejeito tem ainda várias limitações biológicas e de fertilidade, que podem restringir o processo de revegetação das áreas afetadas. Destacam-se a baixa disponibilidade de nutrientes, pH alcalino, baixos teores de matéria orgânica, baixa atividade microbiana e ausência de estrutura (BATISTA et al., 2020; SILVA et al., 2016; SILVA et al., 2021). Esta última é uma das mais críticas em termos de manejo, visto que, o processo de agregação das partículas, em analogia aos processos pedogenéticos, depende de uma interação complexa entre fatores físicos, químicos e biológicos (DUIKER et al., 2003; KAY, 1998).

Portanto, visando manejar a aglomeração das partículas do solo-rejeito, conferindo-o um condicionamento físico mínimo, utilizamos mecanismos de compressão ou moldagem de materiais individualizados para produção de pellets promovendo a peletização do solo-rejeito. Esta prática pode promover o condicionamento físico do solo-rejeito, conferindo uma macroporosidade entre aglomerados, aumentando a capacidade de infiltração e drenagem de água e a porosidade de aeração, essenciais ao desenvolvimento radicular. Além do condicionamento físico, é necessário que haja um condicionamento químico do solo-rejeito, uma vez que, alguns autores demonstraram que a adubação do solo-rejeito possibilita o crescimento de plantas (ESTEVES et al., 2020; SCOTTI et al., 2020).

Dessa forma, o objetivo do trabalho foi avaliar o efeito do condicionamento físico, por mecanismo de peletização, e interação com a adubação na melhoria do ambiente radicular para o crescimento e desenvolvimento de plantas em solo afetado por deposição de rejeito da mineração de ferro, oriundo da barragem de Fundão.

2. Material e Métodos

O experimento foi conduzido em casa de vegetação, no departamento de Ciência do Solo, na Universidade Federal de Lavras. As amostras do solo-rejeito foram coletadas às margens do Rio Gualaxo do Norte, no distrito de Bento Rodrigues, município de Mariana - MG, Brasil (20°17'55,8"S; 43°12'19,8"W).

Para composição das unidades experimentais, o solo-rejeito foi seco ao ar, tamisado em peneira de 4,75 mm e caracterizado química e fisicamente conforme a seguinte descrição: pH em água = 7,6; CTC a pH 7,0 = 2,4 cmol_c dm⁻³; Saturação por

bases (V) = 62,2%; Matéria Orgânica (M.O.) = 0,3 dag kg⁻¹; P-rem = 48,5 mg L⁻¹; K = 32,5 mg dm⁻³; P = 4,9 mg dm⁻³; S = 4,2 mg dm⁻³; Ca = 1,3 cmol_c dm⁻³; Mg = 0,1 cmol_c dm⁻³; Al = 0,0 cmol_c dm⁻³; H+Al = 0,9 cmol_c dm⁻³; Zn = 0,7 mg dm⁻³; Fe = 101,5 mg dm⁻³; Mn = 125,1 mg dm⁻³; Cu = 1,2 mg dm⁻³; B = 0,03 mg dm⁻³; Ni = 7,71 mg kg⁻¹; Cr = 19,71 mg kg⁻¹; Cd = 0,22 mg kg⁻¹; Pb = 7,59 mg kg⁻¹; Ba = 51,0 mg kg⁻¹; areia = 76,0 dag kg⁻¹; silte = 18,0 dag kg⁻¹; argila = 6,0 dag kg⁻¹. Além disso, foi feito o ensaio de Proctor normal (ABNT, 1986) e determinou-se a densidade máxima de compactação do solo-rejeito (Dmax) e umidade ótima de compactação (Uo), sendo: Dmax = 1,95 g cm⁻³; e Uo = 9,71% (m/m).

2.1. Desenho experimental

Foram testadas, em experimentos independentes, três espécies vegetais braquiária (*Urochloa brizantha*), eucalipto (*Eucalyptus grandis*) e feijão (*Phaseolus vulgaris*). Os experimentos foram delineados em blocos casualizados (DBC), com cinco repetições, e tratamentos distribuídos em esquema fatorial (2x5), sendo o primeiro fator dois níveis de adubação (sem ou com adubação) e o segundo fator composto por cinco níveis de peletização do solo-rejeito (0, 25, 50, 75 e 100% m/m).

2.2. Mecanismo de peletização

A metodologia utilizada para peletização foi adaptada de Meyer (1980) e consistiu na aglomeração das partículas do solo-rejeito utilizando água e mecanismo de rotação em betoneira para modelar os aglomerados. Para tal, foi utilizado solo-rejeito seco ao ar e tamisado em peneira de 4,75 mm de abertura. Foram processados cinco kg de solo-rejeito por vez, em betoneira operando a 30 rpm e 45° de inclinação. Durante o processo, adicionou-se água à massa de solo-rejeito, através de um borrifador, até atingir uma quantidade relativa a 15% (m/m) de água. Cada processo durou cerca de 40 minutos. Depois de formados os pellets, estes foram submetidos ao processo de cura pela secagem ao ar, e posteriormente, foi feita a classificação granulométrica de amostras dos pellets, pela tamisação em um conjunto de peneiras de 8,00; 4,75; e 2,00 mm de diâmetro de malha, e um fundo para reter os pellets e material particulado menor que 2 mm de diâmetro. O material retido em cada peneira foi pesado e obteve-se, então, a seguinte

proporção granulométrica: 14,33% (> 8,00 mm); 13,49% (8,00 - 4,75 mm); 46,00% (4,75 - 2,00 mm); e 26,19% (< 2,00 mm).

2.3. Condução dos experimentos

A quantidade de solo-rejeito utilizado para compor as unidades experimentais foi 2 kg. Essa quantidade, dependendo das proporções de solo-rejeito peletizado, ou não, de cada tratamento, foi colocada em vasos de 3 litros, contendo sacos plásticos para não haver perda de água e nutrientes por lixiviação e percolação.

A adubação dos experimentos foi feita segundo a recomendação de Malavolta (1981), para cultivos em vaso, a maior parte dos fertilizantes foram aplicados via solução nutritiva, aplicando-se 100 mL de cada solução por vaso. Apenas os nutrientes P e Ca foram fornecidos no solo-rejeito no preparo do substrato nos vasos em forma sólida, aplicando-se 1 g superfosfato triplo por vaso. Duas soluções nutritivas foram aplicadas, uma primeira (S1) para fornecimento de N, K e S, a qual foi aplicada em três parcelamentos, de acordo com o desenvolvimento das plantas: primeira aplicação feita na germinação das sementes de braquiária, no plantio das mudas de eucalipto e na emissão dos primeiros pares de folhas verdadeiras do feijão; a segunda e a terceira aplicação foram feitas quinzenalmente após a aplicação anterior. A segunda solução (S2) para fornecimento de Mg e dos micronutrientes B, Cu e Zn. As fontes fertilizantes utilizadas para adubação via solução nutritiva e suas respectivas concentrações nas soluções foram: S1 - NH_4NO_3 (13,2 g L⁻¹), KCl (5,7 g L⁻¹), $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (3,3 g L⁻¹); e S2 - $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ (6,3 g L⁻¹), H_3BO_3 (57,2 mg L⁻¹), CuSO_4 (117,6 mg L⁻¹) e ZnSO_4 (438,8 mg L⁻¹). Devido a concentração disponível de Mn e Fe, no solo-rejeito, ter sido considerada suficiente pela análise química, ambos não foram aplicados.

Foi definida a irrigação dos experimentos mantendo o substrato a 60% de sua capacidade de campo (CC) com água destilada.

No experimento com braquiária (*Urochloa brizantha*) foram semeadas 16 sementes por vaso, e mantida uma população de 8 plantas por vaso, durante toda a condução do experimento fazendo-se desbaste recorrente. O ensaio foi conduzido por 100 dias após a emergência das plantas, e ao final desse período procedeu-se as amostragens para análise de planta e solo-rejeito. Para análise de produção de massa seca de parte aérea (MSPA), foi feito o corte das plantas rente à superfície do solo-rejeito, as quais foram armazenadas em sacos de papel para secagem em estufa a 70°C por 72 horas ou até

massa constante. As raízes foram separadas do solo-rejeito, lavadas e seguiu-se o mesmo procedimento de secagem, para determinação da massa seca de raiz (MSR). Além disso, foi determinada a massa seca total (MST) pela soma da MSPA e MSR.

No experimento com eucalipto (*Eucalyptus grandis*) foram utilizadas mudas padronizadas de 10 cm de altura, plantando-se uma muda por vaso. As mudas foram plantadas cortando-se o ápice radicular e colocando-as no solo-rejeito. O ensaio foi conduzido por 120 dias após o plantio das mudas e procedeu-se as análises de planta determinando o diâmetro de caule, altura de planta, MSPA, MSR e MST. No caso deste experimento, foi feito o fracionamento da MSPA em massa seca (MS) de folhas e caule.

No experimento com feijão (*Phaseolus vulgaris*), foram semeadas 4 sementes por vaso, deixando apenas uma planta por vaso, após o desenvolvimento dos primeiros pares de folhas verdadeiras. O ensaio foi conduzido por 90 dias após a emergência das plântulas, seguindo, então, as análises de MSPA, MSR, MST, massa seca de grãos (MSG).

2.4. Análise química do material vegetal

Os teores de nutrientes (P, K, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Zn e Cu) e metais pesados (As, Ba, Cd, Co, Cr, Ni e Pb) foram determinados na parte aérea (PA) das plantas nos três experimentos. A determinação foi feita por digestão ácida em micro-ondas e leitura por espectrometria de emissão óptica com plasma acoplado (ICP-OES), de acordo com o método USEPA 3051A (USEPA, 1998). Assim, determinou-se o acúmulo de nutrientes ou metais pesados na PA, pelo produto entre MSPA e o teor do nutriente ou metal pesado.

2.5. Análise química e física do solo-rejeito

Antes da separação das raízes e solo-rejeito, foram coletadas amostras do solo-rejeito para determinação do pH em água, e dos atributos físicos. A coleta das amostras do solo-rejeito para análises físicas foi feita utilizando um amostrador de Uhland e determinou-se a densidade do solo-rejeito (Ds), volume total de poros (VTPd), macro (Mac) e microporosidade (Mic) segundo Teixeira et al. (2017). A amostragem foi feita cravando o cilindro de amostragem no solo-rejeito, à uma profundidade de 5 cm a partir da superfície, posteriormente envolvendo a amostra com papel filme, até que fosse

encaminhada ao laboratório para o nivelamento da amostra no cilindro e saturação com água para prosseguir com as análises.

A densidade do solo-rejeito foi utilizada para calcular o grau de compactação (GC). O GC foi determinado pela razão entre a densidade do solo-rejeito e a D_{max} , sendo: $GC = (D_s/D_{max}) \times 100$.

2.6. Análise estatística

Os dados foram submetidos aos testes de Hartley, Jarque-Bera (JARQUE & BERA, 1980) e ESD Generalizado (ROSNER, 1983) para avaliação das condições de homogeneidade das variâncias, normalidade dos resíduos e presença de outliers, respectivamente. Em seguida, foi feita a análise de variância (ANOVA), as médias dos tratamentos sem e com adubação, quando o fator peletização não foi significativo ($p > 0,05$), foram comparadas pelo teste SNK a 5% de probabilidade de erro e os níveis de peletização foram avaliados por meio de análise de regressão. Para essas análises foi utilizado o software SPEED Stat (Carvalho et al. 2020). Foi realizada também a análise de componentes principais (PCA) em cada espécie para investigar o padrão geral de correlações (Pearson), das variáveis analisadas, entre os tratamentos usando o pacote vegan (OKSANEN et al., 2019) no software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019).

3. Resultados

Para melhor compreensão dos resultados é importante considerar alguns aspectos relacionados aos efeitos da adubação sobre as variáveis resposta utilizadas para discriminar os tratamentos. Por exemplo, ao identificar que a adubação apresenta efeito significativo sobre variáveis relacionadas a atributos físicos, como porosidade ou grau de compactação, não significa dizer que exista relação de causa e efeito entre os fertilizantes e estas variáveis. Porém, entende-se que a planta responde à adubação, e, conseqüentemente, altera os atributos físicos em função do desenvolvimento radicular.

Consta no material suplementar deste trabalho, o resumo da análise de variância de cada experimento (Apêndice A) e a relação das variáveis que não foram apresentadas

em forma gráfica, avaliadas por análise de regressão, quando houve efeito apenas do fator adubação (Apêndice B).

O condicionamento químico do solo-rejeito, através da adubação, apresentou efeito significativo ($p \leq 0,05$) sobre a maioria das variáveis resposta em todos os três experimentos. No entanto, no experimento com eucalipto, a adubação não influenciou significativamente a microporosidade do solo-rejeito. Comportamento semelhante foi observado no experimento com feijão em relação aos atributos físicos do solo-rejeito (Apêndice A).

O uso da peletização como o condicionamento físico do solo-rejeito, apresentou efeito significativo sobre poucas variáveis resposta. Destas, apenas sobre macro e microporosidade, MSR e MST houveram diferenças significativas nos três experimentos. Além disso, para a maioria das variáveis, em que o fator peletização apresentou efeito significativo, houve, também, interação significativa entre os fatores. As exceções foram volume total de poros (VTPd) no experimento com braquiária, macro e microporosidade, nos experimentos com eucalipto e feijão, e S acumulado na parte aérea, no experimento com feijão (Apêndice A).

3.1. Atributos físicos do solo-rejeito

A adubação proporcionou, indiretamente, um aumento de 19,7% no VTPd do solo-rejeito cultivado com braquiária (Figura 1) e de 5,5% com eucalipto (Apêndice B). Porém, nos tratamentos com adubação e no experimento com braquiária, a peletização reduziu o VTPd em até 6,4% (Figura 1). Além disso, a adubação proporcionou reduções de 12,8% e 7,2% no grau de compactação (GC) do solo-rejeito cultivado com braquiária e eucalipto, respectivamente, independentemente da peletização (Apêndice B).

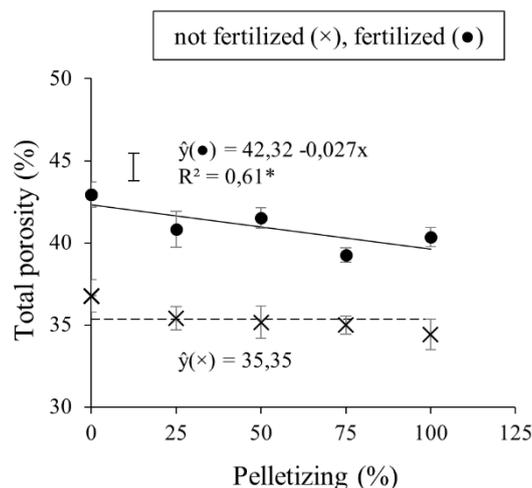


Figura 1. Volume total de poros (VTPd) de solo-rejeito cultivado com braquiária e sob condicionamento químico com adubação e físico por pelletização. Barras representam o erro padrão das médias e barras isoladas representam a margem de erro definida pelo intervalo de confiança do experimento. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo.

A pelletização aumentou a macroporosidade e reduziu a microporosidade do solo-rejeito. Nos tratamentos adubados e nos experimentos com braquiária e eucalipto, o aumento na macroporosidade foi de até 32% e 53%, respectivamente. Nos tratamentos sem adubação e ainda nos experimentos com braquiária e eucalipto esse aumento foi de até 85% e 75%, respectivamente. No experimento com feijão, independentemente da adubação, o aumento na macroporosidade foi de 89,5% (Figura 2). Sobre a microporosidade e no experimento com braquiária, a redução foi de 14,3% nos tratamentos adubados e 25,8% nos tratamentos sem adubação, enquanto nos experimentos com eucalipto e feijão a redução, independente da adubação, foi de 21,5% e 23,5%, respectivamente (Figura 2).

