



LETÍCIA MACIENTE SOUZA

**QUALIDADE FÍSICA EM SOLO FORMADO POR REJEITO
DE MINERAÇÃO DO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE
FUNDÃO APÓS PROCESSOS DE REVEGETAÇÃO**

**LAVRAS – MG
2022**

LETÍCIA MACIENTE SOUZA

**QUALIDADE FÍSICA EM SOLO FORMADO POR REJEITO DE MINERAÇÃO DO
ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE FUNDÃO APÓS PROCESSOS DE
REVEGETAÇÃO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Recursos Ambientais e Uso da Terra, para a obtenção do título de Mestre.

Professor DSc. Bruno Montoani Silva
Orientador

Prof. DSc. 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).**

Souza, Letícia Maciente.

Qualidade física em solo formado por rejeito de mineração do rompimento da barragem de fundão após processos de revegetação.

/ Letícia Maciente Souza. - 2022.

78 p. : il.

Orientador(a): Bruno Montoani Silva.

Coorientador(a): Marco Aurélio Carbone Carneiro.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2022.

Bibliografia.

1. Mineração. 2. Serviços ecossistêmicos. 3. Agregação. I. Silva, Bruno Montoani. II. Carneiro, Marco Aurélio Carbone. III. Título.

LETÍCIA MACIENTE SOUZA

**QUALIDADE FÍSICA EM SOLO FORMADO POR REJEITO DE MINERAÇÃO DO
ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE FUNDÃO APÓS PROCESSOS DE
REVEGETAÇÃO**

**PHYSICAL QUALITY IN SOIL FORMED BY MINING TAILINGS FROM THE
BREAKDOWN OF THE FUNDÃO DAM AFTER REVEGETATION PROCESSES**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Recursos Ambientais e Uso da Terra, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 27 de junho de 2022.

Dr. Bruno Montoani Silva	UFLA
Dr. Jessé Valentim dos Santos	UFLA
Dr. Julio Cesar Azevedo Nobrega	UFRB

Professor DSc. Bruno Montoani Silva
Orientador

Prof. DSc. Marco Aurélio Carbone Carneiro
Coorientador

**LAVRAS – MG
2022**

A Deus e aos meus pais, Lúcia e Arnaldo.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro, agradeço a Deus por ter me dado força para seguir meus objetivos...

À Universidade Federal de Lavras (UFLA), especialmente ao Departamento de Ciência do Solo (DCS), pela oportunidade.

A Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) por demais financiamentos.

A Empresa Vale S.A. pelo apoio logístico às coletas e investimentos às pesquisas relacionadas no DCS.

Ao Professor Bruno Montoani pela orientação, conselhos, incentivo e direcionamento, agradeço por ter confiado em minha orientação na minha reta final.

Ao Professor Geraldo César pela orientação, ensinamentos, oportunidades e por ter acompanhado maior parte do meu processo.

Ao Professor Marco Aurélio Carbone pela coorientação, incentivo e por ter concedido os materiais que me viabilizaram esse trabalho.

Ao Professor Júlio Nóbrega e ao Doutor Jesse Valentim pela participação em minha banca avaliadora.

A Samara Barbosa pelo apoio, participação no trabalho, e ensinamentos.

Aos meus colegas Pedro Benevenuto, Fernandes Antônio e Mariany Domingues por todo o auxílio e apoio nas análises, coletas e disciplinas.

À Ingrid Guimarães e ao Jessé Valentim pelo apoio e parceria nas coletas em campo.

Ao Dorotéo, técnico do DCS, pela convivência e ajuda nas análises laboratoriais e todo apoio.

A todos funcionários do DCS/UFLA, em especial ao Pezão pelo carinho, preocupação e ajuda.

À Dirce pelo comprometimento e por estar sempre disposta a ajudar.

À Gabrielly Tavares e Laura Melo companheiras de pós-graduação e da vida, pela amizade e carinho de sempre, pelos cafés na cantina, por permanecerem sempre como apoio.

Ao meu cunhado e amigo Victor por todo apoio, sempre solícito a ajudar.

Aos meus avós Maria, Lúcia e Adilson pelo apoio em Lavras, e carinho especial nessa fase.

Aos meus pais Arnaldo e Lúcia por serem minha base, meu suporte e por me apoiarem a todo momento para que eu conseguisse buscar meus sonhos. Obrigada por serem anjos, por segurarem minha mão e por estarem comigo em cada conquista.

Às minhas irmãs Laís e Milena por terem passado por essa fase juntas a mim, pelo carinho e pela amizade, e à Manuela minha sobrinha que está chegando e me dando forças para ser alguém melhor!

Muito Obrigada!

“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota”.

- Madre Teresa de Calcutá

RESUMO GERAL

A mineração, intensa atividade no Brasil, gera impactos ambientais, graças aos subprodutos do processo, sendo que os rejeitos são dispostos em barragens construídas para conter durante anos este material. A barragem do Fundão (MG) que se rompeu em 2015, era operada pela empresa Samarco e liberou 32 milhões de metros cúbicos de rejeito na bacia do Rio Doce, causando enorme impacto socioambiental, atingindo uma área de cerca de 1176 ha. Medidas vem sendo tomadas para restauração baseado na implantação de gramíneas e leguminosas, com o intuito de reabilitar as áreas afetadas, resultando na formação de Tecnoossolos, a partir dos depósitos dos sedimentos, e particularmente pela ação das raízes e restos orgânicos deixados pela vegetação em crescimento. Dessa forma, o objetivo desse trabalho é avaliar a contribuição de diferentes plantas no incremento de matéria orgânica e melhorias estruturais nestes Tecnoossolos. As amostras de Tecnoossolo foram coletadas às margens do rio Gualáxo do Norte no município de Mariana -MG, cujo rejeito de mineração formou camada superior a 1 metro, e foi revegetado em uma das áreas com um mix de gramíneas, em maior parte constituído de *Paspalum notatum*, e outra área de Tecnoossolo revegetado com gramínea *Cynodon dactylon*. Outro estudo foi realizado em amostras advindas de pesquisa prévia por Zanchi et al., 2020, cujo material passou por tratamentos em casa de vegetação, em 4 tratamentos com herbáceas, são elas: *Urochloa ruziziensis*; *U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis*; *U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica*; *U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica* e como referência o rejeito sem cultivo. Posteriormente foi incorporada a essas amostras uma espécie arbórea (*Enterolobium contortisiliquum*). Foram realizadas avaliações de indicadores de qualidade física do Tecnoossolo, são eles: análises físico-hídricas (retenção de água, densidade de solo, capacidade de água disponível, capacidade de aeração, índice S, porosidade total, distribuição de poros e resistência a penetração); avaliação granulométrica com fracionamento de areia; densidade de partículas; índice de estabilidade de agregados; e, avaliação do conteúdo de carbono orgânico. Foram efetuadas análises de variância nos dados e a comparação de médias pelo teste Scott-Knott ($p \leq 0,05$). Percebe-se diferença no comportamento da CRA e da modelagem do gráfico de IHO. Para os indicadores derivados da CRA encontrou-se menores valores de índice S, CA, PT, IEA e CO para o rejeito em comparação aos tratamentos cultivados, além disso esse apresentou menor conteúdo de macroporos e mesoporos grandes e médios e maiores valores de microporos, associados ao maior valor de DS, ainda comparando aos tratamentos. Observou-se também pelo gráfico de modelagem do IHO, que o CAD para as plantas foi mais expressivamente restringido pela porosidade de aeração e pela resistência a penetração pelas raízes, comparado aos tratamentos cultivados. Dessa forma, foram observadas, por meio dos indicadores, melhorias na qualidade física do Tecnoossolo após processo de reabilitação da área recoberta por rejeito da barragem, usando plantas com potencial.

Palavras-chave: Serviços ecossistêmicos. Sustentabilidade ambiental. Extração Mineral. Carbono Orgânico. Agregação do solo. Plantas de cobertura.

ABSTRACT

Mining, an intense activity in Brazil, generates environmental impacts, thanks to the by-products of the process, and the tailings are disposed of in dams built to contain this material for years. The Fundão dam (MG), which broke in 2015, was operated by the company Samarco and released 32 million cubic meters of tailings into the Doce River basin, causing a huge socio-environmental impact, reaching an area of about 1176 ha. Measures have been taken for restoration based on the implantation of grasses and legumes, with the aim of rehabilitating the affected areas, resulting in the formation of Technosols, from sediment deposits, and particularly by the action of roots and organic remains left by growing vegetation. Thus, the objective of this work is to evaluate the contribution of different plants in the increment of organic matter and structural improvements in these Technosols. The Technosol samples were collected on the banks of the Gualáxo do Norte river in the municipality of Mariana -MG, whose mining waste formed a layer superior to 1 meter and was revegetated in one of the areas with a mix of grasses, mostly consisting of *Paspalum notatum*, and another area of Technosol revegetated with *Cynodon dactylon* grass. Another study was carried out on samples from previous research by Zanchi et al., 2020, whose material underwent treatments in a greenhouse, in 4 treatments with herbs, namely: *Urochloa ruziziensis*; *U. ruziziensis* in association with *Crotalaria spectabilis*; *U. ruziziensis* in association with *Guizotia abyssinica*; *U. ruziziensis* in association with *C. spectabilis* and *G. abyssinica* and as a reference the uncultivated tailings. Later, a tree species (*Enterolobium contortisiliquum*) was incorporated into these samples. Evaluations of physical quality indicators of the Technosol were carried out, namely: physical-water analysis (water retention, soil density, available water capacity, aeration capacity, S index, total porosity, pore distribution and resistance to penetration); granulometric evaluation with sand fractionation; particle density; aggregate stability index; and evaluation of the organic carbon content. Analyzes of variance were performed on the data and means were compared using the Scott-Knott test ($p \leq 0.05$). A difference can be seen in the behavior of the CRA and the modeling of the IHO graph. For the indicators derived from the CRA, lower S, CA, PT, IEA, and CO index values were found for the waste compared to the cultivated treatments, in addition, this one had a lower content of large and medium macropores and mesopores and higher values of micropores, associated with the highest DS value, still comparing the treatments. It was also observed by the IHO modeling graph, that the CAD for the plants was more expressively restricted by the aeration porosity and by the resistance to penetration by the roots, compared to the cultivated treatments. Thus, through the indicators, improvements were observed in the physical quality of the Technosoil after the rehabilitation process of the area covered by tailings from the dam, using plants with potential.