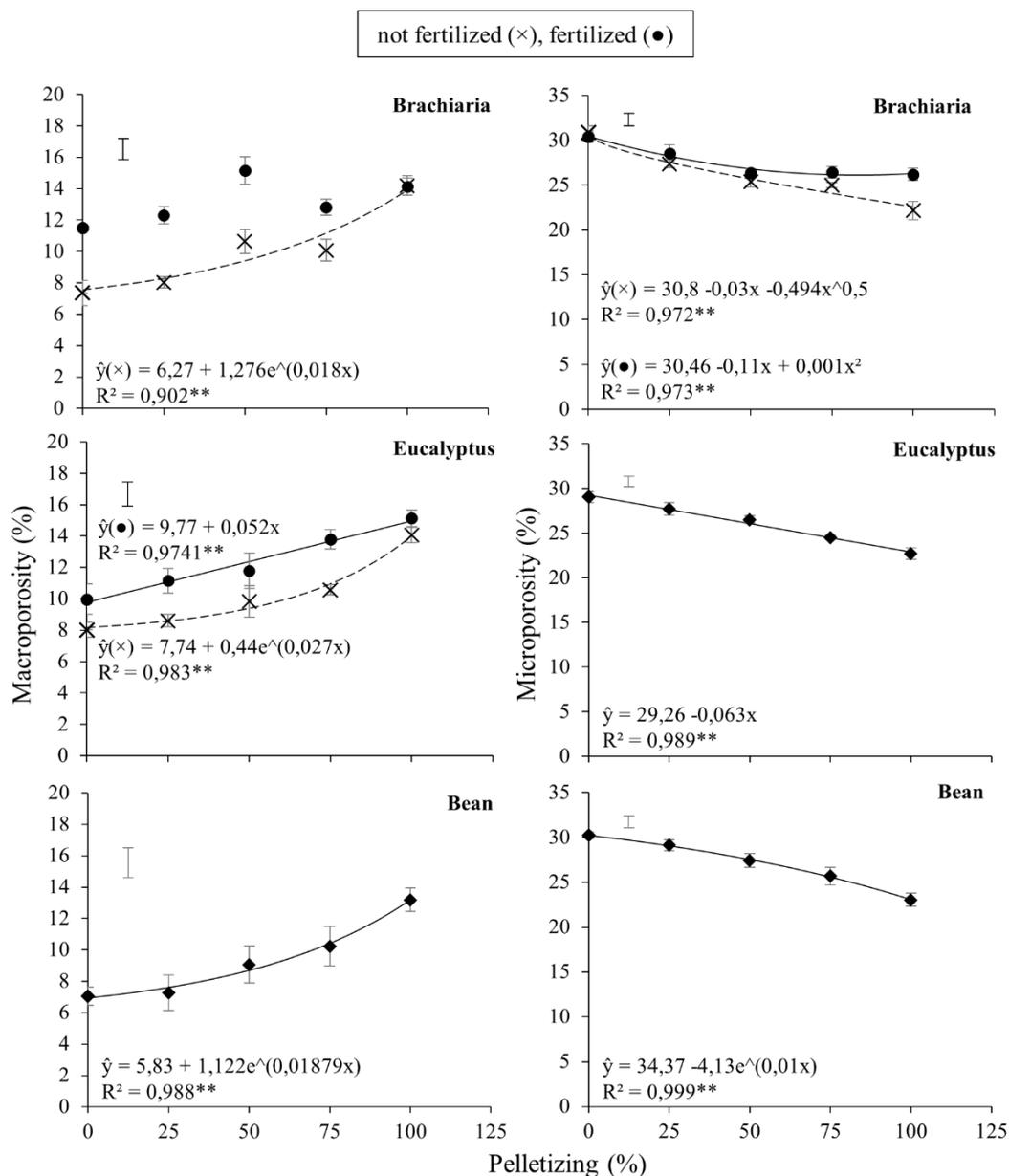


Figura 2. Macro e microporosidade do solo-rejeito cultivado com braquiária, eucalipto e feijão, sob condicionamento químico com adubação e físico por pelletização. Barras representam o erro padrão das médias e barras isoladas representam a margem de erro definida pelo intervalo de confiança do experimento. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo.

3.2. pH do solo-rejeito

Nos experimentos com braquiária e eucalipto, a adubação reduziu o pH do solo-rejeito em 8,4% e 14,6%, respectivamente (Apêndice B). No experimento com feijão, essa a redução foi de 14%, entre os tratamentos sem pelletização. Entre os níveis de pelletização e com adubação, a tendência foi uma redução nos valores de pH com o aumento dos níveis de pelletização do solo-rejeito. Houve redução dos valores de pH entre

os níveis de peletização e sem adubação, sendo 7,36 o menor valor de pH observado, referente ao tratamento sem adubação e com 50% de solo-rejeito peletizado (Figura 3).

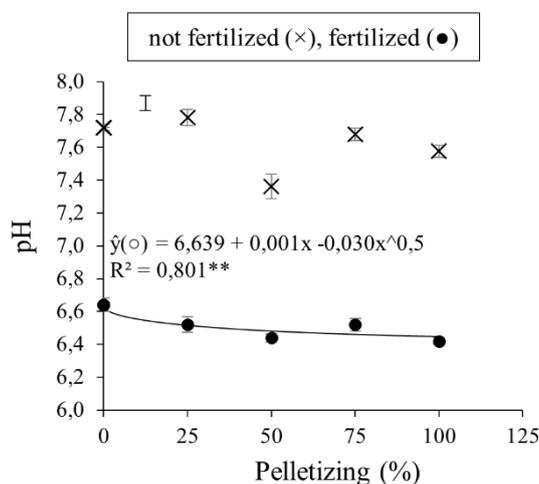


Figura 3. pH do solo-rejeito cultivado com feijão e sob condicionamento químico com adubação e físico por peletização. Barras representam o erro padrão das médias e barras isoladas representam a margem de erro definida pelo intervalo de confiança do experimento. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo.

3.3. Crescimento e desenvolvimento vegetal

Sobre as variáveis relacionadas ao desenvolvimento vegetal, a adubação promoveu aumento significativo em todas variáveis analisadas. Sobre a MSPA houve um aumento de 1.057% e 630% nos experimentos com braquiária e eucalipto, respectivamente (Apêndice B). No experimento com eucalipto e sobre a variável MS de folha, observou-se um aumento de 571%, em função da adubação (Apêndice B). Em relação ao acúmulo de nutrientes e metais pesados na parte aérea, a adubação promoveu aumento de todos elementos, inclusive daqueles que não foram fornecidos via adubação, como Fe e Mn (Apêndice B). Além disso, a quantidade acumulada dependeu da peletização, no experimento com eucalipto, para a maioria dos nutrientes, sobre Zn e Ba, no experimento com braquiária, e P e S no experimento com feijão (Apêndice A e B).

No experimento com feijão e em função da adubação, foi observado um aumento de 502% na MSPA, considerando os tratamentos sem peletização. A medida em que aumentou os níveis de peletização, nos tratamentos com adubação, ocorreu a redução da MSPA do feijão, resultando em até 38,1% de redução nessa variável. Nos tratamentos

sem adubação, independentemente do nível de peletização, a MSPA foi 0,96 g. De forma semelhante, a MS de grãos também tendeu a reduzir em função do aumento dos níveis de peletização, nos tratamentos com adubação do experimento com feijão, porém, o modelo ajustado indica o nível de 17,63% de peletização para maior massa de grãos, equivalente a 2,56 g, 2,48% maior que o tratamento com adubação e sem peletização. Nos tratamentos sem adubação, o valor foi de 0,3 g para esta variável, independentemente do nível de peletização. (Figura 4).

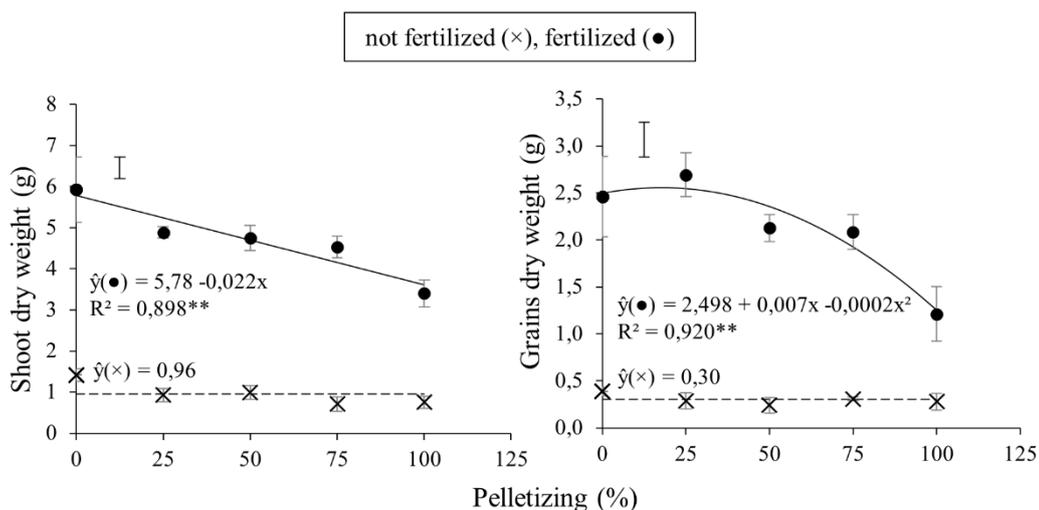


Figura 4. Massa seca da parte aérea (MSPA) e massa seca (MS) de grãos de feijão, cultivado em solo-rejeito sob condicionamento químico com adubação e físico por peletização. Barras representam o erro padrão das médias e barras isoladas representam a margem de erro definida pelo intervalo de confiança do experimento. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo.

No experimento com eucalipto e sobre as variáveis altura de planta, diâmetro de caule e massa seca de caule, houve aumento de 39,2%, 60,4% e 546,6%, respectivamente, pelo efeito da adubação. A peletização não apresentou efeito significativo nos tratamentos sem adubação, entretanto, potencializa o efeito da adubação com aumentos de até 29,3%, 22,7% e 54,3%, respectivamente, sobre essas variáveis. Nos tratamentos adubados, os maiores valores, preditos pelos modelos, e seus respectivos níveis de peletização são: 38,33 cm e 60,91%; 5,66 mm e 30,97%; e 3,5 g e 71,21%, para a altura de planta, diâmetro de caule e massa seca de caule, respectivamente (Figura 5).

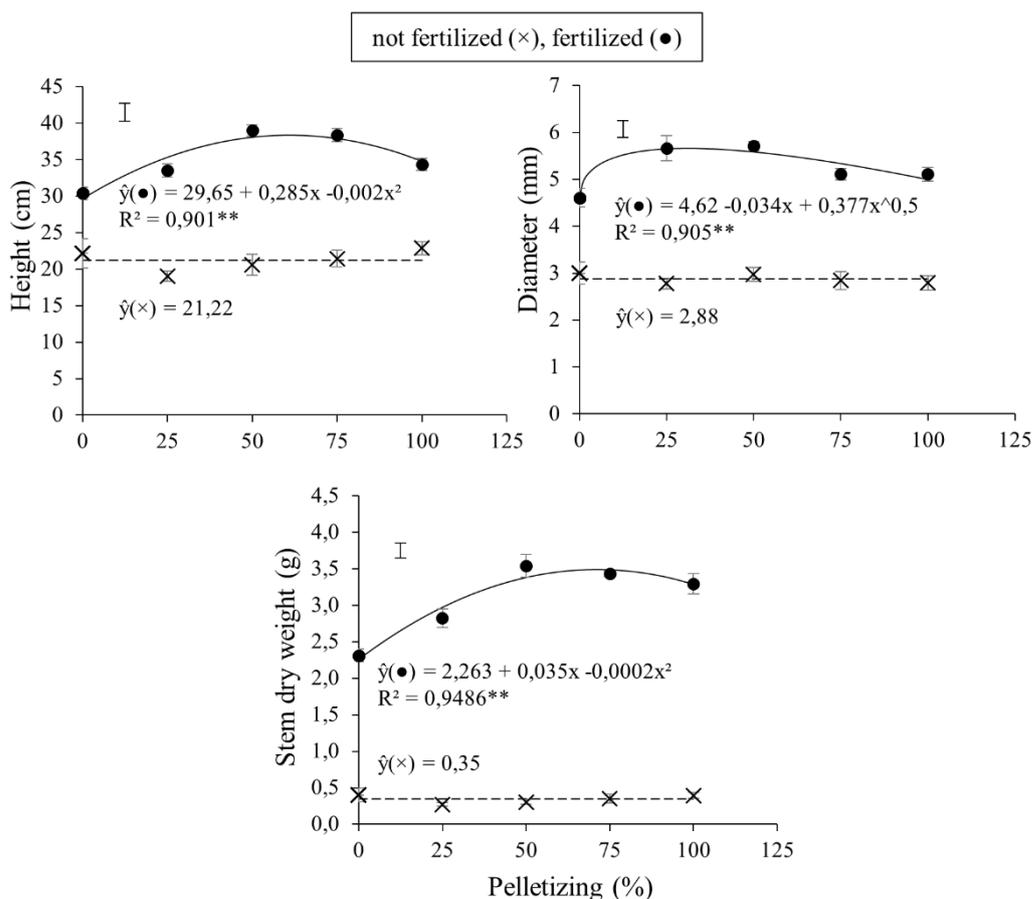


Figura 5. Altura de planta, diâmetro e massa seca (MS) de caule de eucalipto, cultivado em solo-rejeito sob condicionamento químico com adubação e físico por peletização. Barras representam o erro padrão das médias e barras isoladas representam a margem de erro definida pelo intervalo de confiança do experimento. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo.

Assim como a MSPA, a MSR e, conseqüentemente, a MST, aumentaram significativamente, em função da adubação. Sobre a MSR, esse aumento foi de 750,3%, 121,4% e 436,5%, nos experimentos com braquiária, eucalipto e feijão, respectivamente. A peletização, porém, reduz esse efeito em até 23,3% e 60,8% nos experimentos com braquiária e feijão, respectivamente. De forma semelhante, isso também ocorreu sobre a variável MST, em que a adubação promoveu aumentos de 890%, 342% e 405% nos experimentos com braquiária, eucalipto e feijão, respectivamente. Enquanto a peletização reduz esse efeito em até 9,03% e 50%, nos experimentos com braquiária e feijão, respectivamente. Essa redução sobre a variável MST provocada pela peletização, ocorre ainda nos tratamentos sem adubação do experimento com feijão, chegando a 63% de redução. Somente no experimento com eucalipto foi observado que a peletização aumenta

a MSR e MST nos tratamentos adubados, com aumentos de até 67,7% e 46,1%, respectivamente (Figura 6).

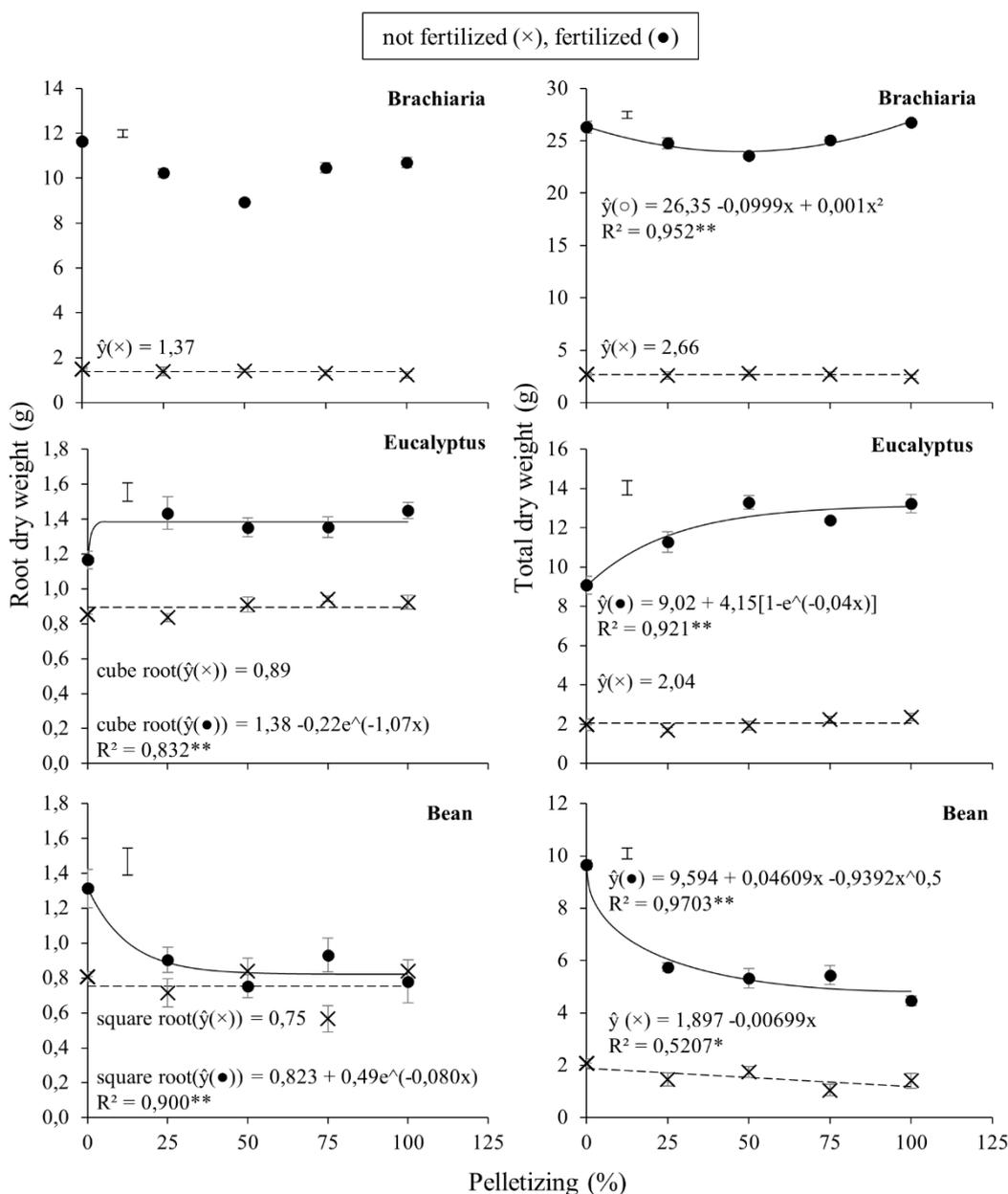


Figura 6. Massa seca de raiz (MSR) e massa seca total (MST) de braquiária (br.), eucalipto (ec.) e feijão (fj.), cultivados em solo-rejeito sob condicionamento químico com adubação e físico por pelletização. Barras representam o erro padrão das médias e barras isoladas representam a margem de erro definida pelo intervalo de confiança do experimento. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo.

3.4. Atributos de plantas - Acúmulo de nutrientes e metais pesados

Dos metais pesados analisados nas plantas, somente Ba, Cr e Ni foram detectados pelo método analítico. A peletização provocou efeitos com tendências distintas no acúmulo de alguns nutrientes e metais pesados pelas plantas. Nos casos em que esse efeito foi significativo, ocorreu sobre os tratamentos com adubação. A exceção foi acúmulo de Zn na parte aérea da braquiária, em que o aumento nos níveis de peletização, aumentou também a quantidade de Zn acumulado em até 110%, nos tratamentos sem adubação (Figura 7).

Nos tratamentos com adubação, a peletização, quando significativa, apresentou efeito positivo na maioria das variáveis referentes a quantidade acumulada de nutrientes e metais na parte aérea. Para quantidade acumulada de Ba, no experimento com braquiária, estima-se um aumento de até 29% na quantidade acumulada, em função de um nível de peletização de 18,51% (Figura 7). Para a mesma planta e no nível 100% de peletização, a quantidade de Zn acumulado foi 122% maior que no solo-rejeito sem peletização (Figura 7).

A quantidade acumulada de todos os macronutrientes analisados foi aumentada em função da peletização, nos tratamentos com adubação, do experimento com eucalipto. Os aumentos e os macronutrientes correspondentes, entre parênteses, foram: 52,1% (P), 16,4% (K), 56,1% (Ca), 50,1% (Mg) e 41,6% (S) (Figura 8). Dos micronutrientes, apenas Fe e Mn apresentaram aumentos significativos na quantidade acumulada, em função da peletização nos tratamentos. Esses aumentos foram de até 60,8% e 94,6%, respectivamente (Figura 9). No experimento com feijão, porém, a peletização reduz a quantidade acumulada dos macronutrientes P e S em até 61,7% e 45,4%, respectivamente (Figura 10).

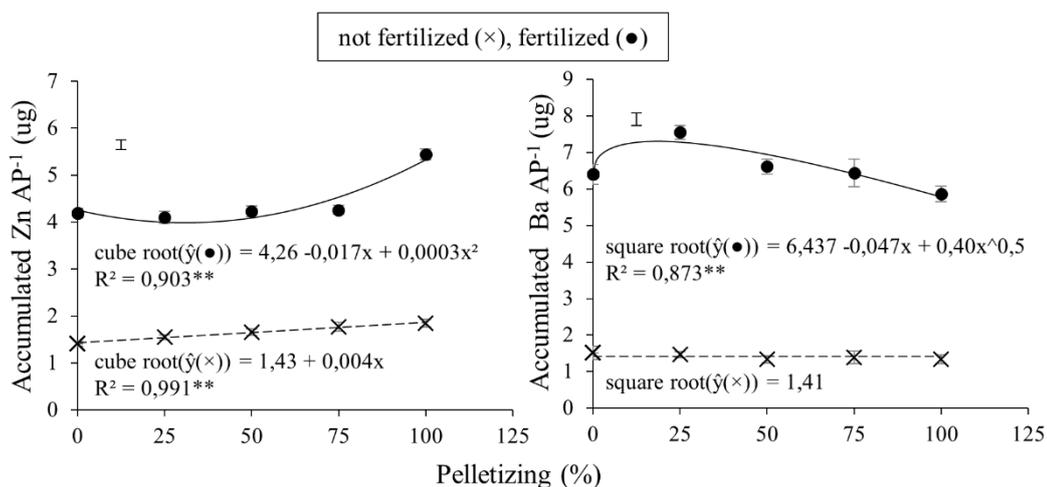


Figura 7. Conteúdo de Zn e Ba na parte aérea (PA) de braquiária, cultivada em solo-rejeito sob condicionamento químico com adubação e físico por pelletização. Barras representam o erro padrão das médias e barras isoladas representam a margem de erro definida pelo intervalo de confiança do experimento. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo.

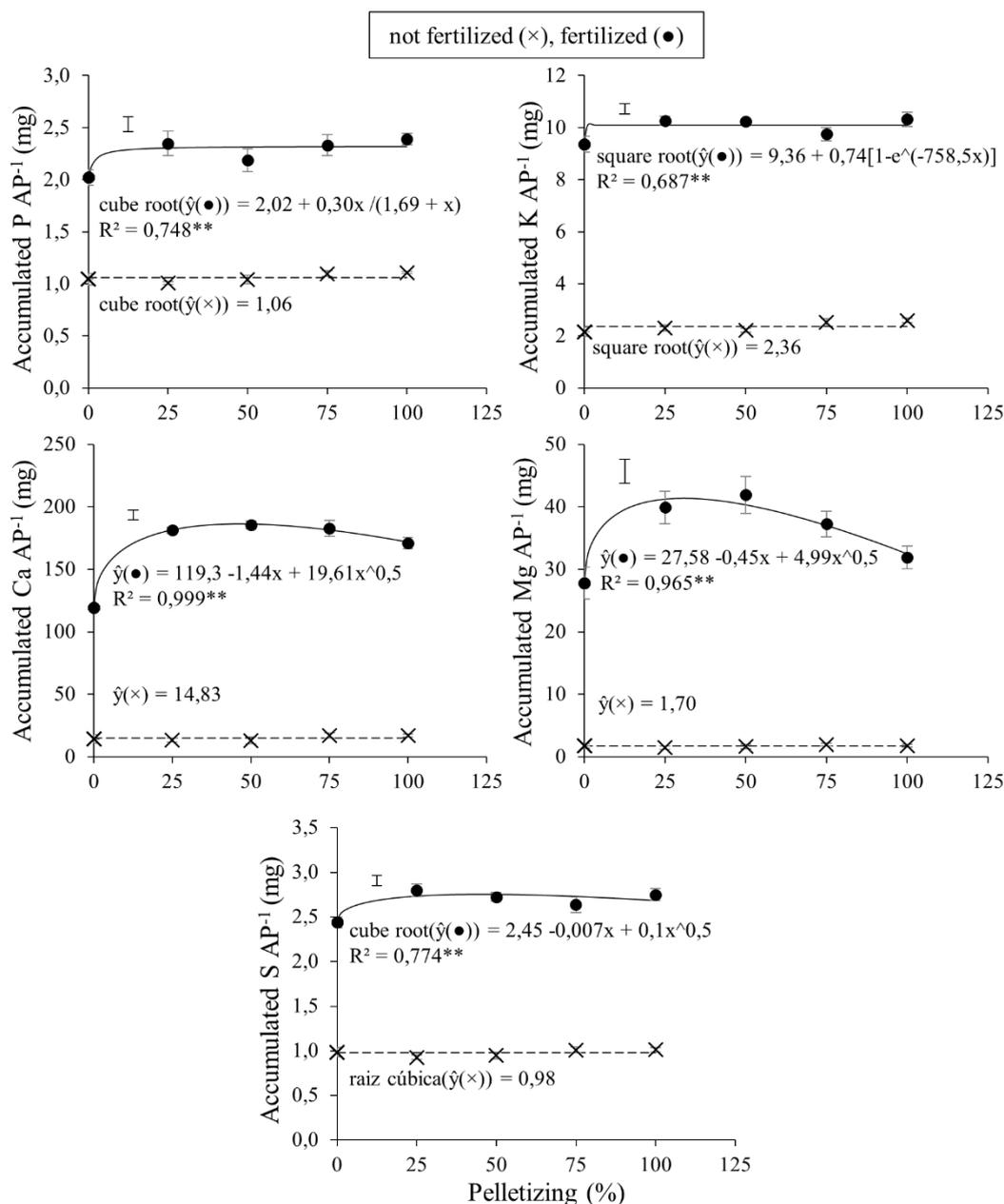


Figura 8. Conteúdo de macronutrientes na parte aérea (PA) de eucalipto, cultivado em solo-rejeito sob condicionamento químico com adubação e físico por peletização. Barras representam o erro padrão das médias e barras isoladas representam a margem de erro definida pelo intervalo de confiança do experimento. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo.

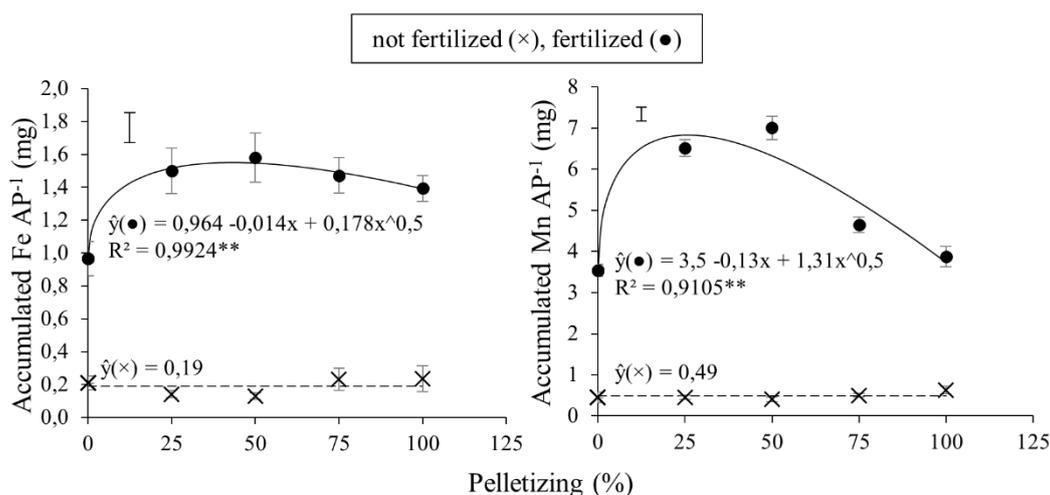


Figura 9. Conteúdo de Fe e Mn na parte aérea (PA) de eucalipto, cultivado em solo-rejeito sob condicionamento químico com adubação e físico por peletização. Barras representam o erro padrão das médias e barras isoladas representam a margem de erro definida pelo intervalo de confiança do experimento. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo.

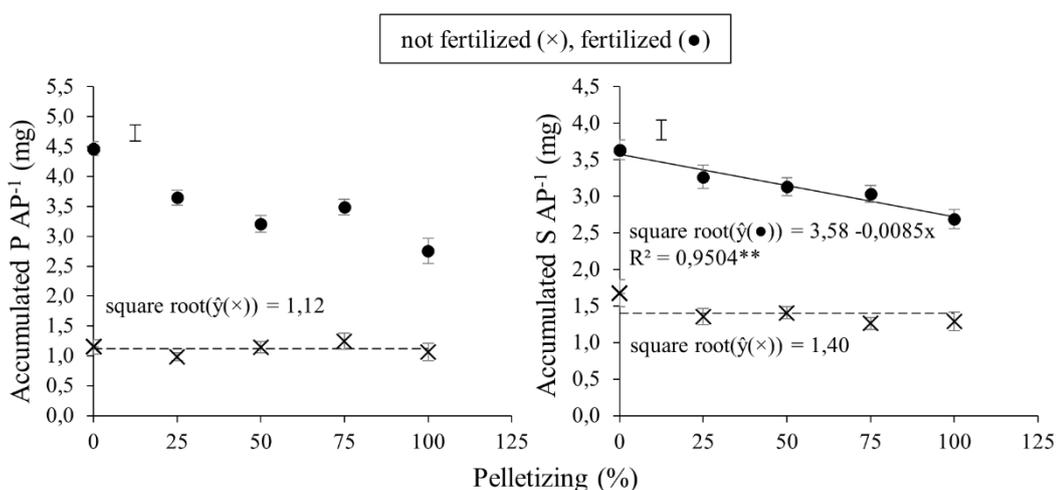


Figura 10. Conteúdo de P e S na parte aérea (PA) de feijão, cultivado em solo-rejeito sob condicionamento químico com adubação e físico por peletização. Barras representam o erro padrão das médias e barras isoladas representam a margem de erro definida pelo intervalo de confiança do experimento. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo.

3.5. Análise multivariada

A análise de componentes principais (PCA) explicou 93% da variação dos dados no experimento com braquiária, 90% no experimento com eucalipto e 77% no experimento com feijão (Figura 11). Em todos os experimentos houve uma clara separação dos tratamentos com e sem adubação, o que indica que este fator foi responsável pela maior magnitude de variação nos experimentos. Observamos que os tratamentos sem adubação tiveram os maiores valores de pH e GC (Figura 11), e que essas variáveis correlacionaram negativamente com as variáveis relacionadas ao crescimento e desenvolvimento vegetal e porosidade do solo-rejeito. Corroborando com esses resultados, observamos que o grau de compactação correlacionou positivamente com os tratamentos sem adubação e com os menores níveis de peletização (Figura 11). Por outro lado, a macroporosidade relacionou-se positivamente com os tratamentos adubados e com os maiores níveis de peletização. A porosidade total também foi correlacionada com a adubação e a peletização (Figura 11).

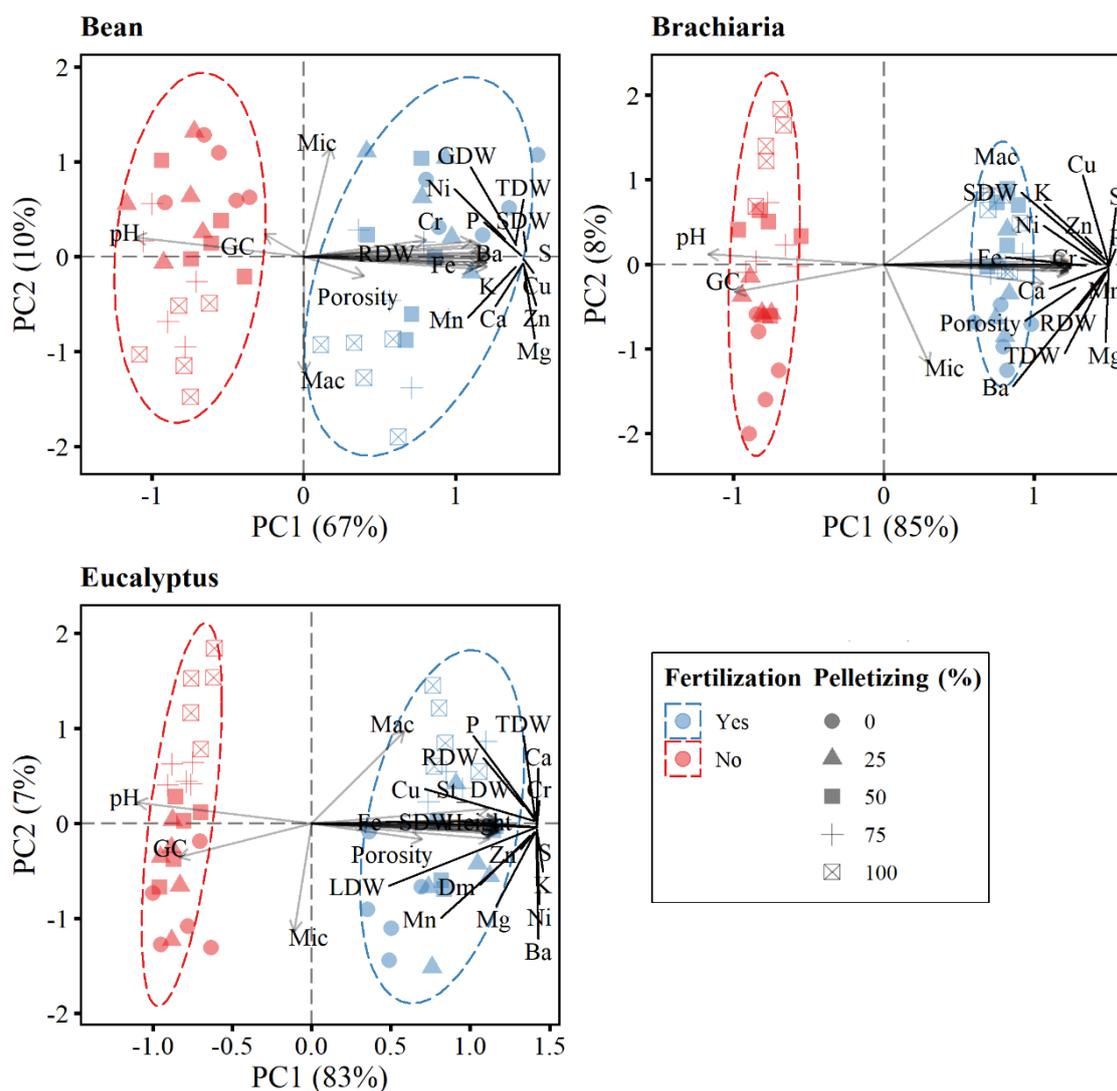


Figura 11. Análise de componentes principais envolvendo as variáveis: Acúmulo de nutrientes e metais na parte aérea (P, K, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Zn, Cu, Zn, Ba, Cr e Ni), massa seca da parte aérea (SDW), massa seca de raiz (RDW), massa seca total (TDW), massa seca de grãos (GDW), massa seca de caule (St_DW), massa seca de folhas (LDW), Altura de planta (Height), diâmetro de caule (Dm), pH, grau de compactação (GC), volume total de poros (Porosity), macro (Mac) e microporosidade (Mic).