Keywords: Ecological services. Environmental sustainability. Mineral extraction. Organic Carbon. Aggregation. Hedge plants.

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	10
1 INTRODUÇÃO GERAL	11
2 REFERENCIAL TEÓRICO	14
2.1 Mineração: produtos e subprodutos	14
2.2 Rompimento da barragem de Fundão	18
2.3 Reabilitação de áreas impactadas pela mineração.....	21
2.4 Indicadores de qualidade de solos adaptados à diagnóstico de Tecnosolos	30
2.4.1 Curva de retenção de água (CRA).....	31
2.4.2 Distribuição de poros por tamanho	31
2.4.3 Capacidade de Aeração do Solo (CA)	32
2.4.4 Capacidade de água disponível (CAD) e Intervalo Hídrico Ótimo (IHO).....	32
2.4.5 Índice S.....	33
2.4.6 Densidade do Solo e Resistência do solo a penetração.....	34
2.4.7 Índice de estabilidade de agregados	35
2.4.8 Conteúdo de carbono orgânico no solo	36
REFERÊNCIAS	37
SEGUNDA PARTE: ARTIGO	45
2 MATERIAL E MÉTODOS	51
2.1 Área de estudo e amostragem do Tecnosolo	51
2.2 Características granulométricas	52
6.2.4 Índice de estabilidade de agregados	56
2.2 Carbono orgânico.....	57
2.3 Análise estatística	57
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
4 CONCLUSÕES	72
REFERÊNCIAS	73

PRIMEIRA PARTE

**QUALIDADE FÍSICA EM SOLO FORMADO POR REJEITO DE MINERAÇÃO DO
ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE FUNDÃO APÓS PROCESSOS DE
REVEGETAÇÃO**

1. INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil se destaca no setor de mineração, sendo o Quadrilátero Ferrífero a principal região produtora de minério de ferro, graças aos depósitos de Itabirito (CARVALHO et al., 2014). Para obtenção do minério de ferro são necessárias diversas etapas, entre elas, a britagem e beneficiamento, as quais produzem uma grande quantidade de rejeitos que devem ser dispostos de forma ambientalmente correta e em concordância com a legislação vigente, sendo a construção de barragens formadas pelo acondicionando gradual desses rejeitos (LUZ, 2010), a melhor forma encontrada pelas mineradoras. No entanto, diversos desastres relacionados a barragens de rejeito de mineração vêm sendo relatados em todo o mundo.

O rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, operada pela empresa Samarco, no estado de Minas Gerais, Brasil, foi um desastre proveniente dessa atividade. Neste episódio foram liberados milhões de metros cúbicos de rejeito, ocasionando impactos a todo o ecossistema e a saúde humana, por meio da contaminação do solo, água, ar, alterações na paisagem, e cobertura de áreas de produção alimentar, além de impactos à população residente em municípios atingidos (ANTONIO et al., 2017; PEREIRA; CRUZ; GUIMARÃES, 2019).

A lama de rejeitos depositada nas áreas afetadas formou uma camada de 0,005 m a 2 m de espessura sobre os solos da região (SANTOS et al., 2019), configurando a formação de Tecnosolos conforme classificação internacional (FAO, 2015).

Tecnossolos podem ser definidos como um solo artificial que contenha conteúdo de material tecnogênico acima de 20% nos primeiros 100 cm, desenvolvidos por atividades antrópicas, como exemplo a mineração. Pode-se entender, nesse caso, o Tecnosolo sendo um rejeito complexo, composto pela mistura de areia, silte, argila e restos orgânicos, decorrentes de materiais gerados no processo de mineração e que possui mineralogia específica (IUSS WORKING GROUP WRB 2006; SCHAEFER et al., 2015).

Desta forma, encontrar tecnologias com potencial de reabilitação e estabilização dessas áreas formadas por Tecnosolos é um grande desafio, o que leva à necessidade de avaliações periódicas utilizando-se de metodologias de quantificação da capacidade regenerativa dos solos nestes ambientes, para que voltem a exercer funções físicas responsáveis pela sustentabilidade ecológica perdida em função do desastre (ANTONIO et al., 2017; COELHO et al., 2020; DE MATOS et al., 2020).

Em certos casos, a recuperação de uma área degradada pode ocorrer de forma natural, mas em condições mais extremas exige a ação antrópica, propiciando condições para a revegetação com plantas adaptadas ao material e ao ambiente local, de preferência dotadas de

raízes com potencial de aprofundamento e de fornecimento de grande quantidade de matéria orgânica, o que possibilitaria a estruturação do material e construção de um novo perfil de solo.

Plantas com sistema radicular agressivo e que apresente facilidade de adaptação a estresses são recomendadas para a reabilitação em Tecnoossolos com problemas de infiltração e compactação, com ênfase nas gramíneas (PETERS, 1984; HOSSEINI et al., 2018; DE MATOS et al., 2020). É de se esperar que após alguns anos de revegetação, o Tecnoossolo apresente melhorias físicas, químicas e biológicas, devido a ação das raízes e do aumento da matéria orgânica presente neste ambiente (LONGO; RIBEIRO; DE MELO, 2011).

A quantificação dos atributos físicos do solo é uma das exigências para a avaliação da qualidade do solo. Dessa forma é possível mensurar e avaliar a qualidade do Tecnoossolo formado por rejeito de mineração utilizando parâmetros físicos, a exemplo da estabilidade de agregados; da porosidade; da densidade do solo; da resistência a penetração; da capacidade de retenção de água; e da análise textural, particularmente pelo fracionamento da areia, dentre outros parâmetros cabíveis de avaliação e além disso relacionar esses parâmetros com o teor de carbono orgânico (CARTER et al., 1997; TOPP et al., 1997; MOEBIUS et al., 2007; ARAÚJO et al., 2012), sendo o objetivo desse trabalho.

Alguns estudos realizados em áreas afetadas pela barragem de Fundão, são citados ao longo deste trabalho e trazem informações sobre a situação química, física e biológica da área em termos de caracterização do solo após o derramamento do rejeito (SCHAEFER et al., 2015; FUNDAÇÃO RENOVAR, 2016a; SCHAEFER et al., 2016; SILVA et al., 2016; GANDARA, 2019; PRADO et al., 2019; BATISTA et al., 2020a; DE MATOS et al., 2020; ZANCHI; SILVA; VIANA, 2021).

Em vários destes estudos ficou destacada a necessidade de uma pesquisa dirigida para avaliações estruturais do solo, com ênfase em indicadores de qualidade física objetivando estabelecer diretrizes para a reabilitação de áreas degradadas. Se confirmadas melhorias no comportamento físico-hídrico do solo e diminuição da resistência mecânica às raízes das plantas, surge a possibilidade de traçar melhores estratégias de reabilitação baseadas no manejo da área e também de inferência de adaptação de plantas nos locais afetados pelo desastre ecológico (ASSIS, 2016; VIANA; DA COSTA, 2016).

Tendo em vista as informações apresentadas, fica evidente a importância de se avaliar a qualidade física de Tecnoossolos formados por rejeito advindo de desastre provocado pelo rompimento de barragens de mineração, após 5 anos no processo de revegetação com vista à reabilitação, por trazer definições preliminares de possíveis medidas mitigadoras e resultados

que podem direcionar os trabalhos das empresas envolvidas no processo de degradação/recuperação, com possíveis benefícios, ainda que paliativos, para as populações afetadas por desastres semelhantes.

O foco do estudo volta-se para o entendimento do comportamento físico-hídrico do Tecnosolo, após processo de revegetação. Neste estudo busca-se confirmar o potencial desse processo, para melhoria da qualidade física do Tecnosolo, pela melhoria da estruturação e agregação, melhoria na resistência à penetração pelas raízes, melhoria nos indicadores físicos derivados da curva de retenção de água e melhoria no intervalo hídrico ótimo, gerando consequente aumento na água disponível para as plantas.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Mineração: produtos e subprodutos

A mineração representa uma atividade essencial e de importância econômica e social a nível nacional e mundial (FARIAS, 2002). A sociedade atual é cada vez mais dependente da indústria mineral, visto que praticamente todos os avanços tecnológicos ocorreram com base no uso de produtos minerais (BELL; DONNELLY, 2006), como exemplo cita-se os fertilizantes, e insumos para bens industriais (DAVIDE; BOTELHO, 2015).

A mineração é a execução de todos os procedimentos que objetivam a extração do minério dos depósitos até seu esgotamento. Esta extração pode ser feita por meio de diferentes técnicas, dependendo da característica do mineral e do ambiente em que se encontra, a ser realizada por minas subterrâneas ou a céu aberto. (TEIXEIRA et al., 2000).

Todas as estruturas necessárias no processo minerário devem ser pré-definidas durante o planejamento da atividade, já que devem constar no Processo de Licenciamento Ambiental, em concordância com diretrizes definidas na legislação, além de descritas no Plano de Recuperação de Áreas Degradadas exigido para esse tipo de atividade (BOTELHO ; MELO, 2019). Os impactos provenientes deste processo dependem do tipo de mineração e operação, assim como fatores geológicos, sociais e econômicos ao redor da área minerada (BELL ; DONNELLY, 2006).

O Brasil é destaque neste setor já que em seu território encontra-se uma vasta diversidade e quantidade de minerais metálicos e não metálicos, o que leva a mineração a uma das principais atividades econômicas no país (BARRETO, 2001). Em 2020 o setor mineral brasileiro registrou saldo de faturamento em cerca de 36 bilhões de reais, o que representa 50% do saldo brasileiro em comparação com os demais setores econômicos. Neste cenário, a principal substância produzida é o ferro, que representa cerca de 59% dentre os produtos explorados e 66% das exportações (IBRAM, 2020) .

Este mineral normalmente é extraído na forma de óxidos, carbonatos, sulfetos e silicatos, que geram diferentes subprodutos no processo. Comercialmente o minério de ferro é extraído no Brasil de rochas constituídas de itabirito, hematita e canga (CARVALHO et al., 2014), e o Quadrilátero Ferrífero, localizado no centro-sul do estado de Minas Gerais, com uma área de aproximadamente 7000 km² (ROESER; ROESER, 2013) se destaca como maior produtor nacional e um dos maiores do mundo (ROSIÈRE; CHEMALE, 2000; CARVALHO et al., 2014).