4. Discussão

A peletização modifica a disposição dos poros do solo-rejeito, proporcionando uma maior macroporosidade e menor microporosidade (Figura 2). As plantas em estudo são completamente distintas em relação ao sistema radicular e fisiologia, portanto, respondem de formas também distintas as modificações na distribuição dos poros. Isso fica evidente pelo efeito da peletização na MSR das plantas, com redução nesta variável

nas plantas de braquiária e feijão, sendo a intensidade desse efeito 2,61 vezes maior no feijão do que na braquiária, e, por outro lado, incremento de MSR no eucalipto, comparado nos tratamentos com adubação (Figura 6). Uma vez que as raízes do eucalipto são de maior calibre, mesmo que exista aumento da macroporosidade, o contato solo-rejeito e raiz é maior nesse tipo de sistema radicular que os do feijão e braquiária. Esse contato é fundamental principalmente pra reduzir o ressecamento das raízes, promover o crescimento radicular e, conseqüentemente, a parte aérea das plantas.

Por outro lado, o atributo físico que mais se correlacionou positivamente com a produção das plantas foi a porosidade total (Figura 11). A PCA mostra a tendência de que os maiores valores nas variáveis relacionadas ao crescimento das plantas foram influenciados pela maior porosidade do solo-rejeito e fornecimento de nutrientes, independente da planta utilizada (Figura 11). Esse resultado indica que a melhoria da porosidade associado ao aumento na disponibilidade de nutrientes é favorável ao crescimento vegetal no solo-rejeito. Desta forma, evidencia-se que a indução do crescimento do sistema radicular no solo-rejeito é um método importante para condicionar fisicamente o solo-rejeito.

A adubação do solo-rejeito proporcionou melhorias no ambiente radicular, promovendo o crescimento das três espécies vegetais estudadas. Corroborando com esses resultados Andrade et al. (2018), Esteves et al. (2020) e Zago et al. (2020) também mostram que adubação orgânica e, ou, mineral melhoram o crescimento e desenvolvimento de monocotiledôneas e eudicotiledôneas cultivadas no solo-rejeito. Essa resposta das plantas a adubação está relacionada ao solo-rejeito apresentar uma textura silto-arenosa, uma baixa CTC e baixa disponibilidade nutrientes, então, a adubação pode ser fator chave para a sobrevivência inicial das plantas que crescem sobre o rejeito de mineração de ferro.

A granulometria dos sedimentos aluviais do rio Doce é essencialmente arenosa, mesmo após o acidente com alta porcentagem de areia grossa, mas com relativo aumento de partículas finas, principalmente areia fina, silte e argila, no sedimento de fundo de rio (DUARTE et al., 2021), já os sedimentos fluviais depositados a margem dos rios são em tamanho silte e areia. Os sedimentos arenosos são uma desvantagem para o acúmulo de carbono orgânico, e também diminuem a CTC. Enquanto a maior presença de argila, fornece tanto o acúmulo de carbono, quanto a maior retenção de elementos (GAO et al., 2014, LIANG et al., 2006). As partículas de argila no solo, pela geração de cargas de superfície e a seu menor tamanho, proporcionam uma maior proteção físico-química ao

carbono no solo, além de uma maior capacidade de reter cátions por forças de atração eletrostáticas, do que as partículas maiores. Considerando que a composição mineralógica do rejeito é predominantemente quartzo e óxidos de ferro (ALMEIDA et al., 2018; COUTO et al., 2021), distribuídos em tamanho silte e areia, apresentam pouca capacidade de retenção de cargas e carbono no solo.

O efeito da adubação deve-se não somente ao fornecimento de nutrientes para as plantas, mas, também, à acidificação do solo-rejeito, em que o pH se correlacionou negativamente com as variáveis indicadoras de crescimento das plantas e adubação (Figura 11). A acidificação é processo natural do solo, relacionada a diversas reações químicas e bioquímicas, promovidos pela ação das raízes, microrganismos, lixiviação, precipitação, atividades antrópicas, entre outros, que possam levar a desprotonação de cargas dependentes de pH e liberação de íons H^+ na solução do solo (GENG et al., 2020, HOUBEN et al., 2013; ZHANG et al., 2019). Também a adição de fontes nitrogenadas amoniacais como nitrato e sulfato de amônio, aplicados via solução nutritiva, para o suprimento das demandas de N e S, podem ter sido responsáveis por essa diminuição do pH. Essas fontes liberam NH_4^+ em solução, o qual pode sofrer processo de nitrificação e liberar íons H^+ , reduzindo, portanto, o pH (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

O valor de pH do solo-rejeito, nos tratamentos sem adubação, era de aproximadamente 7,7 (Apêndice B; Figura 3). Isto indica que a disponibilidade de nutrientes no solo-rejeito é altamente limitada por este fator, visto que valores de referência de pH considerados adequados estão entre 6,0 e 6,5, para a maioria das culturas agrícolas, e valores superiores a essa faixa ocasionam a diminuição da solubilidade da maioria dos nutrientes às plantas, principalmente os micronutrientes catiônicos. Além disso, nos experimentos com braquiária e eucalipto o valor de pH nos tratamentos adubados e sem peletização foi de 7,02 e 6,61, respectivamente (Apêndice B) e com feijão, 6,64 (Figura 3). Embora esses valores não tenham sido comparados entre si, nota-se uma diferença entre o pH do solo-rejeito cultivado com braquiária e os demais. Essa diferença pode ser atribuída a maior biomassa radicular da braquiária, que foi cerca de 7 vezes maior que as demais (Figura 6) e resultou um efeito tampão à variação do pH do solo-rejeito. A adição de compostos orgânicos liberados pelas plantas, tem efeitos na modificação do pH em solos, provocado pela complexação ou adsorção de íons H^+ e Al^{3+} por esses compostos (PAVINATO; ROSOLEM, 2008), além das trocas realizadas pela planta durante a absorção de nutrientes.

A multivariada dos experimentos (Figura 11) mostrou a influência da presença da adubação na diminuição do pH, o que pode ter sido influenciado pelo maior desenvolvimento das plantas no solo-rejeito adubado. Com o maior desenvolvimento as plantas aumentam a exsudação de compostos orgânicos o que pode ter levado a essa diminuição no pH do solo-rejeito. Demonstrando que a adubação deve ser preconizada nas atividades de reabilitação de áreas impactadas pelo solo-rejeito de mineração de ferro.

Por outro lado, a adubação do solo-rejeito para o cultivo de plantas deve ser recomendada com parcimônia. Isto porque o solo-rejeito não apresenta características favoráveis à retenção de nutrientes. Essa limitação ocorre tanto para as formas aniônicas, tendo em vista o alto valor de P-rem, quanto para as formas catiônicas, pela baixa CTC. Tal fato pode implicar em dosagens superestimadas de fertilizantes e apresentar potencial de contaminação de cursos hídricos, pela lixiviação dos nutrientes aplicados no solo-rejeito via adubação, provocando eutrofização.

A contaminação dos cursos hídricos pode ser agravada pela baixa macroporosidade e estrutura do solo-rejeito. Assim, menor volume de água infiltra e é drenado em subsuperfície, acarretando o escoamento superficial e erosão laminar, carreando partículas do solo-rejeito, matéria orgânica e nutrientes para os leitos. O agravamento desse fenômeno pode gerar um assoreamento desses leitos e o crescimento vegetal sobre essa carga de sedimento provocar uma redução drástica na vazão dos rios.

As mudanças nos atributos físicos do rejeito dentro do rio, indicando um problema que agrava a turbidez da água (HATJE et al., 2017), levou a proibição de seu consumo. Houve uma diminuição no tamanho das partículas do fundo do rio (DUARTE et al., 2021), o que é um indicativo de que o material fino, no tamanho silte, do rejeito apresenta-se solto e facilmente carregável. As práticas de manejo aplicadas nos processos de revegetação, podem gerar um novo agravante com essa entrada de material no rio. Sem uma efetiva capacidade de retenção de cátions, um baixo teor de matéria orgânica e o tamanho grande de partículas, há grandes possibilidades de os fertilizantes adicionados serem lixiviados, gerando um outro problema relacionado a eutrofização.

5. Conclusões

As mudanças físicas provocadas pela peletização proporcionam melhores condições do solo-rejeito para o crescimento e desenvolvimento de eucalipto, além de

potencializar o efeito da adubação à esta planta. Entretanto, restringe o crescimento de braquiária e feijão.

Apesar dos atributos químicos e físicos não serem adequados, o fator limitante ao crescimento de plantas no solo-rejeito é a disponibilidade de nutrientes.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, C. A.; OLIVEIRA, A. F.; PACHECO, A. A.; LOPES, R. P.; NEVES, A. A.; QUEIROZ, M. E. L. R. Characterization and evaluation of sorption potential of the iron mine waste after Samarco dam disaster in Doce River basin e Brazil. **Chemosphere**, 209, 411–420, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.071>
- ANDRADE, G. F.; PANIZ, F. P.; MARTINS, J. R. A. C.; ROCHA, B. A.; LOBATO, A. K. S.; RODRIGUES, J. L.; CARDOSO-GUSTAVSON, P.; MASUDA, H. P.; BATISTA, B. L. Agricultural use of Samarco's spilled mud assessed by rice cultivation: A promising residue use? **Chemosphere**, v. 193, p. 892–902, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.099>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS-ABNT. NBR 7182: Solo. Ensaio de compactação - ABNT. 1986. NBR 3. Rio de Janeiro, 1986. 11p.
- BATISTA, É. R.; CARNEIRO, J. J.; PINTO, F. A.; DOS SANTOS, J. V.; CARNEIRO, M. A. C. Environmental drivers of shifts on microbial traits in sites disturbed by a large-scale tailing dam collapse. **Science of The Total Environment**, v. 738, p. 139453, 2020.
- CARVALHO, A.M.X.; MENDES, F.Q.; MENDES, F.Q.; TAVARES, L.F. SPEED Stat: a free, intuitive, and minimalist spreadsheet program for statistical analyses of experiments. **Crop Breeding and Applied Biotechnology**, 20(3): e327420312, 2020.
- CORDEIRO, M. C.; GARCIA, G. D.; ROCHA, A. M.; TSCHOEKE, D. A.; CAMPEÃO, M. E.; APPOLINARIO, L. R.; SOARES, A. C.; LEOMIL, L.; FROES, A.; BAHIENSE, L.; REZENDE, C. E.; ALMEIDA, M. G.; RANGEL, T. P.; OLIVEIRA, B. C. V.; ALMEIDA, D. Q. R.; THOMPSON, M. C.; THOMPSON, C. C.; THOMPSON, F. L. Insights on the freshwater microbiomes metabolic changes associated with the world's largest mining disaster. **Science of The Total Environment**, 654, 1209–1217, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.112>
- COUTO, F. R.; FERREIRA, A. M.; PONTES, P. P.; MARQUES, A. R.. Physical, chemical and microbiological characterization of the soils contaminated by iron ore tailing mud after Fundão Dam disaster in Brazil. **Applied Soil Ecology**, 158, 103811, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103811>
- DUARTE, E. B.; NEVES, M. A.; DE OLIVEIRA, F. B.; MARTINS, M. E.; DE OLIVEIRA, C. H. R.; BURAK, D. L.; ORLANDO, M. T. D.; RANGEL, C. V. G. T. Trace metals in Rio Doce sediments before and after the collapse of the Fundão iron ore

tailing dam, Southeastern Brazil. **Chemosphere**, 262, 127879, 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127879>

DUIKER, S.W.; RHOTON, F.E.; TORRENT, J.; SMECK, N. E.; LAL, R. Iron (hydr)oxide crystallinity effects on soil aggregation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 67, n. 2, p. 606-611, 2003.

ESTEVEES, G. F.; SOUZA, K. R. D.; BRESSANIN, L. A.; ANDRADE, P. C. C.; VERONEZE JÚNIOR, V.; REIS, P. E.; SILVA, A. B.; MANTOVANI, J. R.; MAGALHÃES, P. C.; PASQUAL, M.; SOUZA, T. C. Vermicompost improves maize, millet and sorghum growth in iron mine tailings. **Journal of Environmental Management**, 264, 110468, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110468>

ESTEVEES, G. F.; BRESSANIN, L. A.; DE SOUZA, K. R. D.; DA SILVA, A. B.; MANTOVANI, J. R.; MARQUES, D. M.; ...; DE SOUZA, T. C. Do tailings from the Mariana, MG (Brazil), disaster affect the initial development of millet, maize, and sorghum? **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 31, p. 38662-38673, 2020.

FERNANDES, G. W.; GOULAT, F. F.; RANIERI, B. D.; COELHO, M. S.; DALES, K.; BOESCHE, N.; BUSTAMANTE, M.; CARVALHO, F. A.; CARVALHO, D. C.; DIRZO, R.; FERNANDES, S.; GALETTI, J. R. P. M.; MILLIAN, V. E. G.; MIELKE, C.; RAMIREZ, J. L.; NEVES, A.; ROGASS, C.; RIBEIRO, S. P.; SCARIOT, A.; SOARES-FILHO, B. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana. Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 2, p. 35-45, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.10.003>.

GAO, G. L.; DING, G. D.; WU, B.; ZHANG, Y. Q.; QIN, S. G.; ZHAO, Y. Y.; BAO, Y. F.; LIU, Y. D.; WAN, L.; DENG, J. F. 2014. Fractal scaling of particle size distribution and relationships with topsoil properties affected by biological soil crusts. **Plos one**, v. 9, n. 2, p. e88559, 2014. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088559>

GENG, H. ; WANG, F.; YAN, C.; TIAN, Z.; CHEN, H.; ZHOU, B.; ...; YAO, J. Leaching behavior of metals from iron tailings under varying pH and lowmolecular-weight organic acids. **Journal of Hazardous Materials**, v. 383, p. 121136, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121136>

HATJE, V; PEDREIRA, R. M.; REZENDE, C. E.; SCHETTINI, C. A. F.; SOUZA, G. C.; MARIN, D. C.; HACKSPACHER, P. C. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. **Scientific reports**, v. 7, n. 1, p. 1-13, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11143-x>

HOUBEN, D.; EVRARD, L.; SONNET, P. Mobility, bioavailability and pH-dependent leaching of cadmium, zinc and lead in a contaminated soil amended with biochar. **Chemosphere**, v. 92, n. 11, p. 1450-1457, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.03.055>

JARQUE, C. M.; BERA, A. K. Efficient tests for normality, homoscedasticity and serial independence of regression residuals. **Economics Letters**.v. 6, p. 255-259, 1980.

KAY, B. D.; LAL, R. Soil structure and organic carbon: a review. **Soil processes and the carbon cycle**, v. 198, p. 169-197, 1998.

LIANG, B.; LEHMANN, J.; SOLOMON, D.; KINYANGI, J.; GROSSMAN, J.; O'NEILL, B.; SKJEMSTAD, J. O.; THIES, J.; LUIZ~AO, F. J.; PETERSEN, J.; NEVES, E. G. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. **Soil science society of America journal**, v. 70, n. 5, p. 1719-1730, 2006.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0383>

MALAVOLTA, E. Manual de Química Agrícola: Adubos e Adubações, 3. ed, São Paulo SP, Editora Agronômica Ceres ,1981, 596 p.

MATOS, L. P.; ANDRADE, H. M.; MARINATO, C. S.; PRADO, I. G. O.; COELHO, D. G.; MONTOYA, S. G.; KASUYA, M. C. M.; OLIVEIRA, J. A. (2020) Limitations to use of *Cassia grandis* L. in the revegetation of the areas impacted with mining tailings from Fundão Dam. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 3, p. 1-9, 2020.
<https://doi.org/10.1007/s11270-020-04479-0>

MEYER, K. Pelletizing of Iron Ores. Düsseldorf: Springer-Verlag; 1980, 302 p.

MOREIRA, F.M.S. & SIQUEIRA, J.O. Microbiologia e bioquímica do solo. 2.ed. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2006. 729p.

OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology Package**, 2019. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=vegan>

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, 2008.

R Core Team, 2019.R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Found.

ROSNER, B. Percentage points for a generalized ESD many-outlier procedure. **Technometrics**. v. 25, p. 165 – 172, 1983.

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, 2019.

SCOTTI, M. R.; GOMES, A. R.; LACERDA, T. L.; ÁVILA, S. S.; SILVA, S. L. L.; ANTÃO, A.; SANTOS, A. G. P.; MEDEIROS, M. B.; ALVARENGA, S.; SANTOS, C. H.; RIGOBELLO, E. C. Remediation of a riparian site in the Brazilian Atlantic forest reached by contaminated tailings from the collapsed Fundão dam with native woody species. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 16, n. 5, p. 669-675, 2020. <https://doi.org/10.1002/ieam.4272>

SILVA, A. C.; CAVALCANTE, L. C. D.; FABRIS, J. D.; JÚNIOR, R. F.; BARRAL, U. M.; FARNEZI, M. M. M.; VIANA, A. J. S.; ARDISSON, J. D.; FERNANDES-OUTON, L. E.; LARA, L. R. S.; STUMPF, H. O.; BARBOSA, J. B. S.; SILVA, L. C. 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.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (2017). Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro, Embrapa. 573p.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Method 3051A: microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils; test methods for evaluating solid Waste, physical/chemical methods. Washington: USEPA, p. 20, 1998.

VERGILIO, C. S.; LACERDA, D.; OLIVEIRA, B. C. V.; SARTORI, E.; CAMPOS G. M.; PEREIRA, A. L. S.; AGUIAR, D. B.; SOUZA, T. S.; ALMEIDA, M. G.; THOMPSON, F.; REZENDE, C. E. Metal concentrations and biological effects from one of the largest mining disasters in the world (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). **Scientific reports**, v. 10, n. 1, p. 1-12, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62700-w>

XU, X.; NIEBER, J. L.; GUPTA, S. C. Compaction effect on the gas diffusion coefficient in soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, n. 6, p. 1743-1750, 1992.