Um dos problemas advindos da mineração são os rejeitos gerados no processo de lavra e beneficiamento, já que na maioria das vezes causam diversos impactos ambientais e sociais. São chamados rejeitos os produtos ao qual já se retirou toda a fração economicamente importante, sendo um material escuro, fino e de baixa coesão, proveniente do processo de flotação (SILVA et al., 2006) e de forma geral podem ser dispostos em pilhas em barragens de contenção de rejeitos (MUNIZ; OLIVEIRA-FILHO, 2008) . O setor minerário é o maior produtor mundial de resíduos e rejeitos, produzindo em torno de 65 bilhões de toneladas por ano de estéril de mina e rejeitos de granulometria fina (JONES; BOGER, 2012).

Os rejeitos dispostos nas barragens podem ser constituídos por materiais variáveis, com texturas granulares, finas e também com alta plasticidade, que caracterizam uma “lama de rejeito” (JONES; BOGER, 2012). Já a constituição química varia com a rocha de origem e os produtos químicos utilizados no processo (CARDOZO; PIMENTA; ZINGANO, 2016), sendo assim, podem apresentar elementos variáveis incluindo metais pesados (ADIANSYAH et al., 2015; DE MATOS et al., 2020).

A disposição dos rejeitos de mineração deve estar em concordância com a lei nº 12.334 (2010), a qual estabelece a Política Nacional de Segurança de Barragens (PNSB) e origina o Sistema Nacional de Informações sobre Segurança de Barragens (SNISB), destinadas à acumulação de água para quaisquer usos, à disposição final ou temporária de rejeitos e à acumulação de resíduos industriais, sendo a fiscalização de responsabilidade do Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), do Ministério de Minas e Energia (BRASIL, 2010).

A NBR 13028 (2017) define barragens de mineração como “barragens, barramentos, diques, reservatórios, cavas exauridas com barramentos construídos, associados às atividades desenvolvidas com base em direito minerário, utilizados para fins de contenção, acumulação ou decantação de rejeito de mineração ou descarga de sedimentos provenientes de atividades em mineração, com ou sem captação de água associada, compreendendo a estrutura do barramento e suas estruturas associadas.”

As barragens são construídas em concordância com normas técnicas, cabíveis ao projeto, construção, operação e descomissionamento (MACHADO, 2007) e contam com um dique inicial, que posteriormente pode passar por alteamentos à medida que a demanda por maior área para disposição dos rejeitos cresce, com o aumento da produtividade da empresa mineradora (MUNIZ; OLIVEIRA-FILHO, 2008; CARDOZO; PIMENTA; ZINGANO, 2016).

A construção das barragens é comumente realizada pelo método de jusante, de montante e linha de centro. O método de jusante pode ser dito como de maior segurança por contribuir

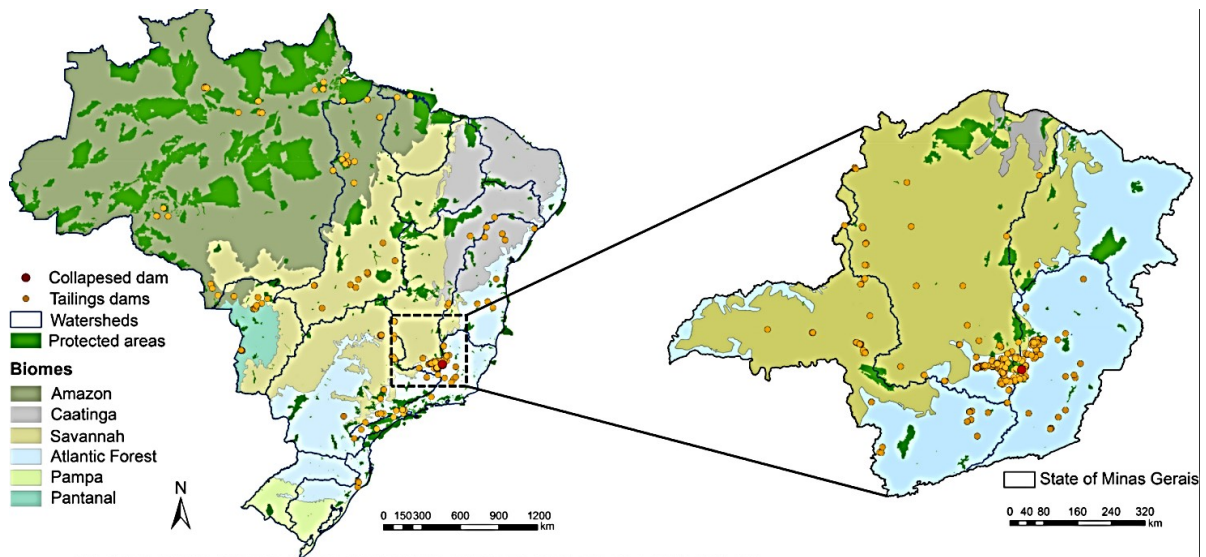
para melhor drenagem e controle da percolação, estar menos passível de liquefação e por se mostrar de fácil operação. Porém, o custo deste método pode ser maior em comparação aos demais. O método de montante era comumente o mais adotado pelas mineradoras graças ao menor custo, porém pode ser considerado o de menor segurança por ser submetido a altas tensões no processo de alteamento e estar propenso à liquefação. Já o método de linha de centro, pode ser considerado uma técnica intermediária entre os outros dois apresentados (OLIVEIRA-FILHO, 2008; MUNIZ; RICO et al., 2008; CARDOZO; PIMENTA; ZINGANO, 2016; CARMO et al., 2017).

Implementar um desenvolvimento sustentável no que diz respeito aos subprodutos da mineração ainda é um enorme desafio para o setor (JONES; BOGER, 2012; ADIANSYAH et al., 2015) . Graças ao cenário de difícil gestão existem registros de enormes acidentes e desastres em torno do mundo, causados pelo acondicionamento dos rejeitos, alguns exemplos são os ocorridos em Cerro Negro (China) em 1965; Buffalo Creek (Estados Unidos da América) em 1972; Cooper (Estados Unidos da América) em 1973; Merriespruit (África do Sul) em 1994; Cataguases (Brasil) em 2003; Mount Polley (Canadá) em 2014; Fundão (Brasil) em 2015 (DE SOUZA JÚNIOR; MOREIRA; HEINECK, 2018); Brumadinho (BRA) em 2019 (PEREIRA; CRUZ; GUIMARÃES, 2019).

Dados compilados desde 1960 a 2021 mostram que as barragens de rejeito são muito suscetíveis a falhas, e anualmente, nos últimos 20 anos em todo o mundo têm aumentado os relatos de ocorrência de pelo menos um acidente ou desastre (WISE, 2021). No Brasil, Garcia et al. (2017) trazem uma visão crítica ao considerarem que a classificação de algumas barragens, como a barragem de Fundão (Mariana- MG), pode estar subestimada ao ser classificada como de baixo risco de acidente, segundo os autores, o Brasil registrou mais de 80 desastres ambientais relacionados a minas. Naquele documento estimaram que em 126, das 662 barragens de rejeitos existentes no Brasil (Figura 1) podem se esperar falhas.

É possível observar na figura 1, as barragens ativas de rejeitos de minas no Brasil (círculos laranja) nos limites de diferentes bacias hidrográficas, mostrando sua distância de várias unidades de conservação (destacadas em verde). Embora 662 barragens de rejeitos estejam registradas no Brasil, as coordenadas estão disponíveis para apenas 317 barragens de rejeitos do cadastro nacional de barragens de mineração no Brasil. A inserção de 293 coordenadas disponíveis de barragens de rejeitos no estado de Minas Gerais, com a barragem de Bento Rodrigues são mostradas em detalhes (círculo vermelho).

Figura 1. Barragens ativas de rejeitos de minas no Brasil.¹



Fonte: Garcia et al. (2017).

Após os diversos desastres apresentados com relação a barragens, principalmente se tratando de barragens com método de construção á montante, é instituída a RESOLUÇÃO CONJUNTA SEMAD/ FEAM nº 2.784, de 21 de março 2019 que determina a descaracterização de todas as barragens de contenção de rejeitos e resíduos, alteadas pelo método a montante, provenientes de atividades minerárias, existentes em Minas Gerais. Dessa forma, as descaracterizações devem estar em concordância com a Lei nº 23.291, de 2019 que segue:

Art. 4º – Fica determinada a descaracterização de todas as barragens de contenção de rejeitos que utilizem o método de alteamento a montante, provenientes de atividades minerárias, existentes no Estado de Minas Gerais, na forma desta resolução.

1º – As barragens de rejeitos da mineração, inativas ou em operação, que utilizem ou que tenham utilizado o método de alteamento a montante, deverão ser descaracterizadas no prazo máximo de três anos, contados a partir da data de publicação da Lei nº 23.291, de 2019.

O rompimento de barragens causa impactos a todo ecossistema e à saúde humana, já que de forma imediata promove alterações pela deposição dos rejeitos, gerando contaminação de solo e água, sendo que a reabilitação e recuperação dessas áreas é difícil e de alto custo (PEREIRA; CRUZ; GUIMARÃES, 2019). Desse modo, encontrar formas para reabilitar essas áreas é um desafio que precisa ser estudado, como forma de atenuar ao máximo os impactos gerados pelos desastres (COELHO et al., 2020).

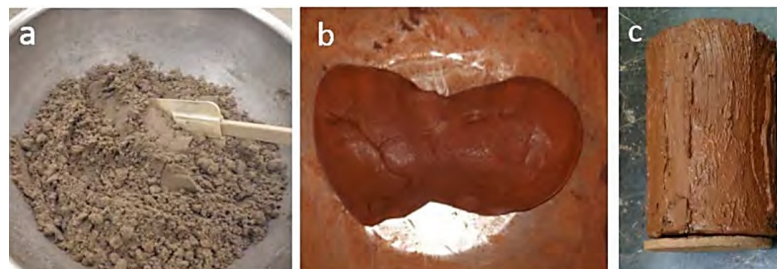
¹Tradução: Collapsed dam (Barragem rompida); Tailing dams (Barragem de rejeitos); Watershed (Bacia hidrográfica); Protected areas (Áreas protegidas); Biomes (Biomass); Amazon (Amazônia); Caatinga (Caatinga); Savannah (Savana); Atlantic Forest (Mata Atlântica); Pampa (Pampa); Pantanal (Pantanal).