ZAGO, V. C. P.; DAS DORES, N. C.; WATTS, B. A. (2019). Strategy for phytomanagement in an area affected by iron ore dam rupture: A study case in Minas Gerais State, Brazil. **Environmental pollution**, v. 249, p. 1029-1037, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.060>

ZHANG, P.; SUN, L.; WANG, H.; CUI, J.; HAO, J. Surfactant-assistant atmospheric acid leaching of laterite ore for the improvement of leaching efficiency of nickel and cobalt. **Journal of Cleaner Production**, v. 228, p. 1-7, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.305>

MATERIAL SUPLEMENTAR

Apêndice A

Tabela 1. Resumo da análise de variância do experimento com braquiária.

Variável	Tratamentos			CV %
	Adubação	Peletização	Interação	
	p-valor			
VTPd	< 0,001	0,021	0,730	4,88
Macroporosidade	< 0,001	< 0,001	0,014	12,77
Microporosidade	0,003	< 0,001	0,053	5,91
GC	< 0,001	0,558	0,248	5,68
pH	< 0,001	0,342	0,923	1,80
MSPA	< 0,001	0,056	0,086	8,65
MSR	< 0,001	< 0,001	< 0,001	6,32
MST	< 0,001	< 0,001	< 0,001	5,35
P	< 0,001	0,986	0,169	3,44
K	< 0,001	0,086	0,515	9,69
Ca	< 0,001	0,101	0,056	6,40
Mg	< 0,001	0,601	0,372	4,03
S	< 0,001	0,190	0,134	3,99
Fe	< 0,001	0,923	0,665	24,52
Mn	< 0,001	0,669	0,959	5,76
Zn	< 0,001	< 0,001	< 0,001	7,47
Cu	< 0,001	0,740	0,033	6,83
Ba	< 0,001	< 0,001	0,002	9,89
Cr	< 0,001	0,507	0,228	25,50
Ni	< 0,001	0,591	0,104	15,24

Tabela 2. Resumo da análise de variância do experimento com eucalipto.

Variável	Tratamentos			CV %
	Adubação	Peletização	Interação	
	p-valor			
VTPd	< 0,001	0,470	0,215	4,32
Macroporosidade	< 0,001	< 0,001	0,707	14,89
Microporosidade	0,664	< 0,001	0,367	4,82
GC	< 0,001	0,532	0,185	4,50
pH	< 0,001	0,170	0,716	2,66
MSPA	< 0,001	0,206	0,083	9,90
MSfolha	< 0,001	0,202	0,122	9,50
MScaula	< 0,001	< 0,001	< 0,001	13,51
MSR	< 0,001	0,020	0,078	10,22
MST	< 0,001	< 0,001	< 0,001	11,58
Altura de planta	< 0,001	0,024	0,007	9,63
Diâmetro de caule	< 0,001	0,044	0,015	9,71
P	< 0,001	0,023	0,125	10,56
K	< 0,001	0,026	0,136	7,15
Ca	< 0,001	< 0,001	< 0,001	9,32
Mg	< 0,001	0,005	0,003	22,14
S	< 0,001	0,041	0,008	6,67
Fe	< 0,001	0,033	0,007	25,51
Mn	< 0,001	< 0,001	< 0,001	13,13
Zn	< 0,001	0,220	0,230	10,64
Cu	< 0,001	0,168	0,219	15,34
Ba	< 0,001	0,738	0,096	10,03
Cr	< 0,001	0,160	0,056	11,08
Ni	< 0,001	0,466	0,136	8,69

Tabela 3. Resumo da análise de variância do experimento com feijão.

Variável	Tratamentos			CV %
	Adubação	Peletização p-valor	Interação	
VTPd	0,206	0,274	0,874	3,81
Macroporosidade	0,392	< 0,001	0,984	22,04
Microporosidade	0,998	< 0,001	0,540	5,51
GC	0,307	0,236	0,067	3,12
pH	< 0,001	< 0,001	0,011	1,40
MSPA	< 0,001	< 0,001	0,038	21,85
MSR	0,001	0,005	0,003	20,04
MST	< 0,001	< 0,001	< 0,001	12,29
MSG	< 0,001	0,016	0,027	30,97
P	< 0,001	< 0,001	< 0,001	12,50
K	< 0,001	0,572	0,692	41,90
Ca	< 0,001	0,088	0,522	18,01
Mg	< 0,001	0,070	0,181	13,90
S	< 0,001	0,003	0,402	13,14
Fe	< 0,001	0,913	0,901	31,99
Mn	< 0,001	0,856	0,991	26,42
Zn	< 0,001	0,283	0,117	16,97
Cu	< 0,001	0,059	0,123	17,42
Ba	< 0,001	0,206	0,991	14,23
Cr	0,003	0,157	0,514	32,60
Ni	< 0,001	0,051	0,913	15,22

Apêndice B

Tabela 1. Efeito dos tratamentos sem adubação (NF) e com adubação (F) do solo-rejeito, nos atributos físicos e químicos do solo-rejeito e no crescimento e desenvolvimento de plantas.

Variável	Braquiária		Eucalipto		Feijão	
	NF	F	NF	F	NF	F
VTPd (%)	-		36,36 b	38,38 a	36,22 a	36,73 a
GC (%)	86,01 a	75,03 b	84,50 a	78,45 b	84,24 a	83,48 a
pH	7,66 a	7,02 b	7,74 a	6,61 b	-	
MSPA (g)	1,29 b	14,92 a	1,31 b	9,56 a	-	
MSfolha (g)	-		0,96 b	6,44 a	-	
P (mg PA ⁻¹)	0,60 b	11,79 a	-		-	
K (mg PA ⁻¹)	8,12 b	177,14 a	-		11,39 b	113,03 a
Ca (mg PA ⁻¹)	3,51 b	62,90 a	-		17,10 b	131,32 a
Mg (mg PA ⁻¹)	1,80 b	43,46 a	-		2,22 b	19,13 a
S (mg PA ⁻¹)	0,68 b	17,09 a	-		-	
Fe (mg PA ⁻¹)	0,83 b	6,06 a	-		3,05 b	12,38 a
Mn (mg PA ⁻¹)	0,10 b	3,36 a	-		0,20 b	1,30 a
Zn (µg PA ⁻¹)	-		9,93 b	139,84 a	13,61 b	97,68 a
Cu (µg PA ⁻¹)	1,25 b	46,42 a	2,77 b	43,79 a	4,92 b	35,61 a
Ba (µg PA ⁻¹)	-		5,55 b	141,49 b	13,71 b	88,68 a
Cr (µg PA ⁻¹)	6,70 b	25,53 a	2,70 b	18,11 a	8,32 B	17,37 a
Ni (µg PA ⁻¹)	6,74 b	38,29 a	3,24 b	39,06 a	7,83 B	24,70 a

Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem estatisticamente entre si pelo teste SNK a 5% de probabilidade de erro. As células indicadas com traço (-) correspondem a variáveis em que houve efeito do fator peletização, portanto, foram submetidas à análise de regressão e apresentadas em forma gráfica.

CAPÍTULO 2

Condicionadores físicos e físico-químicos de solo como alternativa de melhoria do ambiente radicular para o crescimento de gramínea em solo afetado por rejeito de mineração de ferro

Resumo

As áreas impactadas pelo rejeito de mineração de ferro podem apresentar características físicas, físico-hídricas e físico-químicas que podem dificultar o crescimento e desenvolvimento radicular, como baixa agregação, selamento superficial e baixa capacidade de sorção. Nesse intuito, aplicar condicionadores do solo podem auxiliar na melhoria do ambiente radicular. O objetivo desta pesquisa foi avaliar o efeito do uso de condicionadores físicos e físico-químicos de solo nos atributos de solo afetado por rejeito de mineração de ferro e no crescimento vegetal. O desenho experimental utilizado foi um delineamento inteiramente casualizado (DIC), com cinco tratamentos, sendo estes correspondentes às doses aplicadas (0, 5, 10, 25 e 50% v/v) de quatro tipos de condicionadores de solo (areia, vermiculita, serragem e composto orgânico), totalizando, quatro ensaios distintos com a mesma matriz experimental. A planta indicadora utilizada foi o Tifton 85 (*Cynodon* spp.) e foram avaliadas a massa seca da parte aérea (SDW) e raiz (RDW) e total (TDW), além do pH, CTC em pH 7,0, macro e microporosidade e volume total de poros (VTP) do solo afetado por rejeito de mineração (solo-rejeito). Os condicionadores areia e vermiculita incrementam em até 33% de SDW e 54% de RDW, respectivamente. Os condicionadores areia e vermiculita promoveram o maior crescimento do Tifton 85 no solo afetado por rejeito de mineração de ferro e podem ser utilizados para melhorar o ambiente radicular do solo-rejeito. Destaca-se a vermiculita como condicionador que proporcionou os maiores incrementos em produção de biomassa vegetal.

Palavras-chave: Tecnosolo, vermiculita, reabilitação de solo, impacto ambiental, Rio Doce

1. Introdução

As atividades de mineração promovem diversas alterações socioambientais com impactos diretos e, ou, indiretos, tanto nos locais mais próximos as instalações da mineradora, como em regiões circunvizinhas. Recentemente, no Brasil, houve rompimentos de barragem de armazenamento de rejeitos de mineração de ferro, que trouxeram à tona discussões sobre os riscos que este modelo de mineração oferece, por gerar grandes quantidades de resíduo líquido que é armazenado em barragens de contenção de rejeito (VERGILIO et al., 2020; SANTAMARINA et al., 2019). Em

novembro de 2015 houve o rompimento da barragem de Fundão, localizada no complexo da Mina Alegria em Mariana – MG – Brasil, liberando mais de 34 milhões de m³ de rejeito de minério de ferro na bacia do rio Doce, a partir do município de Mariana – MG até o estuário no litoral de Linhares – ES, levando a um enorme impacto ambiental, considerado uma das maiores catástrofes ambientais de mineração no mundo (OMACHI et al. 2018; HATJE et al. 2017; IBAMA, 2016; SEGURA et al., 2016).

Grande parte do rejeito carregado nos cursos hídricos ao longo da bacia ficou depositado sobre os solos próximos às margens do rio Doce e de seus afluentes, alterando os atributos naturais desses solos. Espessas camadas de rejeito foram formadas sobre esses solos, resultando em um ambiente ou substrato solo-rejeito de crescimento para as plantas completamente atípico (HATJE et al. 2017; IBAMA, 2016; SEGURA et al., 2016). Vários estudos indicaram que esse substrato solo-rejeito apresenta pH alcalino, baixa capacidade de troca catiônica (CTC), baixos teores de matéria orgânica, textura silte-arenosa, sem ou com baixo grau de estruturação e com quartzo e hematita como minerais predominantes (SILVA et al., 2021; ALMEIDA et al., 2018; ANDRADE et al., 2018). Essas características podem limitar o crescimento vegetal, como por exemplo a baixa disponibilidade de nutrientes, condições bioquímicas desfavoráveis, além de não proporcionar um bom comportamento físico-hídrico, o que resulta no comprometimento de recarga do lençol freático, assoreamento e eutrofização dos recursos hídricos, dentre outros problemas ambientais (BATISTA et al., 2020; SANTOS et al., 2019; ALMEIDA et al., 2018; SEGURA et al., 2016).

A recuperação das áreas afetadas por rejeitos de mineração envolve muitas técnicas, mas as baseadas na revegetação são as alternativas mais baratas e eficientes para a estabilização e regeneração desses ambientes (ZANCHI e al., 2021; HOSSEINI et al. 2018). A aplicação de espécies cultivadas, como gramíneas forrageiras, tem sido considerada para uso em processos de revegetação devido ao seu rápido crescimento e grande produção de biomassa (ZANCHI e al., 2021; VAMERALI et al., 2010). No entanto, o crescimento das plantas em rejeito requer adaptações morfológicas, fisiológicas e bioquímicas para superar as limitações impostas pelas características físico-químicas desse material (CHU et al., 2018). Essas limitações físicas geradas pelos rejeitos são associadas a diminuição na macroporosidade em função da alta densidade desse material, o que resulta em resistência física às raízes, com o entumescimento dos tecidos do meristema radicular e redução da aeração e da infiltração de água, o que conseqüentemente, pode levar a aumentos de escoamento superficial e de processos

erosivos (SILVA et al., 2021; MATOS et al., 2020; ANDRADE et al., 2018). Mudanças no manejo, como a fertilização do solo, aplicação de matéria orgânica e plantio de espécies com sistema radicular robusto, estão entre as alternativas para minimizar os efeitos do impacto do rejeito no solo (ESTEVEVES et al., 2020; SCOTTI et al., 2020; ZAGO et al., 2019; ANDRADE et al., 2018).

A aplicação de condicionadores de solo, como a vermiculita, serragem e compostos orgânicos, em combinação com plantas de rápido crescimento, pode facilitar a revegetação dos solos, melhorando suas propriedades físicas, químicas e biológicas. Os efeitos benéficos referem-se ao aumento da porosidade, infiltração e retenção de água, promovendo o enraizamento e reduzindo as limitações físicas ao crescimento das plantas; aumento da disponibilidade de nutrientes; e retorno das atividades biológicas no solo com estímulo a decomposição, aumento da matéria orgânica e estímulo a simbioses radiculares (GÓES et al., 2011; ESTEVEVES et al., 2020; SCOTTI et al., 2020; PRADO et al., 2019; RANGEL et al., 2017).

Diante das condições edáficas das áreas afetadas pelo rejeito, o uso de condicionadores de solo pode melhorar o ambiente de crescimento radicular, otimizando processo de revegetação nas áreas afetadas. Nesse sentido, o objetivo do trabalho foi avaliar o uso de diferentes condicionadores físicos e físico-químicos de solo como técnica de manejo para promover o crescimento de plantas em solo afetado por rejeito de mineração de ferro.

2. Material e Métodos

2.1. Amostragem de rejeito

As amostras do solo-rejeito foram coletadas em dezembro de 2017, às margens do rio Gualaxo do Norte, no distrito de Bento Rodrigues, município de Mariana - MG, Brasil (20°17'55,8"S; 43°12'19,8"W). O clima da região é classificado como Cwa de acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger, com a estação seca de Abril a Setembro e a estação úmida de Outubro a Março, temperatura média de 19 °C, e precipitação média de 1375 mm (ALVARES et al., 2013). A cobertura vegetal nativa da área de coleta é Mata Atlântica, mas com a deposição do rejeito, esforços de revegetação foram iniciados,

logo após o desastre, com o plantio de espécies herbáceas de rápido crescimento (RENOVA, 2018).

O solo-rejeito foi coletado na profundidade 0-20 cm, transportado ao laboratório do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras. O solo-rejeito foi seco ao ar, tamisado em peneira de 2,00 mm e caracterizado química e fisicamente (TEIXEIRA, et al., 2017), conforme a seguinte descrição: pH em água = 7,5; CTC a pH 7,0 = 2,26 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$; Saturação por bases (V) = 69,12%; Matéria Orgânica (M.O.) = 0,34 dag kg^{-1} ; P-rem = 45,40 mg L^{-1} ; K = 51,55 mg dm^{-3} ; P = 45,28 mg dm^{-3} ; S = 3,80 mg dm^{-3} ; Ca = 1,43 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$; Mg = 0,00 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$; Al = 0,0 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$; H+Al = 0,70 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$; Zn = 1,10 mg dm^{-3} ; Fe = 107,80 mg dm^{-3} ; Mn = 104,90 mg dm^{-3} ; Cu = 3,70 mg dm^{-3} ; B = 0,05 mg dm^{-3} ; Ni = 4,03 mg kg^{-1} ; Cr = 10,25 mg kg^{-1} ; Cd = 0,15 mg kg^{-1} ; Pb = 4,70 mg kg^{-1} ; Ba = 21,3 mg kg^{-1} ; areia = 48,0 dag kg^{-1} ; silte = 42,0 dag kg^{-1} ; argila = 10,0 dag kg^{-1} .

2.2. Delineamento e condições experimentais

O delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado (DIC) com quatro repetições e cinco tratamentos, discriminados por diferentes proporções de condicionadores de solo em relação ao volume de solo-rejeito, sendo 0, 5, 10, 25 e 50% v/v. Os condicionadores utilizados foram areia, vermiculita, serragem e composto orgânico, totalizando quatro experimentos independentes, entretanto, com a mesma matriz experimental. A areia utilizada foi uma mistura de 50% de areia grossa (2 - 0,2 mm) e 50% de areia fina (0,2 - 0,05 mm) e a vermiculita produto comercial Vermiculita Expandida Fina – Multi Jardim. A serragem utilizada foi serragem de *Pinus* e o composto orgânico produto comercial Vida Verde SV. O volume da mistura de solo-rejeito e condicionador utilizado para compor as unidades experimentais foi de 2 dm^3 , acondicionados em vasos de três litros de capacidade volumétrica, contendo sacos plásticos para vedação do fundo dos vasos.

A planta utilizada foi o *Cynodon* spp., cultivar Tifton 85. Utilizou-se mudas com estolões de pelo menos 10 cm, e após o plantio, foram feitos, a cada 30 dias, cortes da parte aérea das plantas. O primeiro corte foi feito com intuito de homogeneizar o estande em relação ao porte das plantas, seguido de 4 cortes de produção, totalizando 150 dias de condução dos experimentos.