2.2 Rompimento da barragem de Fundão

A barragem de Fundão era uma estrutura que continha o rejeito de minério de ferro proveniente de atividade mineradora da empresa Samarco Mineração S.A., empresa controlada através de uma joint-venture (acordo comercial ou associação econômica) entre a Vale S.A. e a anglo-australiana BHP Billiton Brasil Ltda. Esta barragem se localizava na unidade de Germano, no município de Mariana – MG, e acondicionava cerca de 55 milhões de metros cúbicos de rejeito de minério de ferro (SAMARCO, 2020). A estrutura foi projetada para acondicionar 79,6 milhões de metros cúbicos de lama e 32 milhões de metros cúbicos de rejeitos arenosos por 25 anos, tendo suas operações iniciadas no ano de 2008 (CARMO et al., 2017). Além da barragem de Fundão, o complexo continha também as barragens de Santarém e Germano, sendo a última a barragem mais alta do Brasil.

A barragem era composta por rejeitos provenientes de partículas de tamanho areia e silte e parte por lama argilosa, constituídos de pequena proporção dos minerais illita, caulinita e quartzo e alto teor de hematita e goethita (Figura 2) (MORGENSTERN et al., 2016). Este barramento passava por alteamentos com método de montante, ou seja, a crista da barragem era deslocada para montante, acima de rejeitos já depositados no local ao longo dos alteamentos.

Figura 2. Imagem exemplificando os rejeitos arenosos e lama. (a) areia; (b) lama remoldada; (c) corpo de prova de lama



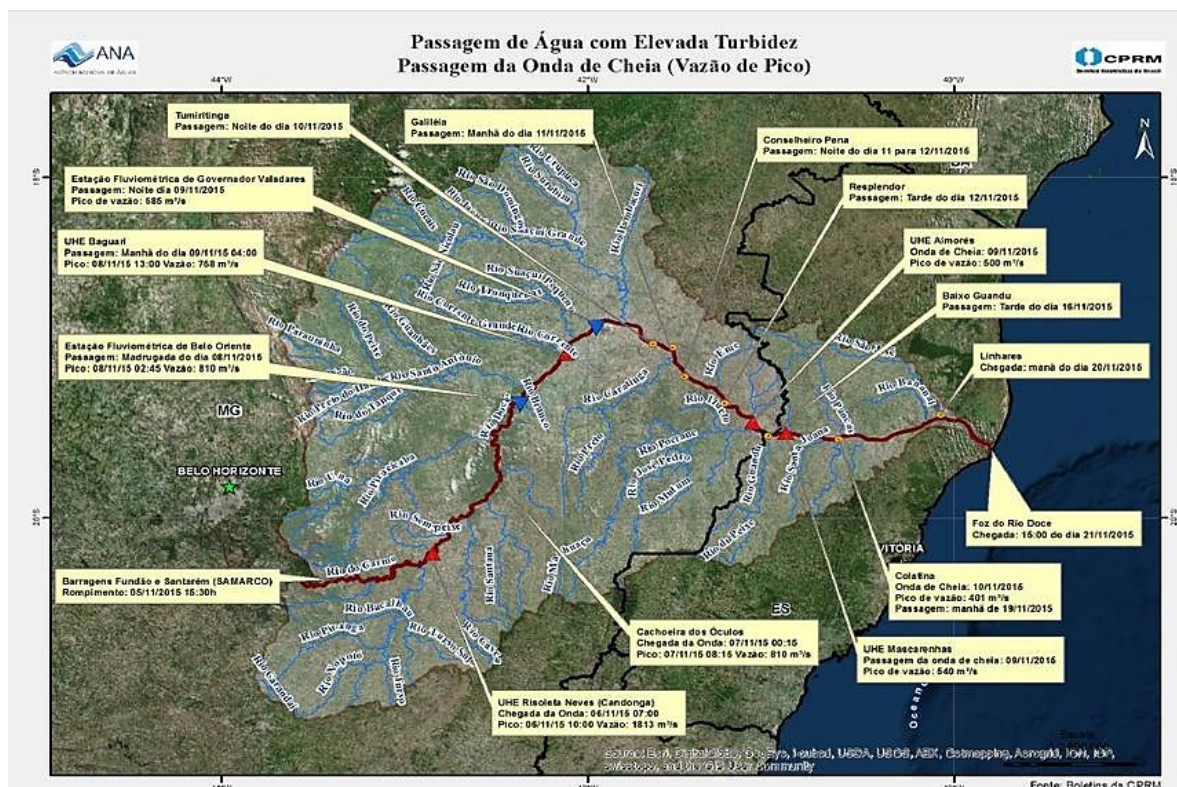
Fonte: Morgenstern et al. (2016).

A barragem foi implementada às margens do rio Gualáxo do Norte, afluente do rio Doce, sendo estabelecida a gestão estadual na qual a outorga e direito de uso da água do rio para atividade mineradora é atribuída ao Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) e a licença ambiental pela Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM), assim como fiscalização deliberada ao Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM). Segundo o Cadastro de Barragens de Minérios do DNPM, a barragem recebeu a classificação como categoria de baixo risco e alto dano potencial associado (MMA, 2020).

A lei nº 14.066 de 2020, que traz alterações à Lei nº 12.334, de 2010, a qual estabelece a política de segurança de barragens, define o termo desastre como sendo “resultado de evento adverso, de origem natural ou induzido pela ação humana, sobre ecossistemas e populações vulneráveis, que causa significativos danos humanos, materiais ou ambientais e prejuízos econômicos e sociais” (BRASIL, 2020).

No dia 5 de novembro de 2015, houve a ruptura da estrutura da barragem de rejeito de Fundão. O rompimento liberou mais de 32 milhões de metros cúbicos de rejeito de mineração na bacia do Rio Doce, e causou enorme impacto ambiental e social. A lama de rejeito atingiu Bento Rodriguez, distrito de Mariana, posteriormente alcançando o rio Gualáxo do Norte, seguindo até o Rio Doce, onde caminhou neste fluxo até Linhares (ES), em sua foz no oceano atlântico (Figura 3). O desastre causou 19 mortes, além de impactos ambientais imensuráveis, afetando diretamente 36 municípios da bacia do rio Doce (CARMO et al., 2017; OMACHI et al., 2018; SANTOS et al., 2019; DE MATOS et al., 2020; SAMARCO, 2020). O maior impacto ocorreu nos primeiros 80 Km da bacia, em trechos dos rios Gualáxo do Norte e Carmo, mas depositando também quantidades variadas de rejeito nas várzeas do rio até a barragem de Candonga, localizada a 115 km da barragem de Fundão (BOTELHO, S.A.; MELO, 2019).

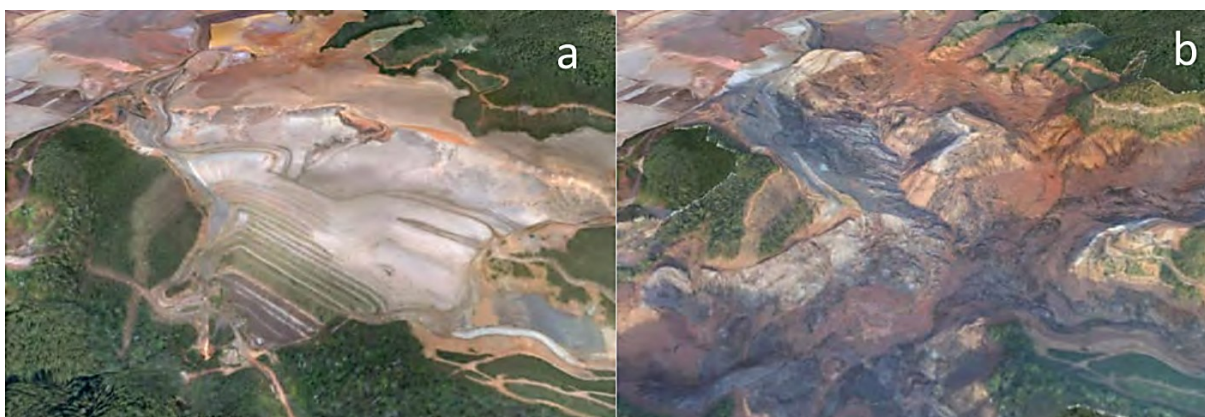
Figura 3. Mapa de passagem da lama proveniente da barragem de Fundão.



Fonte: IBAMA (2015).

O desastre foi classificado como Desastre Nível IV, “desastre de muito grande porte”, de acordo com a classificação da Defesa Civil Brasileira, e foi caracterizado como o maior desastre da história da mineração brasileira (IBAMA, 2015). Recebeu investigações conduzidas pela empresa Cleary Gottlieb Steen & Hamilton LLP (CGSH) a qual descreve em relatório investigativo diversos indicadores geotécnicos e projetivos com relação a estrutura e ao rompimento, não levantando questões ambientais causadas à posteriori da ruptura (MORGENSTERN et al., 2016). Analisando a Figura 4, percebe-se o local da barragem antes e depois do desastre. Segundo relatórios técnicos e relatório investigativo (MORGENSTERN et al., 2016; CARMO et al., 2017; SAMARCO, 2020), a ruptura da estrutura se deu em razão da liquefação do material em conjunto com problemas estruturais. A empresa Samarco juntamente com a Fundação Renova mantem atualmente os planos de recuperação socioambiental e socioeconômico nas áreas afetadas (SAMARCO, 2020).

Figura 4. Área da barragem de Fundão e reservatório antes (a) e após ruptura (b).



Fonte: Morgenstern et al. (2016).

A empresa seguia a técnica de flotação reversa de minério de ferro na qual são aplicados dispersores para um processo de separação da hematita que é adsorvida por amidos em parte inferior da máquina de flotação e a amina é adsorvida na superfície do quartzo, sendo que este é coletado e acondicionado em forma de rejeito. Deste processo derivam subprodutos químicos ricos em sódio e demais agentes dispersantes (SANTOS et al., 2019).

Segundo Omachi et al. (2018), a lama de rejeitos alcançou uma área de cerca de 1176 ha, sendo recobertas áreas urbanas e rurais, trazendo enormes prejuízos para áreas agrícolas, pastagens, florestas e matas ciliares, com ênfase na destruição de cerca de 457 ha de Mata Atlântica. Nesse processo, 251 propriedades rurais foram afetadas, sendo que 207 foram encobertas e destruídas pelo derramamento de rejeitos, além de diversos prejuízos aos

municípios do entorno como abastecimento de água de qualidade, pesca, geração de energia e aumento de contaminação por patógenos (AIRES et al., 2018). O material formou uma camada de 0,005 m a 2 m de espessura sobre os solos naturais das zonas ribeirinhas afetadas (SANTOS et al., 2019), formando uma nova classificação de solo, o chamado Tecnosolo, conhecidos também como solos de minas (FAO, 2014).

Com intuito em estabelecer ações reparadoras após o rompimento da barragem foi instituída a Fundação Renova, que tem como mantenedoras as empresas Samarco Mineração S.A., Vale S.A. e BHP Billiton Brasil Ltda. e autorizada pela Promotoria de Fundações de Belo Horizonte como sendo uma instituição, por meio da Resolução PTFBH número 16/2016, de 30 de junho de 2016. A criação da Fundação Renova foi uma ação determinada em âmbito judicial pensada pela União, o estado de Minas Gerais e o estado do Espírito Santo para ações de reparação em torno de todos os danos gerados pelo desastre resultante do Termo de Transação e Ajustamento de Conduta (TTAC).

Pelo TTAC foram definidos 42 programas com projetos internos ao longo da área impactada. Esses projetos estão inseridos em três eixos, são eles “pessoas e comunidades”, “terra e água” e “reconstrução e infraestrutura” e contam com parcerias com instituições, órgãos, pesquisadores em universidades federais, entre outras. Em se tratando de reparações ambientais, o eixo “terra e água” aborda as frentes que atuam em uso do solo, gestão hídrica, manejo do rejeito, biodiversidade, assistência aos animais e inovação. Dessa forma, um dos grandes desafios é definir quais as melhores estratégias para restauração florestal e o manejo do rejeito que se depositou ao longo da bacia do rio Doce (GANDARA, 2019). A vista disso se torna essencial o estudo de soluções para reabilitar as áreas afetadas pelo desastre.

2.3 Reabilitação de áreas impactadas pela mineração

A atividade mineradora gera diversos passivos ambientais locais e globais, que devem ser reparados e minimizados por empresas responsáveis (BELL; DONNELLY, 2006). Dentre esses pode-se destacar a degradação da qualidade dos solos; erosão hídrica e eólica que levam a assoreamento e poluição de rios e material particulado em suspensão respectivamente; contaminações de solo, água e ar; mudanças climáticas; diminuição de estoques de carbono orgânico do solo; contaminação de ambientes por metais pesados e diversas alterações na dinâmica dos ecossistemas e das paisagens. Sendo assim, a reabilitação de áreas afetadas por essa atividade e a gestão ambiental voltada para essa finalidade são extremamente importantes

para recuperação das funções do ecossistema e dos ciclos e processos que ocorriam nestes locais (AGUS et al., 2016).

Pode-se entender por reabilitação um retorno ao estado de equilíbrio ambiental de uma área degradada, podendo ser destinada a usos diversos, os quais apresentem valor social e ambiental equivalente ao cenário anterior e que contribua para sustentabilidade regional a longo prazo (DAVIDE; BOTELHO, 2015). Tentativas de reabilitação de um ecossistema são provenientes de processos físicos, químicos e biológicos, os quais podem ser aplicados de forma mútua ou isolada (CHAPMAN; MOORE; CAMPBELL, 2019). Esse processo ainda se apresenta como um desafio para áreas de mineração, e deve contar com uma equipe multidisciplinar, um plano de ação envolvendo diversos parâmetros ecossistêmicos, assim como monitoramento constante do progresso da recuperação (GASTAUER et al., 2018).

O solo tem um papel essencial nos processos ecossistêmicos. Este é um compartimento que atua na ciclagem de nutrientes, armazenamento ou estoque de água, representa uma estrutura física para plantas, animais e edificações, participa da regulação do clima, sequestro de carbono e manutenção da biodiversidade (DOMINATI; PATTERSON; MACKAY, 2010). Em se tratando de reabilitação e compensação de áreas degradadas, o solo tem importância direta por ser fundamental para o desenvolvimento sustentável, tendo ligação direta nos demais processos que envolvem vegetação e água. Por isso a falta de conhecimento acerca do compartimento solo pode impedir que os processos sustentáveis se consolidem de forma efetiva nesses locais (ASSIS, 2016).

O primeiro passo para reabilitar um solo degradado é promover técnicas que reestabeleçam sua qualidade sendo necessárias correções físicas e químicas com uso de condicionadores de maneira imediata em áreas afetadas (DOMINATI; PATTERSON; MACKAY, 2010). Tempos atrás ainda não se tinha conhecimento suficiente em corretivos, fertilizantes e preparo do solo para utilização de vegetação para recuperação de áreas degradadas com rejeitos de mineração, mas hoje já se sabe que o primeiro passo para o processo de reabilitação é a revegetação, principalmente com plantas de sistema radicular agressivo e com facilidade em se adaptar nessas situações de estresse do ecossistema local, como exemplo das gramíneas (PETERS, 1984; HOSSEINI et al., 2018; DE MATOS et al., 2020).

Em áreas degradadas, devido a deposição de rejeito de mineração, o material que se encontra não é mais considerado solo formado em condições naturais, sendo por isso classificado como Tecnossolo. Essa classificação está inserida em formações superficiais tecnogênicas na classificação russa e em Anthrosols na classificação australiana (FAO,

2014). O Tecnossolo formado por essa espessa camada de rejeitos de mineração depositados na superfície pode passar por processos de transformações pedogenéticas por ser um novo solo artificialmente formado, e sendo estéril e desprovido de estrutura, além de baixo conteúdo de matéria orgânica, há grande dificuldade para a germinação de sementes e para o crescimento de raízes (SCHAEFER et al., 2016). Este material pode voltar a possuir características de um solo com todas as suas funções ambientais quando é estabelecida uma vegetação capaz de se desenvolver nestes locais. Quando revegetado, o Tecnossolo apresenta potencial para o condicionamento físico, químico e biológico, graças à ação de organismos presentes na rizosfera das plantas, assim que se deve também aos incrementos de conteúdos de matéria orgânica (LONGO; RIBEIRO; DE MELO, 2011; JORDÃO et al., 2021).

A revegetação da área traz melhorias imediatas para o Tecnossolo, como aumento do teor de carbono orgânico, restauração da microbiota, restauração do ciclo de nutrientes, prevenção contra processos erosivos graças à agregação das partículas e cobertura do solo, prevenção a assoreamentos provocado pelos corpos d'água, e retorno da atividade e diversidade de organismos nestes locais (PETERS, 1984 JOSA; JORBA; VALLEJO, 2012). Em estudos de recuperação de um Tecnossolo proveniente de mineração de carvão na Índia, Ahirwal e Maiti (2018) demonstraram que a qualidade do Tecnossolo aumentou expressivamente em termos de incremento nos estoques de carbono orgânico, nitrogênio e fósforo após 16 anos de revegetação com espécies arbóreas de rápido crescimento, expressando percentuais promissores em comparação à floresta de referência.

Em maio de 2016, seis meses após o rompimento da barragem de Fundão, a empresa Samarco publicou as ações emergenciais iniciadas com intenção de conter os sedimentos da barragem para que não fossem carregados pela chuva ou pelos córregos existentes na área e como forma de estabilização dos locais afetados. Para isso foram construídos diques de contenção de sedimentos e simultaneamente foi realizada a revegetação de 80% das áreas impactadas, o que corresponde a 640 hectares dos 800 que percorrem os rios Doce, Carmo e Gualáxo do Norte (GANDARA, 2019).

Dessa forma, como parte do plantio emergencial foi realizada a semeadura com espécies de gramíneas, por serem consideradas como a melhor opção em termo de estabelecimento em Tecnossolo, já que possuem raízes agressivas e profundas, e com maior possibilidade de geração de biomassa. Além disso, também foram utilizadas sementes de leguminosas com objetivo de fixação de nitrogênio, juntamente com espécies herbáceas e arbustivas. Esse tipo de semeadura (Figuras 5, 6 e 7) objetivou a criação de condições

favoráveis para futura sucessão ecológica de vegetação ciliar e retorno das funções ambientais na área (FUNDAÇÃO RENOVA, 2016b).

Entre as leguminosas utilizadas pode-se exemplificar a *Crotalaria spp.* e *Cajanus cajan*, e entre as gramíneas a *Cynodon dactylum* e *Paspalum notatum*. Para a adubação de plantio foi utilizada a fertilização inorgânica com Nitrogênio (N), Fósforo (P) e Potássio (K) (NPK 8-28-16) na taxa de 400 Kg ha⁻¹ e, para a adubação de cobertura quando as folhas e raízes já estão em desenvolvimento, foi utilizado o NPK 20-05-20 na taxa de 200 Kg ha⁻¹. Em fase de monitoramento o mix de sementes utilizado apresentou boa germinação e o crescimento inicial retornou resultados positivos para o controle inicial da erosão laminar (FUNDAÇÃO RENOVA, 2016b).

Figura 5. Semeio a lanço realizado por trabalhadores locais.



Fonte: Fundação Renova (2016).

Figura 6. Revegetação na região de Barra Longa.



Fonte: Fundação Renova (2016).

Figura 7. Revegetação na região de Paracatu de Baixo.



Fonte: Fundação Renova (2016).

Em trabalho realizado um ano após o acidente, Silva et al. (2016) destacaram que a agricultura e pecuária, principais atividades exercidas pela população do vale do rio Doce, foram seriamente afetadas, e que o rejeito depositado nas áreas ao longo da bacia do rio Doce após o rompimento da barragem de Fundão afetou diretamente a vida das pessoas, sendo necessários melhores conhecimentos sobre a natureza mineralógica dos materiais depositados às margens.