Foi definida a irrigação dos experimentos mantendo o substrato a 60% de sua capacidade de campo (CC). A adubação dos experimentos foi feita segundo a recomendação de Malavolta (1981), para cultivos em vaso. A maior parte dos fertilizantes foram aplicados via solução nutritiva, aplicando-se 100 mL de cada solução por vaso. Apenas os nutrientes P e Ca foram fornecidos no preparo do substrato solo-rejeito nos vasos em forma sólida, aplicando-se 1 g superfosfato triplo por vaso. Duas soluções nutritivas foram aplicadas, uma primeira (S1) para fornecimento de N, K e S, a qual foi aplicada em três parcelamentos, de acordo com o desenvolvimento das plantas: primeira aplicação feita na época do corte de homogeneização, a segunda e a terceira aplicação foram feitas mensalmente após a primeira aplicação. A segunda solução (S2) para fornecimento de Mg e dos micronutrientes B, Cu e Zn. As fontes fertilizantes utilizadas para adubação via solução nutritiva e suas respectivas concentrações nas soluções foram: S1 - NH_4NO_3 (13,2 g L⁻¹), KCl (5,7 g L⁻¹), $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (3,3 g L⁻¹); e S2 - $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ (6,3 g L⁻¹), H_3BO_3 (57,2 mg L⁻¹), CuSO_4 (117,6 mg L⁻¹) e ZnSO_4 (438,8 mg L⁻¹). Devido a concentração disponível de Mn e Fe, no solo-rejeito, ter sido considerada suficiente pela análise química, ambos não foram aplicados.

2.3. Variáveis avaliadas

Para análise de produção de massa seca de parte aérea (SDW), foram feitos os cortes das plantas rente à superfície do solo-rejeito, as quais foram armazenadas em sacos de papel para secagem em estufa a 70°C por 72 horas ou até massa constante. Foram feitas quatro coletas da parte aérea, correspondente a cada corte de produção. As raízes foram separadas do solo-rejeito, lavadas e seguiu-se o mesmo procedimento de secagem, para determinação da massa seca de raiz (RDW). Além disso, foi determinada a massa seca total (TDW) pela soma da SDW e RDW.

Antes da separação das raízes e substrato solo-rejeito, foram coletadas amostras do substrato solo-rejeito para determinação do pH em água, CTC em pH 7,0 e teor de matéria orgânica. A coleta das amostras para análises físicas foi feita utilizando um amostrador de Uhland e determinou-se a densidade do solo-rejeito, volume total de poros determinado, macro e microporosidade segundo Teixeira et al. (2017). A amostragem foi feita cravando o cilindro de amostragem no substrato solo-rejeito, à uma profundidade de 5 cm, posteriormente envolvendo a amostra com papel filme, até que fosse encaminhada

ao laboratório para o nivelamento da amostra no cilindro e saturação com água para prosseguir com as análises.

2.4. Análises estatísticas

Os dados foram submetidos aos testes de Hartley, Jarque-Bera (JARQUE & BERA, 1980) e ESD Generalizado (ROSNER, 1983) para avaliação das condições de homogeneidade das variâncias, normalidade dos resíduos e presença de outliers, respectivamente. Em seguida, foi feita a análise de variância (ANOVA) e as diferentes proporções de solo-rejeito e condicionador foram avaliadas por meio de análise de regressão. Para essas análises foi utilizado o software SPEED Stat (CARVALHO et al. 2020).

3. Resultados

3.1. Atributos físicos do solo-rejeito

Os condicionadores alteram a densidade do solo-rejeito (Figura 1). Quase todos os condicionadores reduziram o valor da densidade, com exceção da areia, que não provocou alterações. A redução da densidade foi de até 19,2%, 33,5% e 27,5% nos experimentos com vermiculita, serragem e composto orgânico, respectivamente, nas maiores dosagens, ou seja, 50% v/v de condicionador (Figura 1).

Em relação à porosidade do solo-rejeito, houve um aumento da microporosidade em função dos condicionadores vermiculita, serragem e composto orgânico (Figura 2). Esse aumento foi de até 23,8%, 18,5% e 8,8%, respectivamente. No caso da vermiculita, o maior valor de microporosidade, predito pelo modelo é de 41,6%, correspondente a uma dose de 44% v/v. A areia, porém, reduziu a microporosidade em até 20,9% (Figura 2).

Na maior dose, os condicionadores de um modo geral aumentaram a macroporosidade, à exceção da vermiculita, que não alterou esta variável (Figura 3). O aumento da macroporosidade na maior dose de condicionador, em relação ao solo-rejeito sem condicionamento, foi de 35,1%, 54,1% e 30,9%, nos experimentos com areia, serragem e composto orgânico, respectivamente (Figura 3). Entretanto, em doses inferiores a 25% v/v de condicionador ocorreu uma redução na macroporosidade. Os

menores valores de macroporosidade e a dose correspondente de condicionador, preditos pelos modelos, foram: 9,4% e 14,7% v/v de areia; 5,5% e 7,5% v/v de serragem; e 8,2% e 6,7% v/v de composto orgânico (Figura 3).

Na porosidade total, foi observado um aumento geral com o uso dos condicionadores (Figura 4). A exceção foi a areia, que pelo contrário, reduziu a porosidade em até 10,8%. A vermiculita, serragem e composto orgânico provocaram aumentos de até 20,5%, 27,2% e 14,3%, respectivamente, na maior dose de condicionador (Figura 4).

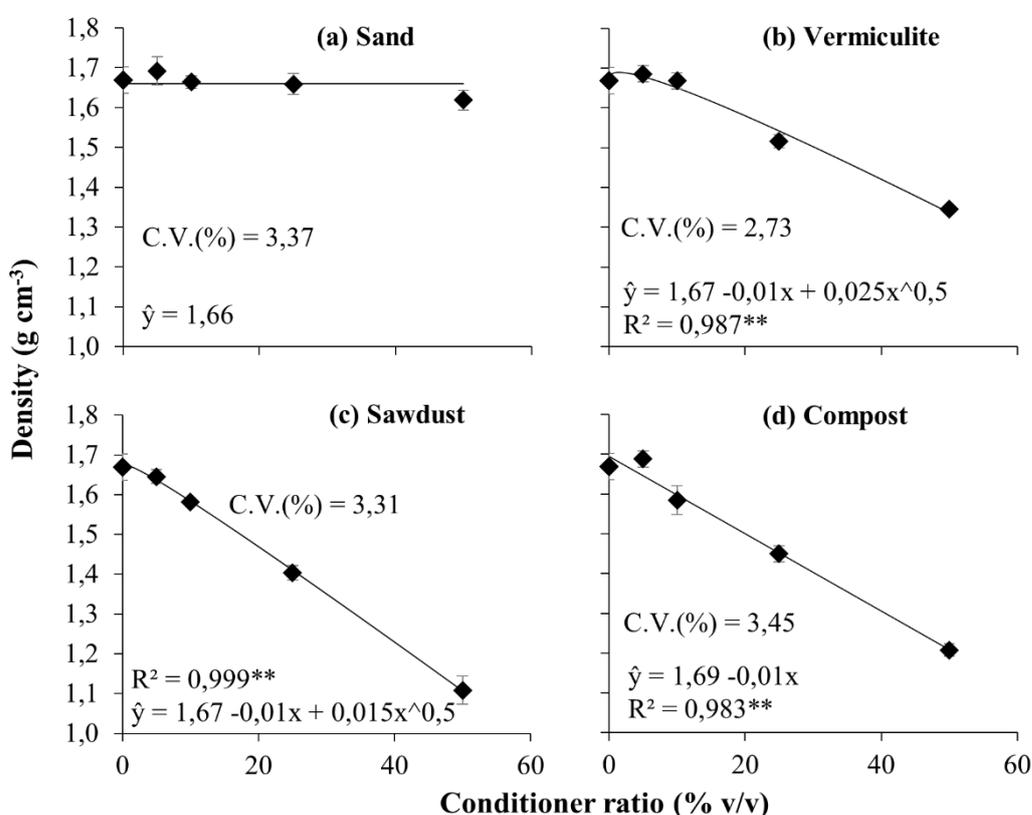


Figura 1. Densidade (g cm⁻³) de solo-rejeito de mineração de ferro sob condicionamento com doses (% v/v) crescentes de areia (a), vermiculita (b), serragem (c) e composto orgânico (d), após 150 dias de cultivo de Tifton 85. Barras representam o erro padrão das médias. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo.

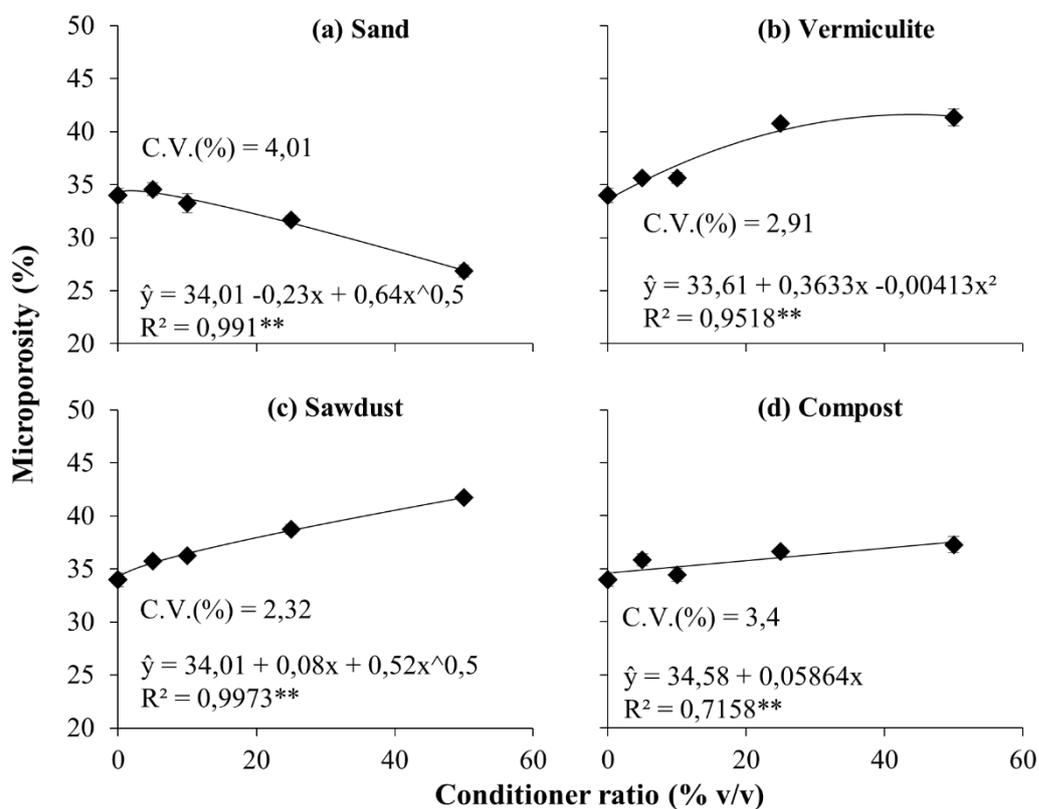


Figura 2. Microporosidade (%) de solo-rejeito de mineração de ferro sob condicionamento com doses (% v/v) crescentes de areia (a), vermiculita (b), serragem (c) e composto orgânico (d), após 150 dias de cultivo de Tifton 85. Barras representam o erro padrão das médias. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo.

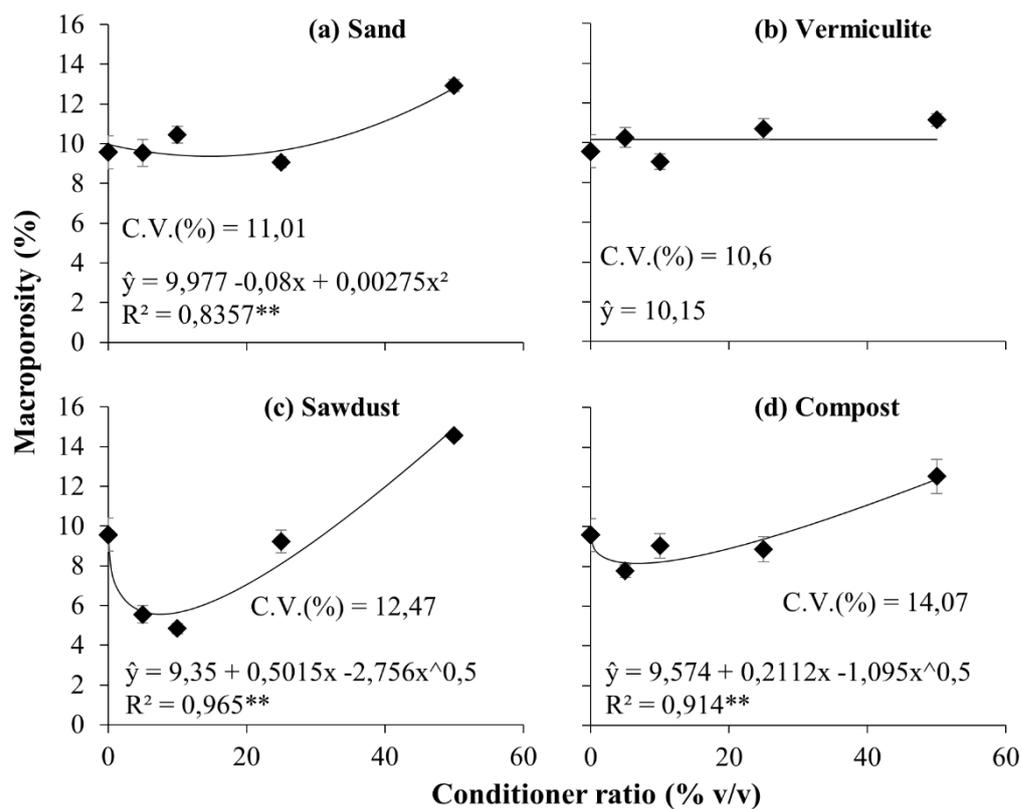


Figura 3. Macroporosidade (%) de solo-rejeito de mineração de ferro sob condicionamento com doses (% v/v) crescentes de areia (a), vermiculita (b), serragem (c) e composto orgânico (d), após 150 dias de cultivo de Tifton 85. Barras representam o erro padrão das médias. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo.

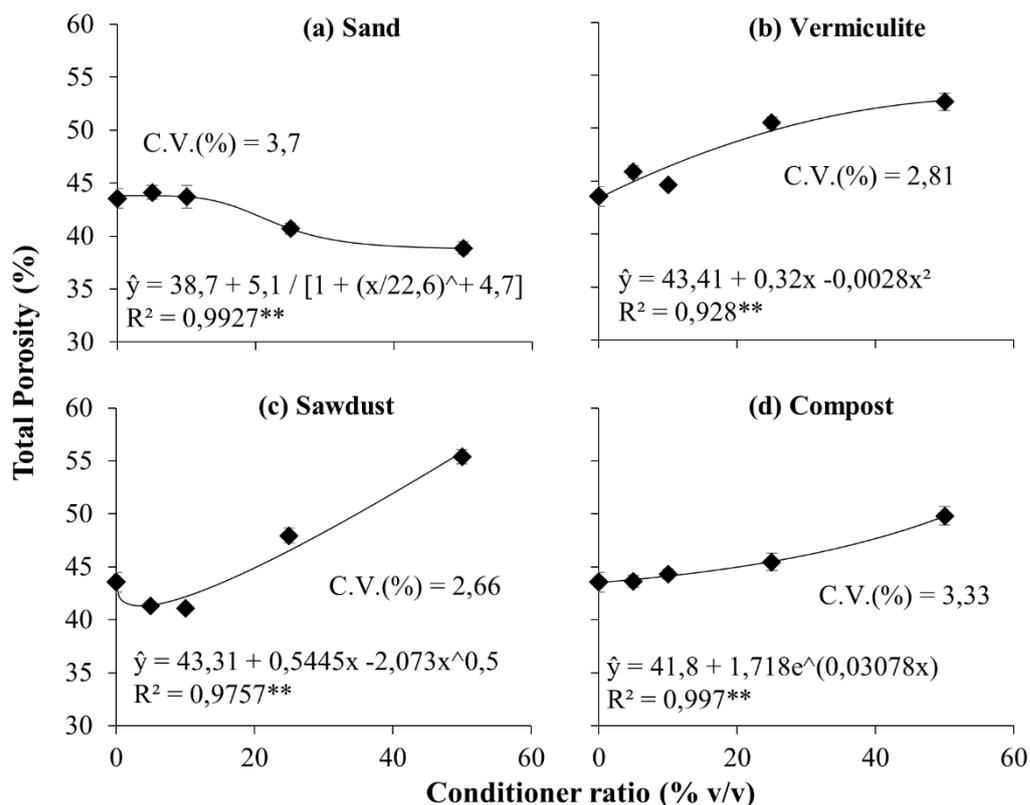


Figura 4. Porosidade total (%) de solo-rejeito de mineração de ferro sob condicionamento com doses (% v/v) crescentes de areia (a), vermiculita (b), serragem (c) e composto orgânico (d), após 150 dias de cultivo de Tifton 85. Barras representam o erro padrão das médias. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo.