Os autores realizaram a caracterização química, física e mineralógica do rejeito depositado no entorno do rio do Carmo, próximo ao município de Barra Longa, e os resultados do estudo apontaram para a classificação do material depositado naquela localidade como franco-arenoso muito adensado e dotado de elevada densidade de partículas e densidade média do solo ($2,85 \text{ kg dm}^{-3}$ e $2,12 \text{ kg dm}^{-3}$, respectivamente), resultando em baixíssima porosidade, o que aliado ao endurecimento visual da superfície do rejeito dificulta a germinação de sementes e a penetração de raízes. Em termos químicos, o material foi avaliado como alcalino, pobre em nutrientes, baixa capacidade de troca de cátions, baixo conteúdo de matéria orgânica, e apesar de apresentar muito baixas concentrações dos metais pesados como Zn, Cd, Cu, Pb e Ni trocáveis, apresentou concentrações elevadas de Fe e Mn, sendo todas estas características desfavoráveis ao crescimento vegetal. Desta forma os autores concluíram que os sedimentos depositados restringem a restauração de vegetação nativa ou o uso do Tecnossolo para fins agrícolas.

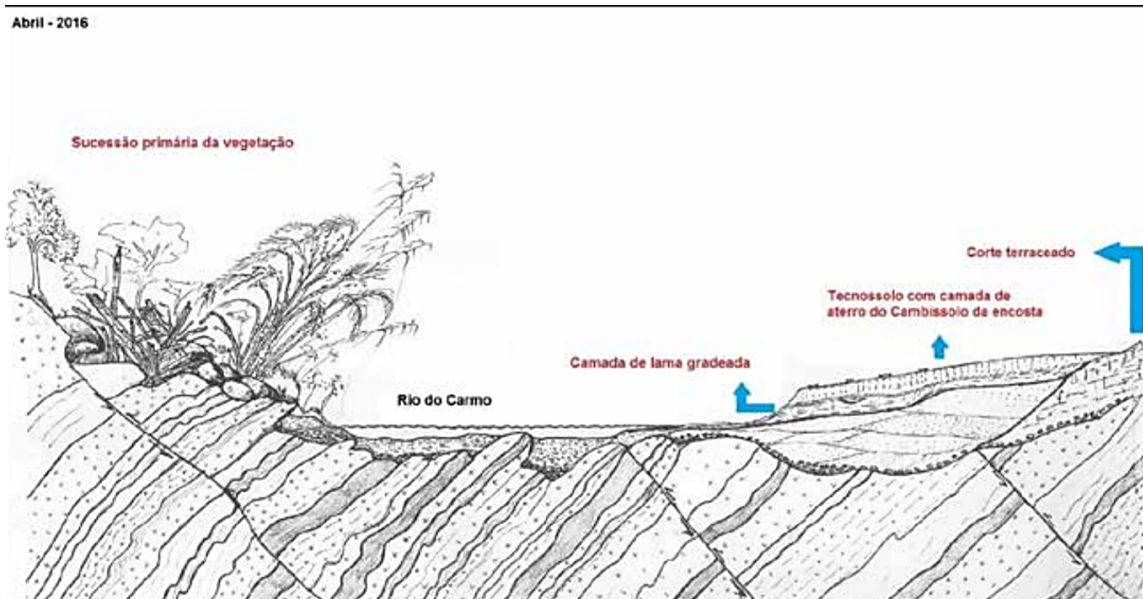
Realizando análises químicas e físicas do rejeito advindo da barragem de Fundão, Schaefer et al. (2015) obtiveram conclusões semelhantes a Silva et al. (2016), porém os autores enfatizam que os problemas físicos do Tecnossolo superam os químicos para ações de recuperação ambiental. Observações de campo mostram um selamento superficial neste material, formando uma crosta extremamente dura e resistente a penetração de raízes (Figura 8), além disso os elevados valores de densidade de partículas derivam da natureza do material proveniente de minério de ferro. É importante ressaltar que as análises foram realizadas poucos meses após o rompimento da barragem (SCHAEFER et al., 2015). Como teste experimental de recuperação, aquele grupo de pesquisadores pertencente à Universidade Federal de Viçosa (UFV), em área de 11 ha de sedimentos depositados em fazenda da região (Fazenda Porto Alegre), conseguiu o apoio da Empresa Samarco para recobrir a camada do Tecnossolo formado, com uma camada de solo fértil proveniente de área localizada nas imediações. Após gradagem do material da área, para rompimento do selamento superficial, foi implementado plantio e formação de pastagens e capineiras, sendo esta medida paliativa, vem trazendo resultados promissores no que se refere a aspectos físicos, químicos e biológicos do solo (Figura 9) (SCHAEFER et al., 2015; SCHAEFER et al., 2016).

Figura 8. Terraço fluvial de lama adjacente à barragem de Candonga.



Fonte: Schaefer et al. (2016).

Figura 9. Esquema representando o cenário ambiental quatro meses após o desastre. Corte e aterro das encostas vizinhas para promover a formação de um novo terraço formado por Tecossolo dotado de melhores características físicas e químicas (material proveniente de Cambissolo).



Fonte: Schaefer et al. (2016).

Objetivando avaliar uma estratégia para reabilitar solos degradados pelo rejeito da barragem de Fundão, dois anos após o rompimento, Zanchi et al. (2021) realizaram experimentação em casa de vegetação usando vasos, plantando no rejeito uma diversidade de plantas associadas à inoculação com fungo micorrízico arbuscular (FMA). As plantas utilizadas para o estudo foram: *Urochloa ruziziensis* (RS); *U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalária spectabilis* (R+C); *U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica* (R+G); *U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica* (R+C+G), e como referência o rejeito sem cultivo.

O estudo de Zanchi et al. (2021) retornou como resultados que os sistemas R + C e R + C + G apresentaram maiores rendimentos de fitomassa, mostrando a importância de sistemas com diversidade de plantas em comparação com os demais, porém para este parâmetro a inoculação com FMA não alterou os resultados. Os autores enfatizam que o uso de leguminosas como a *Crotalária spectabilis* é importante devido a capacidade de fixar nitrogênio e em incrementar matéria orgânica no solo. Em contrapartida, quando se consorcia U+G pode ocorrer competição entre as culturas por nutrientes, o que mostra o quanto é importante entender o comportamento das plantas consorciadas em tentativas de reabilitação, principalmente em se tratando de solos com comportamento ainda pouco conhecidos, como os Tecossolos.

Em área com predominância de silte, alto valor de densidade de partículas, e conteúdo reduzido de carbono orgânico e nitrogênio total, Batista et al. (2020) desenvolveram trabalho utilizando indicadores, como a atividade enzimática dos organismos, para procurar entender como a qualidade do novo solo formado após a ruptura da barragem de Fundão afetou a microbiota. Os autores concluíram que devido ao estresse causado, em todos os locais afetados, em comparação com locais não perturbados, o valor de carbono da biomassa microbiana foi menor e o qCO₂ maior, confirmando que os atributos físicos e químicos do rejeito promoveram desequilíbrio na atividade microbiana.

Ainda abrangendo a área microbiológica, Prado et al. (2019) fizeram análises usando microrganismos para monitorar solos afetados pelo rejeito de minério de ferro vindo da barragem de Fundão, por serem indicadores sensíveis, além de serem promotores de crescimento de plantas sob condições de estresse. O estudo mostrou que o processo de reabilitação das áreas afetadas pelo rejeito utilizando gramíneas e leguminosas, auxiliou no aumento da diversidade de FMA graças à revegetação, contribuindo para a recuperação dessas áreas. Esse estudo concorda com resultados encontrados por Jordão et al. (2021), que enfatizam

a melhoria da diversidade de FMA após processo de revegetação, tendo em vista que os fungos são biotróficos e podem sofrer alteração em curto espaço de tempo após revegetação das áreas.

Desta forma, verifica-se a necessidade de estudar quais os tipos de plantas melhor se adaptam às condições de Tecnossolos formados pelo rejeito proveniente da barragem de Fundão. Matos et al. (2020) estudando a germinação de *Cassia grandis* L. em rejeito coletado em Paracatu de Baixo, as margens do rio Gualáxo do Norte, em experimento conduzido em casa de vegetação encontraram que metais pesados tóxicos como Pb, Cd e As não foram encontrados nos tecidos da planta, em contrapartida apresentaram incremento de Cr, Mn, Fe e Mg que pode ter gerado o aumento na atividade das enzimas antioxidantes, em resposta ao estresse causado pela concentração de metais como Cr. Além disso enfatizaram que o rejeito apresenta alta suscetibilidade a compactação e baixa condutividade hidráulica, o que influencia negativamente no desenvolvimento das raízes e causa déficit hídrico nas plantas, no qual puderam observar pela geração de raízes deformadas. Dessa forma, concluíram que o uso dessa planta é conveniente se acompanhado por manejo prévio como fertilização e processos de descompactação.

Neste contexto, diversos estudos sugerem o processo de consolidação de vegetação em rejeitos de mineração como uma forma muito eficaz para reabilitar locais impactados, por promover melhorias no índice de qualidade física do Tecnossolo e reestabelecer serviços ecossistêmicos e ambientais (PETERS, 1984; SANTOSTORDOFF; BAKER; WILLIS, 2000; JOSA; JORBA; VALLEJO, 2012; LI; LIBER, 2018; ABREU; MACÍAS, 2019). No entanto, a linha de pesquisa que envolve a física do solo é chave quando o objetivo é trazer melhorias da qualidade ambiental, servindo ainda como respaldo técnico para monitoramentos a longo prazo, por meio de indicadores de qualidade física e avaliações em termo de melhorias estruturais do solo.

Enfatizando a importância da física do solo, em conjunto com outras ciências, como a química, mineralogia e microbiologia, Viana e da Costa (2016) relatam que essa proporciona diretrizes para a recuperação de áreas degradadas, pois além de caracterizar o material, traz respostas sobre comportamento físico-hídrico do solo e resistência mecânica do solo a penetração das raízes de plantas. Dessa forma se torna imprescindível avaliar melhores métodos de manejo do solo para propostas de recuperação de áreas degradadas, assim como inferir sobre melhores plantas para serem implantadas em locais afetados, propiciando estratégias de reabilitação e monitoramento (ASSIS, 2016). Sendo assim, o uso de indicadores de qualidade física de Tecnossolos em processo de reabilitação são fundamentais.

2.4 Indicadores de qualidade de solos adaptados à diagnóstico de Tecnossolos

Dentre as diversas definições descritas na literatura sobre qualidade do solo, a Soil Science Society of America (1995) define esse termo como: "*A qualidade do solo é a capacidade de um tipo específico de solo funcionar dentro de um ecossistema natural ou manejado, para sustentar a produtividade vegetal e animal, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar e fornecer suporte à saúde humana e habitação*".

A interação entre atributos físicos, químicos e biológicos e seus processos formam a qualidade de um solo. Essa pode ser alterada em um curto espaço de tempo devido a intervenções humanas, alterando assim a dinâmica desses atributos. Sabe-se que os fatores físicos do solo exercem influência direta sobre a dinâmica dos atributos químicos e biológicos, assim como exercem papel fundamental em todos os processos que acontecem no ecossistema solo (CARTER et al., 1997; MOEBIUS et al., 2007). Exemplos de processos que reduzem a qualidade do solo são descritos por Carter et al. (1997), entre os quais cita-se o efeito dos próprios atributos do solo, processos erosivos, a perda de carbono orgânico, a degradação da estrutura, e processos dispersivos por salinização, além disso, processos de compactação podem alterar a estrutura do solo, com consequências no aumento da sua densidade, diminuição da porosidade e redução da permeabilidade, influenciando assim no crescimento de raízes de plantas (BATEY e MCKENZIE, 2006).

Os indicadores da qualidade física do solo precisam ser representativos e sensíveis a alterações estruturais, além de serem fundamentais para atestar sobre a sustentabilidade do ecossistema, no que diz respeito ao suporte de biomassa, habitats, ciclagem de nutrientes, aeração, infiltração e armazenamento de água, entre outras funções da matriz do solo (MOEBIUS et al., 2007). Esses indicadores precisam ser mensuráveis de forma a permitir avaliações e inferências quantitativas e qualitativas a partir desses dados (KARLEN et al., 1997). Exemplos de atributos físicos recomendados para mensurar a qualidade física são: a estabilidade de agregados secos e úmidos; o teor de carbono orgânico; a densidade do solo; resistência do solo à penetração; porosidade; capacidade de retenção de água; condutividade hidráulica do solo, e textura (CARTER et al., 1997; TOPP et al., 1997; MOEBIUS et al., 2007; ARAÚJO et al., 2012). Além disso são citados na literatura como indicadores de qualidade física os parâmetros de distribuição de poros por tamanho, o índice S e o intervalo hídrico ótimo

(GUIMARÃES et al., 2013). Dessa forma, indicadores de qualidade do solo serão abordados neste trabalho, assim como seus conceitos.

2.4.1 Curva de retenção de água (CRA)

Uma das características físico-hídricas consideradas de extrema importância no solo, é o estado da energia da água no solo e seu comportamento (HILLEL, 1982) e sendo assim, é muito importante a caracterização do seu estado de energia pela energia potencial, que é função da posição e condição interna da água (REICHARDT, 1985).

A curva de retenção de água nos solos (CRA) descreve a relação entre a conteúdo de água e o potencial matricial do solo, sendo fundamental na caracterização das propriedades hidráulicas no solo (CICHOTA; JONG VAN LIER, 2004). A capacidade de retenção de água do solo depende de atributos intrínsecos ao solo, como a distribuição de poros por tamanho, textura, mineralogia, estrutura e matéria orgânica. A avaliação da CRA é um importante indicador de qualidade visto que se relaciona a propriedades de retenção, movimento e disponibilidade de água e suas implicações (DORAN e PARKIN, 1996; LOWERY et al., 1996).

A CRA quando construída a partir de amostras com estrutura preservada, se apresenta como importante parâmetro físico do solo por permitir a estimativa de indicadores como a porosidade total, a distribuição de poros por tamanho, a capacidade de campo, o ponto de murcha permanente, a capacidade de água disponível no solo para plantas, além do índice S que tem sido utilizado como indicador da qualidade estrutural do solo (STEFANOSKI et al., 2013; SILVA et al., 2017).

A CRA sofre interferência de poros estruturais em altos potenciais matriciais (pressão negativa), o que pode estar associado ao efeito da matéria orgânica e da estabilidade da estrutura do solo. No entanto, para potenciais matriciais mais baixos a CRA é influenciada pelos poros texturais, sendo o conteúdo de argila e a mineralogia os principais responsáveis pela forte retenção de água, devido aos fenômenos de adsorção e capilaridade (RAWLS et al., 1991; CARDUCCI et al., 2011).

2.4.2 Distribuição de poros por tamanho

A capacidade do solo em armazenar ou drenar água, gases, solutos e calor está relacionada com o seu espaço poroso, e desta forma a avaliação da porosidade total e a distribuição de poros por tamanho é um indicador de qualidade do solo. Este atributo se

relaciona com a textura e estrutura do material, e quando a estrutura não é bem definida, a exemplo de solos ou sedimentos compactados de textura média, tende a apresentar valores mais baixos quando comparado com material de textura fina e bem estruturado. Assim, pode-se dizer que quanto maior a porosidade do solo, maior capacidade de armazenar água, calor, solutos e gases (TOPP et al., 1997).

A quantificação dos poros por tamanho favorece o entendimento, não só da capacidade de retenção e de disponibilidade de água para as plantas, mas também da drenagem interna, aeração, e existência ou não de compactação. Sendo assim o diagnóstico de alteração na distribuição dos poros do solo quando submetido ao manejo é indicativo de mudanças na sua estrutura, e portanto da sua qualidade física (OLIVEIRA et al., 2004).

2.4.3 Capacidade de Aeração do Solo (CA)

A capacidade de aeração do solo (CA) vem sendo considerada como indicador sensível de alterações físicas do solo, e pode ser quantificado subtraindo o valor da umidade do solo na capacidade de campo do valor de umidade do solo na condição de saturação. Tem sido sugerido valores de ar no solo superiores a $0,14 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ como ideais para as plantas em solos franco-arenosos e franco-argilosos (REYNOLDS et al., 2009).

2.4.4 Capacidade de água disponível (CAD) e Intervalo Hídrico Ótimo (IHO)

A capacidade de água disponível (CAD), ainda que questionada na literatura, é utilizada como indicador de qualidade física do solo, sendo este o conteúdo de água existente entre a capacidade de campo (CC) e o ponto de murcha permanente (PMP), e indica a capacidade do solo em disponibilizar água para plantas (TORMENA et al., 1999; REYNOLDS et al., 2009). O PMP é o conteúdo de água no qual as plantas não conseguem extrair mais água do solo, e corresponde a umidade retida no solo quando submetido ao potencial matricial de -1500 kPa. A definição do valor de potencial matricial para obtenção da CC depende do tipo de solo e suas propriedades hidráulicas (BRITO et al., 2011) e também do clima e da profundidade do lençol freático, porém usualmente tem sido utilizados os valores de -6 kPa e -10kPa (TOPP et al., 1997; DEXTER; BIRD, 2001; SILVA et al., 2015).

Embora a CAD seja frequentemente considerada como intervalo “ideal” para o crescimento e funções do sistema radicular (REYNOLDS et al., 2009), em solos submetidos ao

manejo esse parâmetro é geralmente pouco sensível às alterações estruturais que ocorrem no solo, por não levar em consideração limitações físicas que podem surgir, como exemplo a compactação. Com a diminuição da porosidade total do solo, algumas vezes o conteúdo de água na CC e no PMP sofrem alterações proporcionais, não alterando significativamente o valor da CAD. Assim, tem sido sugerido o uso do intervalo hídrico ótimo (IHO) para melhor entendimento de como esses fatores alteram a qualidade física do solo (SILVA et al., 2015).

O IHO é um indicador robusto por considerar a dinâmica estrutural do solo, levando em consideração alterações na densidade do solo, na capacidade de aeração do solo, e na resistência do solo a penetração de raízes, além de considerar alterações na CC do solo e no PMP para as plantas. Na avaliação deste indicador é a análise conjunta dos atributos do solo envolvidos no processo que permitem a mensuração da real disponibilidade de água para as plantas em um determinado momento (TORMENA et al., 1999), e o IHO é definido como o intervalo de conteúdo de água do solo em que são mínimas as restrições para o crescimento da planta (TORMENA et al., 1999; SILVA et al., 2015), aprimorando o conceito da CAD. O IHO tem sido amplamente utilizado para identificar alterações na qualidade física do solo (STEFANOSKI et al., 2013).

2.4.5 Índice S

O índice S é um indicador de qualidade física do solo derivado da CRA, definido como a inclinação da CRA no seu ponto de inflexão sendo um indicativo da extensão da CRA onde a porosidade do solo está concentrada em estreita faixa de tamanhos de poros (DEXTER, 2004).

Esse parâmetro tem sido estimado para avaliação da estrutura do solo, e valores de índice S superiores a 0,035 podem inferir um solo de boa qualidade física com distribuição de poros mais heterogênea, enquanto valores inferiores inferem um solo sem estrutura. (DEXTER, 2004). No entanto, aquele valor sugerido por Dexter (2004) foi definido para solos de clima temperado, exigindo cautela na utilização daquele índice para solos de clima tropical (VAN LIER, 2014).

Segundo Andrade e Stone (2009) o valor limite de índice S igual a 0,045 mostrou-se apropriado para a divisão entre solos de boa qualidade estrutural e solos com tendência a se tornar degradados, enquanto valores de índice S menores ou iguais a 0,025 indicam solos inteiramente degradados fisicamente. Porém, por considerar a porosidade estrutural do solo, o

índice S pode ser correlacionado com demais parâmetros físicos quando o objetivo for a estimativa da qualidade física do solo (STEFANOSKI et al., 2013).

2.4.6 Densidade do Solo e Resistência do solo a penetração

A densidade do solo e a resistência do solo a penetração são atributos que variam em função da textura e da estrutura do solo, sendo a resistência a penetração também variável com o teor de umidade do solo (ARAÚJO et al., 2012). Ambos são alterados pelo uso e manejo, pela compressão de máquinas agrícolas, pela força exercida por animais e condições ambientais do próprio meio (ARSHAD et al., 1996). Desta forma a compactação e o adensamento do solo podem ser diagnosticados preliminarmente pela densidade do solo e pela resistência a penetração por serem atributos sensíveis no diagnóstico de alterações físicas do solo (MANTOVANI, 1987).