3.2. Atributos químicos do solo-rejeito

A serragem provocou uma redução no valor de pH em até 15% na maior dosagem. Entretanto, o maior valor de pH predito pelo modelo, pela aplicação deste condicionador, foi de 7,51, correspondente a uma dosagem de 14,8% v/v de serragem, resultando em um aumento de 3% em relação ao solo-rejeito sem condicionamento. O composto orgânico proporciona um aumento no pH do solo-rejeito de até 12,4%, referente a aplicação de composto orgânico em uma dose estimada de 35,6% v/v. Os condicionadores areia e vermiculita não alteraram o pH do solo-rejeito (Figura 5).

O teor de matéria orgânica no solo-rejeito teve um aumento de até 2.178% e 793% nos experimentos com serragem e composto orgânico, respectivamente, nas maiores dosagens. Dos condicionadores minerais, apenas a vermiculita apresentou resposta nesta variável, com incremento de até 56%, na maior dose do condicionador (Figura 6).

Com exceção da areia, os condicionadores aumentaram a CTC no solo-rejeito em até 354%, 28% e 499%, nos experimentos com vermiculita, serragem e composto orgânico, respectivamente (Figura 7).

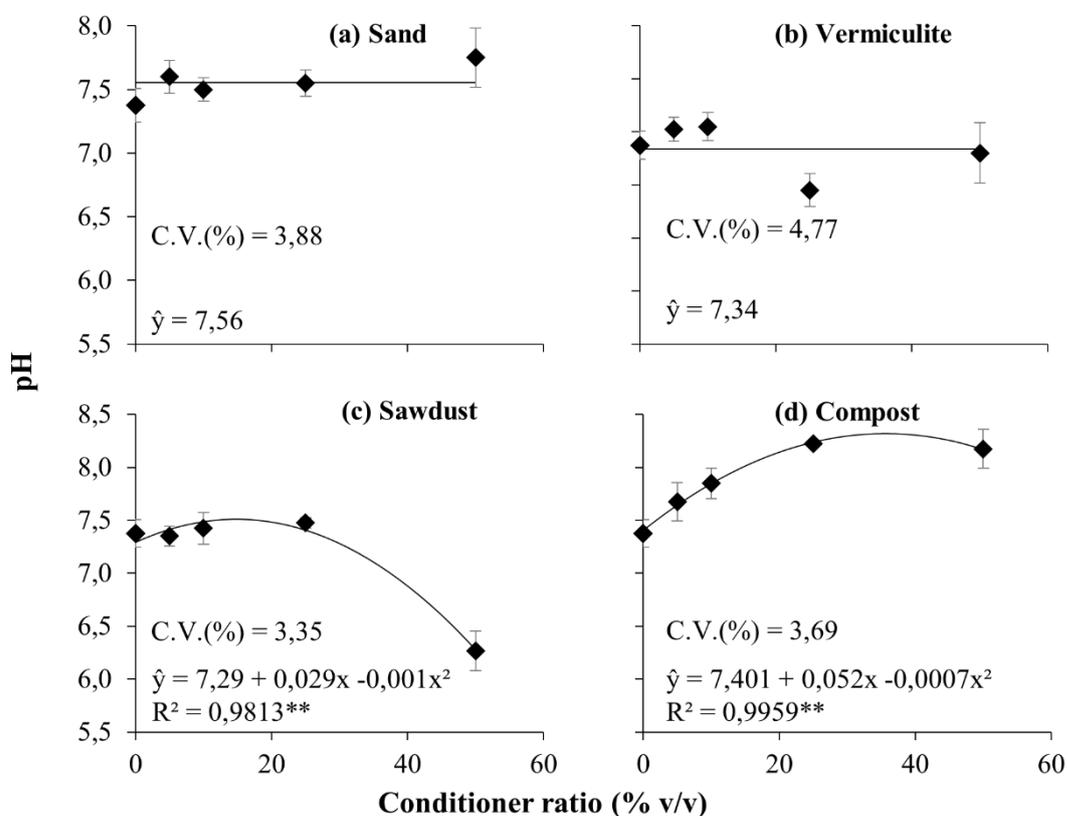


Figura 5. pH de solo-rejeito de mineração de ferro sob condicionamento com doses (% v/v) crescentes de areia (a), vermiculita (b), serragem (c) e composto orgânico (d), após 150 dias de cultivo de Tifton 85. Barras representam o erro padrão das médias. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo

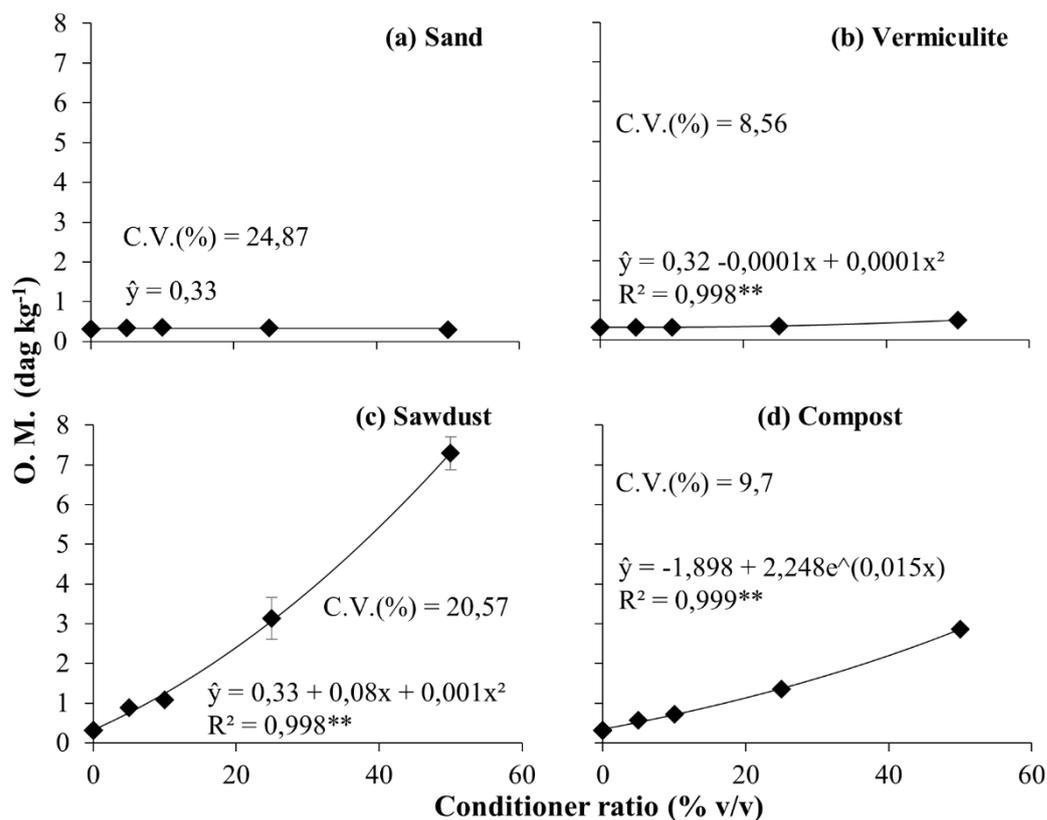


Figura 6. Teor de matéria orgânica (O. M.) de solo-rejeito de mineração de ferro sob condicionamento com doses (% v/v) crescentes de areia (a), vermiculita (b), serragem (c) e composto orgânico (d), após 150 dias de cultivo de Tifton 85. Barras representam o erro padrão das médias. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo

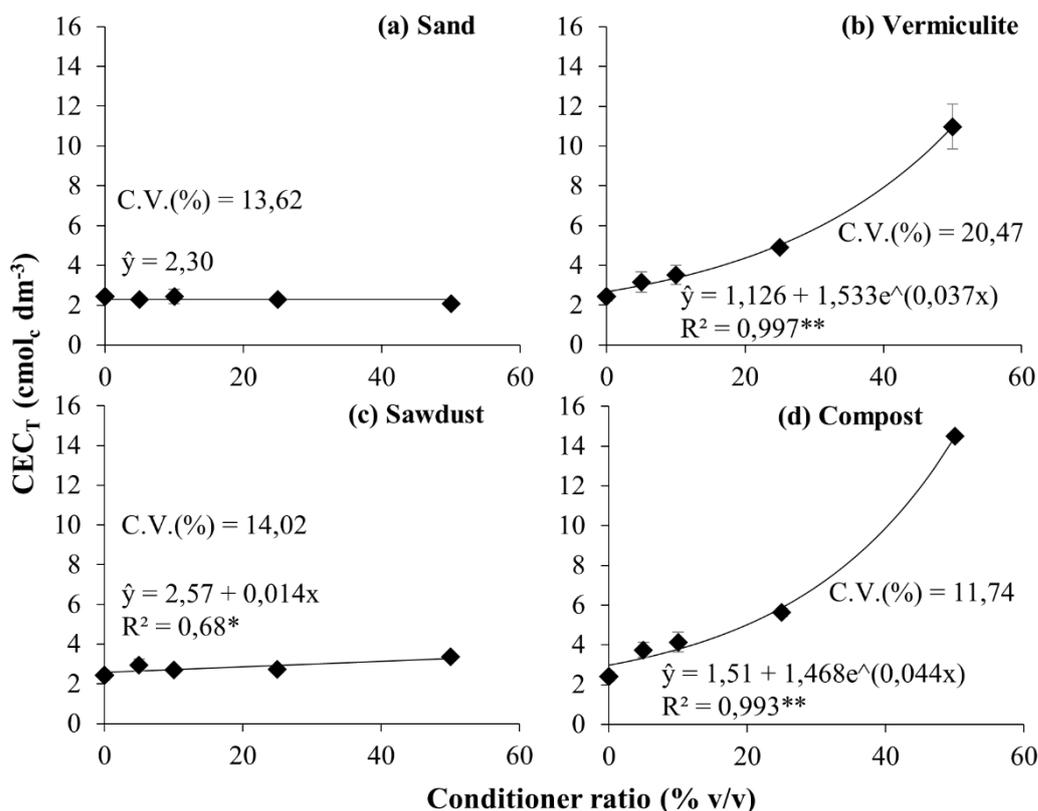


Figura 7. Capacidade de troca catiônica potencial (CEC_T) de solo-rejeito de mineração de ferro sob condicionamento com doses (% v/v) crescentes de areia (a), vermiculita (b), serragem (c) e composto orgânico (d), após 150 dias de cultivo de Tifton 85. Barras representam o erro padrão das médias. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo

3.3. Crescimento vegetal

A produção de biomassa seca de raiz (RDW) foi incrementada pela aplicação dos condicionadores ao solo-rejeito, a exceção foi o composto orgânico, em que não alterou esta variável (Figura 8). A areia e a vermiculita aumentam a produção de massa seca de raiz em até 54% e 52%, respectivamente, em uma dosagem estimada de 30% v/v de areia e 40% v/v de vermiculita (Figura 8). No experimento com serragem o incremento da RDW foi de 70% na maior dosagem deste condicionador (Figura 8).

A massa seca de parte aérea (SDW) foi incrementada pela aplicação dos condicionadores ao solo-rejeito, a exceção foi a serragem, que provocou reduções de até 47% no seu valor, pela aplicação em uma dose estimada de 30,44% v/v deste condicionador (Figura 9). Os condicionadores areia, vermiculita e composto orgânico

incrementaram SDW em até 19%, 33% e 19%, respectivamente, na maior dosagem (Figura 9).

A massa seca total (TDW) não foi influenciada pela aplicação de composto orgânico e pode ser reduzida em até 26% pela aplicação de serragem em uma dosagem estimada de 27% v/v (Figura 10). Por outro lado, incrementos de até 18,3% e 38,5% foram constatados pela aplicação areia e vermiculita, respectivamente, na maior dosagem (Figura 10).

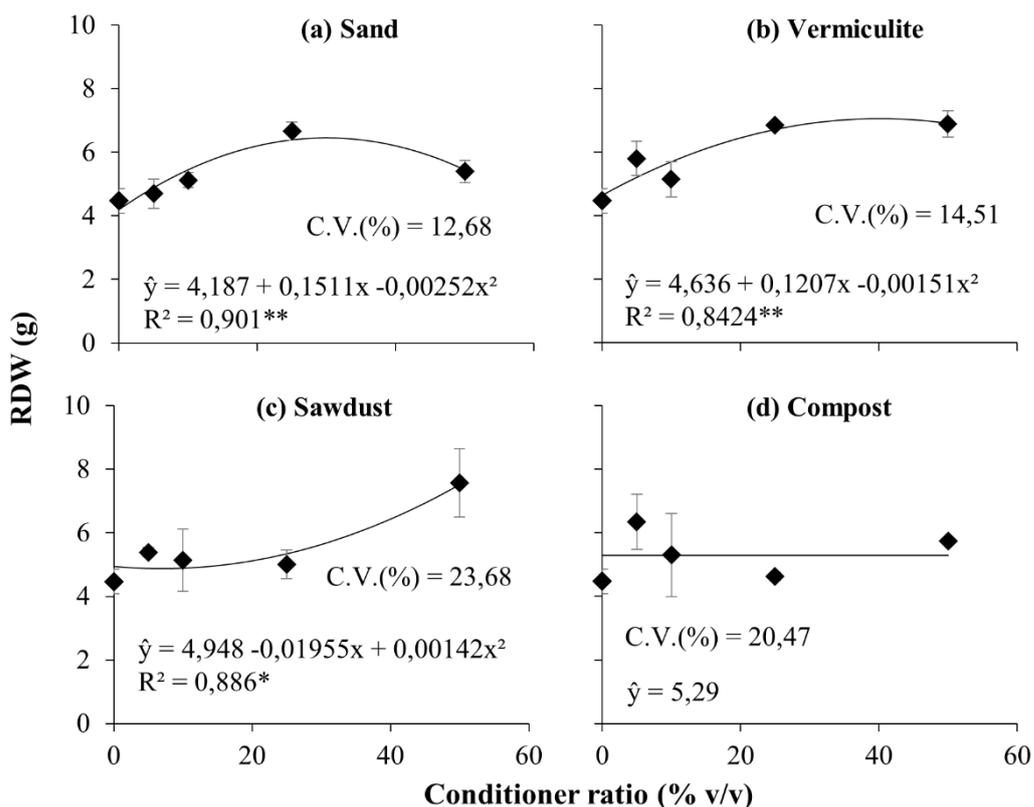


Figura 8. Massa seca de raiz (RDW) de Tifton 85, após 150 dias de cultivo em solo-rejeito de mineração de ferro sob condicionamento com doses (% v/v) crescentes de areia (a), vermiculita (b), serragem (c) e composto orgânico (d). Barras representam o erro padrão das médias. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo

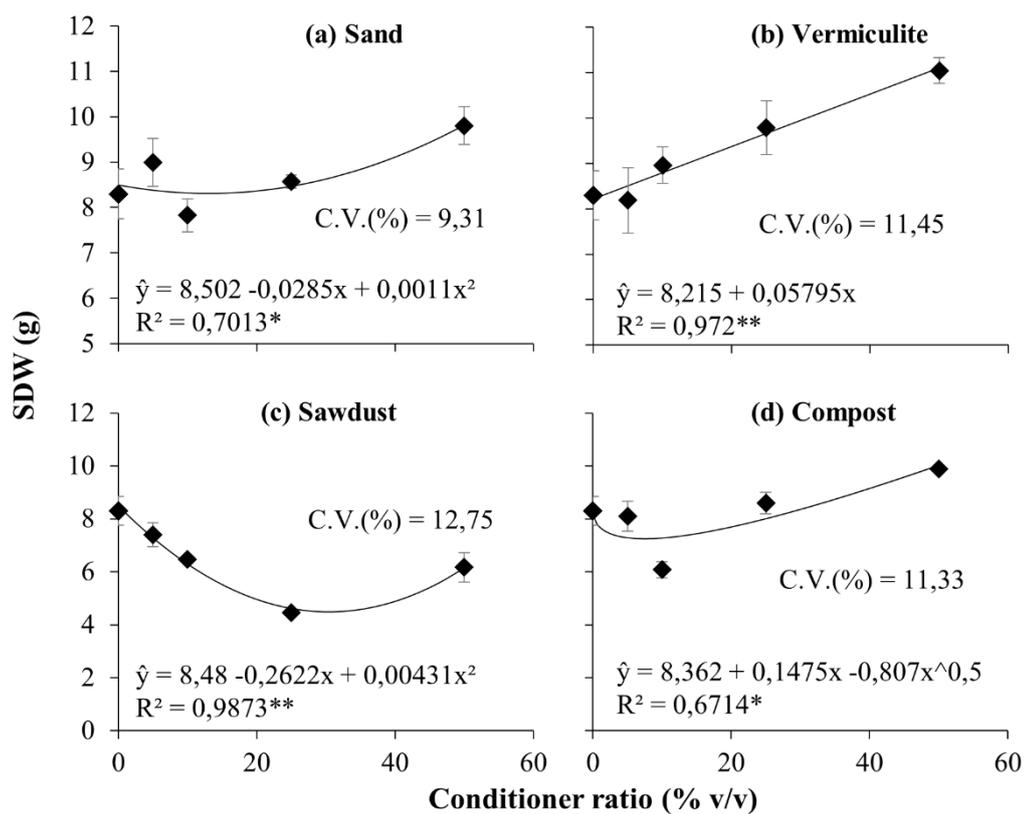


Figura 9. Massa seca de parte aérea (SDW) acumulada de 4 cortes de produção de Tifton 85, após 150 dias de cultivo em solo-rejeito de mineração de ferro sob condicionamento com doses (% v/v) crescentes de areia (a), vermiculita (b), serragem (c) e composto orgânico (d). Barras representam o erro padrão das médias. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo

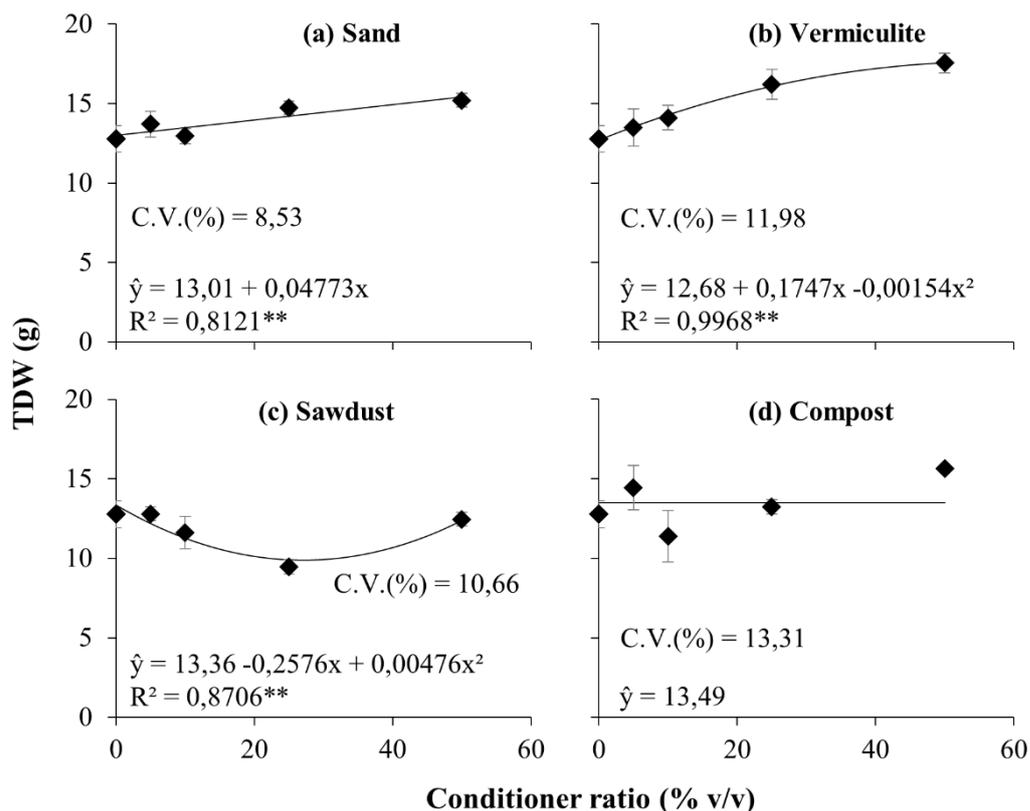


Figura 10. Massa seca total (TDW) de Tifton 85, após 150 dias de cultivo em solo-rejeito de mineração de ferro sob condicionamento com doses (% v/v) crescentes de areia (a), vermiculita (b), serragem (c) e composto orgânico (d). Barras representam o erro padrão das médias. Modelos seguidos de * ou ** são significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade de erro, respectivamente, pelo teste F, e possuem desvio da regressão não-significativo

4. Discussão

Embora todos os condicionadores alterem de alguma forma os atributos do solo-rejeito, apenas os de natureza mineral promoveram o crescimento do Tifton 85 em todas as variáveis da análise vegetal. A aplicação de areia aumentou a macroporosidade (Figura 3) e a vermiculita a microporosidade, porosidade total e a capacidade de troca catiônica (Figuras 2, 4 e 7), mas ambos não modificaram o pH do substrato solo-rejeito (Figura 5) e nem adicionam carbono no sistema, ou seja, influenciam basicamente no comportamento físico e retenção e disponibilidade de nutrientes no solo-rejeito.

No processo de restauração ecológica de áreas degradadas é essencial que não só características físico-químicas sejam reabilitadas, mas que todas as funções ecossistêmicas retornem ao ambiente. Em pesquisa realizada por Batista et al. (2022), em

solos afetados por rejeito de minério de ferro, mostraram que a diminuição nos teores de matéria orgânica no solo-rejeito diminuiu as atividades degradativas das enzimas extracelulares, o que afeta a mineralização de nutrientes. Os autores reforçam que estratégias restaurativas baseadas em características microbianas do solo tem potencial para acelerar a reabilitação em áreas perturbadas pela deposição de rejeito.

A razão pela qual os condicionadores de natureza orgânica alteram o pH do substrato solo-rejeito, pode estar relacionada à liberação de elétrons na solução do solo e, também, às condições de aeração. O solo-rejeito possui baixa macroporosidade, sendo suficiente pouca quantidade de água para saturar esses poros e criar uma condição anaeróbica. Os condicionadores serragem e composto orgânico aumentam a porosidade do substrato solo-rejeito, entretanto, a serragem proporciona quase o dobro do que o composto orgânico proporciona de aumento nas variáveis macroporosidade e porosidade total, nas maiores proporções de condicionador (Figuras 3 e 4). Além disso, a relação C/N do composto é bem menor do que a serragem, o que indica maior potencial de liberação de elétrons. Dessa forma, o condicionamento do solo-rejeito com composto orgânico, pode gerar um substrato com alto potencial redutor e baixa concentração de oxigênio, provocando aumento do pH deste substrato. Como a mistura de serragem no solo-rejeito proporciona maior porosidade, o carbono deste condicionador vai estar numa condição mais aeróbica, favorecendo o processo de oxidação e podendo ser causa da redução do pH do substrato.

Neste estudo fica evidente que o solo-rejeito não é limitante ao crescimento do Tifton 85, desde que seja fornecido os nutrientes essenciais à planta. Como o solo-rejeito apresenta baixa CTC e textura média-arenosa, os nutrientes aplicados estarão facilmente disponíveis na solução do solo-rejeito. Além disso, o experimento foi conduzido em vasos fechados, impedindo a perda de nutrientes por lixiviação.

Por outro lado, o fato do Tifton 85 conseguir prosperar no solo-rejeito, mesmo sem condicionamento, deve-se também as características da própria espécie. Alguns trabalhos demonstram que outras plantas como braquiária, crotalária e vetiver, por exemplo, podem ser utilizadas no manejo de recuperação de solos afetadas por esse rejeito de mineração de ferro (ZANCHI et al. 2021; ZAGO et al. 2019). Essas e outras espécies que produzem muita biomassa são fundamentais nas etapas iniciais de incorporação de carbono nos solos afetados, ativação e promoção do crescimento da microbiota e melhoria dos seus atributos físicos e químicos (BATISTA et al. 2022; ZANCHI et al. 2021).

5. Conclusões

Os condicionadores areia e vermiculita promovem o crescimento do Tifton 85 no solo afetado por rejeito de mineração de ferro e podem ser utilizados para melhorar o ambiente radicular do solo-rejeito. Destaca-se a vermiculita como condicionador que proporcionou os maiores incrementos em produção de biomassa vegetal.

Entretanto, a promoção do crescimento resultante do uso dos condicionadores não é muito expressiva, e pode não ser economicamente viável em condições de campo. Somente a fertilização do solo-rejeito, sem o uso de condicionadores, proporciona um bom crescimento da planta em relação aos tratamentos condicionados, o que pode ser suficiente para o cultivo de plantas nesse substrato.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, C. A.; OLIVEIRA, A. F.; PACHECO, A. A.; LOPES, R. P.; NEVES, A. A.; QUEIROZ, M. E. L. R. Characterization and evaluation of sorption potential of the iron mine waste after Samarco dam disaster in Doce River basin e Brazil. **Chemosphere**, 209, 411–420, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.071>
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ANDRADE, G. F.; PANIZ, F. P.; MARTINS, J. R. A. C.; ROCHA, B. A.; LOBATO, A. K. S.; RODRIGUES, J. L.; CARDOSO-GUSTAVSON, P.; MASUDA, H. P.; BATISTA, B. L. Agricultural use of Samarco's spilled mud assessed by rice cultivation: A promising residue use? **Chemosphere**, v. 193, p. 892–902, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.099>
- BATISTA, É. R.; CARNEIRO, J. J.; PINTO, F. A.; DOS SANTOS, J. V.; CARNEIRO, M. A. C. Environmental drivers of shifts on microbial traits in sites disturbed by a large-scale tailing dam collapse. **Science of The Total Environment**, v. 738, p. 139453, 2020.
- BATISTA, É. R.; FRANCO, A. J.; DA SILVA, A. P. V.; DA SILVA, J. A. G. F.; TAVARES, D. S.; SOUZA, J. K.; SILVA, A. O.; BARBOSA, M. V.; DOS SANTOS, J. V.; CARNEIRO, M. A. C. Organic substrate availability and enzyme activity affect microbial-controlled carbon dynamics in areas disturbed by a mining dam failure. **Applied Soil Ecology**, v. 169, p. 104169, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104169>.
- CARVALHO, A.M.X.; MENDES, F.Q.; MENDES, F.Q.; TAVARES, L.F. SPEED Stat: a free, intuitive, and minimalist spreadsheet program for statistical analyses of experiments. **Crop Breeding and Applied Biotechnology**, 20(3): e327420312, 2020.
- CHU, Z.; WANG, X.; WANG, Y.; LIU, G.; DONG, Z.; LU, X.; CHEN, G.; ZHA, F. (2018). Effects of coal spoil amendment on heavy metal accumulation and physiological aspects of ryegrass (*Lolium perenne* L.) growing in copper mine tailings. **Environmental monitoring and assessment**, v. 190, n. 1, p. 1-12, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6400-x>
- ESTEVEZ, G. F.; SOUZA, K. R. D.; BRESSANIN, L. A.; ANDRADE, P. C. C.; VERONEZE JÚNIOR, V.; REIS, P. E.; SILVA, A. B.; MANTOVANI, J. R.; MAGALHÃES, P. C.; PASQUAL, M.; SOUZA, T. C. Vermicompost improves maize, millet and sorghum growth in iron mine tailings. **Journal of Environmental Management**, 264, 110468, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110468>
- GÓES, G.; DANTAS, D.; ARAÚJO, W.; MELO, I.; MENDONÇA, V. Use of earthworm castings as a substrate for the production of seedlings of tamarindo. **Rev Verde**, v. 6, p. 125-131, 2011.

HATJE, V.; PEDREIRA, R. M.; REZENDE, C. E.; SCHETTINI, C. A. F.; SOUZA, G. C.; MARIN, D. C.; HACKSPACHER, P. C. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. **Scientific reports**, v. 7, n. 1, p. 1-13, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11143-x>

HOSSEINI, S. M.; REZAZADEH, M.; SALIMI, A.; GHORBANLI, M. Distribution of heavy metals and arsenic in soils and indigenous plants near an iron ore mine in Northwest Iran. **Acta Ecologica Sinica**, v. 38, n. 5, p. 363-367, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2018.02.004>.

IBAMA Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis **Relatório Geral de Vistoria** – Operação Águas – Fase Hélios. 40p., 2016. Disponível em: < https://www.gov.br/ibama/pt-br/centrais-de-conteudo/2016-07-relatorio-opaugias-fase-helios-pdf/@@download/file/2016-07-relatorio_opaugias_fase_helios.pdf >

JARQUE, C. M.; BERA, A. K. Efficient tests for normality, homoscedasticity and serial independence of regression residuals. **Economics Letters**.v. 6, p. 255-259, 1980.

MALAVOLTA, E. Manual de Química Agrícola: Adubos e Adubações, 3. ed, São Paulo SP, Editora Agronômica Ceres ,1981, 596 p.

OMACHI, C. Y.; SIANI, S. M. S.; CHAGAS, F. M.; MASCAGNI, M. L.; CORDEIRO, M.; GARCIA, G. D.; THOMPSON, C. C.; SIEGLE, E.; THOMPSON, F. L. 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, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.08.003>

PRADO, I. G. O.; DA SILVA, M. D. C. S.; DE OLIVEIRA PRADO, D. G.; KEMMELMEIER, K.; PEDROSA, B. G.; DA SILVA, C. C.; KASUYA, M. C. M. 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, p. 84-95, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.05.008>

RANGEL, W. M.; OLIVEIRA-LONGATTI, S. M.; FERREIRA, P. A. A.; BONALDI, D. S.; GUIMARÃES, A. A.; THIJS, S.; WEYENS, N.; VANGRONVELD, J.; MOREIRA, F. M. S. Leguminosae native nodulating bacteria from a gold mine Ascontaminated soil: Multi-resistance to trace elements, and possible role in plant growth and mineral nutrition. **International Journal of Phytoremediation**, v. 19, n. 10, p. 925-936, 2017.

RENOVA (2018). Monitoramento das intervenções prioritárias: Relatório de resultado do primeiro ano de monitoramento. Fundação Renova, Belo Horizonte, MG. Disponível em: <https://www.fundacaorenova.org>

ROSNER, B. Percentage points for a generalized ESD many-outlier procedure. **Technometrics**. v. 25, p. 165 – 172, 1983.

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, 2019.

SANTOS, O. S. H.; AVELLAR, F. C.; ALVES, M.; TRINDADE, R. C.; MENEZES, M. B.; FERREIRA, M. C.; FRANÇA, G. S.; CORDEIRO, J.; SOBREIRA, F. G.; YOSHIDA, I. M.; MOURA, P. M.; BAPTISTA, M. B.; SCOTTI, M. R. Understanding the Environmental Impact of a Mine Dam Rupture in Brazil: Prospects for Remediation. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, n. 2, p. 439-449, 2019.

<https://doi.org/10.2134/jeq2018040168>

SCOTTI, M. R.; GOMES, A. R.; LACERDA, T. L.; ÁVILA, S. S.; SILVA, S. L. L.; ANTÃO, A.; SANTOS, A. G. P.; MEDEIROS, M. B.; ALVARENGA, S.; SANTOS, C. H.; RIGOBELLO, E. C. (2020) Remediation of a riparian site in the Brazilian Atlantic forest reached by contaminated tailings from the collapsed Fundão dam with native woody species. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 16, n. 5, p. 669-675, 2020. <https://doi.org/10.1002/ieam.4272>

SEGURA, F. R.; NUNES, E. A.; PANIZ, F. P.; PAULELLI, A. C. C.; RODRIGUES, G. B.; BRAGA, G. Ú. L.; DOS REIS PEDREIRA FILHO, W.; BARBOSA, F.; CERCHIARO, G.; SILVA, F. F.; BATISTA, B. L. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). **Environmental Pollution**, v. 218, p. 813–825, nov. 2016. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.005>

SILVA, A. O.; GUIMARÃES, A. A.; LOPEZ, B. D. O.; ZANCHI, C. S.; VEGA, C. F. P.; BATISTA, É. R.; ...; CARNEIRO, M. A. C. Chemical, physical, and biological attributes in soils affected by deposition of iron ore tailings from the Fundão Dam failure. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 8, p. 1-18, 2021.

<https://doi.org/10.1007/s10661-021-09234-4>

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (2017). Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro, Embrapa. 573p.

VAMERALI, T.; BANDIERA, M.; MOSCA, G. Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 8, n. 1, p. 1-17, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10311-009-0268-0>

VERGILIO, C. S.; LACERDA, D.; OLIVEIRA, B. C. V.; SARTORI, E.; CAMPOS G. M.; PEREIRA, A. L. S.; AGUIAR, D. B.; SOUZA, T. S.; ALMEIDA, M. G.; THOMPSON, F.; REZENDE, C. E. Metal concentrations and biological effects from one of the largest mining disasters in the world (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). **Scientific reports**, v. 10, n. 1, p. 1-12, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62700-w>

ZAGO, V. C. P.; DAS DORES, N. C.; WATTS, B. A. Strategy for phytomanagement in an area affected by iron ore dam rupture: A study case in Minas Gerais State, Brazil. **Environmental pollution**, v. 249, p. 1029-1037, 2019.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.060>

ZANCHI, C. S.; BATISTA, É. R.; SILVA, A. O.; BARBOSA, M. V.; PINTO, F. A.; SANTOS, J. V.; CARNEIRO, M. A. C. Recovering Soils Affected by Iron Mining Tailing Using Herbaceous Species with Mycorrhizal Inoculation. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 232, n. 3, p. 1-13, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05061-y>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O solo afetado pela deposição de rejeito de mineração de ferro apresenta atributos químicos e físicos em condições restritivas, quando considerado um meio de crescimento vegetal. Porém essas condições não impediram que as plantas prosperassem sob o suprimento nutricional adequado. Logo, o fator disponibilidade de nutrientes é o limitante no solo-rejeito.

O emprego de areia e, principalmente, vermiculita, promove o crescimento vegetal e podem ser utilizadas como condicionadores do solo-rejeito.

É importante considerar que os experimentos desta tese foram conduzidos em condições ambientais controladas, visando o bom desenvolvimento das plantas. No entanto, este fato pode mascarar várias limitações relacionadas ao comportamento físico-hídrico do solo-rejeito. Por isso, são necessárias pesquisas com ensaios em condições de campo, para validação e recomendação dos métodos de manejo empregados.

Além disso, o monitoramento do condicionamento do solo-rejeito sob diferentes condições hídricas é um tema relevante para simulações em ambientes controlados e pode auxiliar no melhor entendimento sobre os métodos de condicionamento com maior potencial de implementação.