Alguns atributos físicos de material acumulado na margem do rio Carmo, em Barra Longa - MG, foram avaliados por Silva e colaboradores (2016) após o rompimento da barragem de Fundão, classificado como franco-arenoso, dotado de baixo teor de argila e altos teores de areia e silte; pouco poroso e com valores de densidade do solo variando entre 0,94 e 2,38 g cm⁻³ e valores médios de densidade de partículas entre 2,75 e 2,80 g cm⁻³. Devido à dificuldade de penetração de raízes no material, os autores destacaram a evidente necessidade de utilização de plantas de sistema radicular agressivo objetivando a reabilitação das áreas afetadas pelo rejeito, assim como incremento no teor de matéria orgânica no solo destes locais. Valores elevados de resistência do solo a penetração normalmente resultam em dificuldade de alongação das raízes das plantas, com consequências na absorção de nutrientes e no crescimento da parte aérea (TORMENA et al., 2002). De forma geral é estimado que valores de RP entre 2,0 a 2,5 MPa se situam na faixa crítica de resistência do solo a penetração, o que se correlaciona com redução significativa no crescimento radicular de espécies vegetais (TAYLOR E BRAR, 1991).

Em estudos sobre a compactação do solo formado após derramamento do rejeito da barragem de Fundão, Dias (2020) utilizando medições da resistência a penetração em campo encontraram valores variando entre 0.10 e 5.64 MPa, sendo que em regiões mais profundas foram encontradas regiões impenetráveis. A média de compactação em termos de resistência a penetração para camadas mais profundas foi de 4.13 MPa, enquanto no topo foi de 3.00 MPa, mostrando que em profundidade o material se apresentou mais compactado que o topo. No entanto os autores não apresentaram variação de RP em função da umidade no material.

2.4.7 Índice de estabilidade de agregados

O processo de agregação do solo se inicia com a floculação de argilas e o envolvimento das demais partículas primárias ocorre por ação de agentes cimentantes, a exemplo de matéria orgânica e óxidos de Fe e Al, destacando ainda o papel das raízes e de microrganismos neste processo (DÍAZ-ZORITA; PERFECT; GROVE, 2002). A estabilidade de agregados é medida pela capacidade do solo em manter partículas arranjadas após aplicação de forças destrutivas, como água da chuva. De qualquer forma, quando os agregados se rompem, isto ocorre seguindo linhas de fraquezas, gerando agregados de diferentes classes de tamanho, e a distribuição por tamanho pode ser aplicada como inferência da qualidade estrutural do solo, baseado em índices como o diâmetro médio ponderado (DMP) dos agregados, seco e úmido, os quais geram o índice de estabilidade de agregados do material (HORN et al., 1994; DÍAZ-ZORITA; PERFECT; GROVE, 2002; PULIDO MONCADA et al., 2015).

Podemos observar em Sá et al. (2000), que a estabilidade de agregados é o parâmetro que melhor se correlaciona com a erodibilidade do solo. No mais há relação da agregação com o transporte e armazenamento de água e ar, assim como resistência do solo a penetração de raízes, compactação e encrostamentos superficiais. Assim, avaliações sobre a estabilidade de agregados do solo se torna essencial na avaliação da qualidade física de solos.

Tendo em vista que o material em estudo é um Tecno solo proveniente de rejeitos de mineração e apresenta em sua granulometria elevados teores de silte e areia (SILVA et al., 2016), este material se apresenta como de difícil agregação, sendo que ao ser manuseado desagrega-se com facilidade, tornando-se um pó fino (SILVA et al., 2006). O índice de estabilidade de agregados determinados segundo Teixeira et al. (2017) leva em consideração todo material que passa em peneira de 9,52 mm e desta forma é possível avaliar a qualidade estrutural de todo o material, já que essa avaliação restrita a um intervalo de classe de peneira, como outras metodologias da literatura, poderia excluir parte essencial da amostra.

2.4.8 Conteúdo de carbono orgânico no solo

O teor de carbono orgânico no solo é um parâmetro químico que interfere diretamente nos atributos físicos discutidos anteriormente, por isso é essencial inserir estes dados em estudos de qualidade do solo. Em estudos de reabilitação de áreas mineradas, Carneiro et al. (2008) constataram rápido aumento no teor de CO nos solos revetegados com gramíneas em comparação com áreas recém-mineradas. Eles explicam que as gramíneas por possuírem sistema radicular abundante, o que amplifica o efeito rizosférico no solo, facilita a produção de CO. O conteúdo de matéria orgânica contribui para formação de agregados, trazendo melhorias estruturais, disponibilidade de nutrientes, condições para atividades microbiológicas, com consequente melhoria nos atributos físicos considerados (CARNEIRO et al., 2008).

A vista dos parâmetros abordados, é notório a importância em realizar avaliações de atributos físicos do solo para mensurar sua qualidade e propor soluções para processos de degradação (ARAÚJO et al., 2012), como exemplo para mensurar a qualidade de Tecnosolo formado após deposição de rejeitos de mineração (SILVA et al., 2016).

REFERÊNCIAS

- ADIANSYAH, J.S. et al. A framework for a sustainable approach to mine tailings management: Disposal strategies. **Journal of Cleaner Production**, v. 108, p. 1050–1062, 2015.
- AGUS, C. et al. Organic carbon stock and their dynamics in rehabilitation ecosystem areas of post open coal mining at tropical region. **Procedia Engineering**, v. 159, n. June, p. 329–337, 2016.
- AHIRWAL, J.; MAITI, S. K. Development of Technosol properties and recovery of carbon stock after 16 years of revegetation on coal mine degraded lands, India. **Catena**, v. 166, n. September 2017, p. 114–123, 2018.
- AIRES, U. R.V. et al. Changes in land use and land cover as a result of the failure of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. **Land Use Policy**, v. 70, n. September 2017, p. 63–70, 2018.
- ALMEIDA, B.G. et al. Padronização de métodos para análise granulométrica no Brasil. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Embrapa Solos Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**, p. 1–11, 2012.
- ALMEIDA, B.G. et al. Manual de Métodos de Análise de Solo, 3ª edição revista e ampliada, Capítulo 9 – POROSIDADE. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Embrapa Solos Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**, 575 p, 2017.
- ANDRADE, R.S.; STONE, L.F. Índice S como indicador da qualidade física de solos do cerrado brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 4, p. 382-388, 2009.
- ANTONIO, F. et al. Tragédias brasileiras contemporâneas: o caso do rompimento da barragem de rejeitos de Fundão/Samarco. v. 6369, p. 1–12, 2017.
- ARAÚJO, E.A. et al. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, v. 5, n. 1, p. 187–196, 2012.
- ARSHAD, M.A.; MARTIN, S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.88, n.2, p.153-160, 2002.
- ASSIS, I. A ciência do solo e o desastre de Mariana. **Boletim Informativo Da SBCS**, v. 42, n. 1, p. 16–17, 2016.
- BARRETO, M.L. Mineração e Desenvolvimento Sustentável: desafios para o Brasil. **Centro de Tecnologia Mineral - CETEM/MCT**, 2001.
- BATEY, T.; MCKENZIE, D.C. Soil compaction: identification directly in the field. **Soil Use and Management**, v.22, n.2, p.123-131, 2006.
- BATISTA, É.R. et al. 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.
- BELL, F.G.; DONNELLY, L. J. Mining, and its Impact on the Environment. **New York: CRC Press**, 2006.

BOTELHO, S.A.; MELO, L. A. **Restauração sobre o rejeito após o rompimento da barragem em Mariana (MG)**. VIII Simpósio de Restauração Ecológica, p. 113–118, 2019.

BOUMA, J. Influence of soil macroporosity on environmental quality. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 46, p. 1-37, 1991.

BRASIL. **Lei 12.334 de 2010**. Estabelece a Política Nacional de Segurança de Barragens e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112334.htm#:~:text=Estabelece a Política Nacional de, altera a redação do art. Acesso em: 09 out. 2020.

BRASIL. **Lei 14.066 de 2020**. Altera a Lei 12.334 de 2010 que estabelece a Política Nacional de Segurança de Barragens e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, 2020. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/lei-n-14.066-de-30-de-setembro-de-2020-280529982>. Acesso em: 13 out. 2020.

BRITO, A.S. et al. Estimativa da capacidade de campo pela curva de retenção e pela densidade de fluxo da água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1939-1948, 2011.

BULLOCK, P. et al. **Handbook for soil thin section description**. Wolverhampton: Waine Research Publications, 1985. 152 p.

CARDOZO, F.A.C. et al. Métodos Construtivos De Barragens De Rejeitos De Mineração – Uma Revisão. **Holos**, v. 8, n. 32, p. 77, 2016.

CARDUCCI, C.E. et al. Modelagem da curva de retenção de água de Latossolos utilizando a Equação Duplo Van Genuchten. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 1, p. 77–86, 2011.

CARDUCCI, C.E. et al. Gypsum effects on the spatial distribution of coffee roots and the pores system in oxidic Brazilian Latosol. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 145, p. 171-180, Jan. 2015.

CARMO, F.F. et al. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 145–151, 2017.

CARNEIRO, M.A.C. et al. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronosseqüências de reabilitação após a mineração de bauxita. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 621–632, 2008.

CARTER, M. R. et al. Chapter 1- Concepts of soil quality and their significance. **Developments in Soil Science**, v. 25, p. 1–19, 1997.

CARVALHO, P.S. L. et al. **Minério de ferro**. Bndes Setorial 39, p. 197–234, 2014.

CHAPMAN, E.E.V. et al. Native Plants for Revegetation of Mercury- and Arsenic-Contaminated Historical Mining Waste—Can a Low-Dose Selenium Additive Improve Seedling Growth and Decrease Contaminant Bioaccumulation? **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 230, n. 9, 2019.

- CICHOTA, R.; JONG VAN LIER, Q. Análise da variabilidade espacial de pontos amostrais da curva de retenção da água no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 4, p. 585–596, 2004.
- COELHO, D.G. et al. Evaluation of Metals in Soil and Tissues of Economic-Interest Plants Grown in Sites Affected by the Fundão Dam Failure in Mariana, Brazil. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 16, n. 5, p. 596–607, 2020.
- DAVIDE, A.C.; BOTELHO, S. A. **Fundamentos e métodos de restauração de ecossistemas florestais: 25 anos de experiência em matas ciliares**. Lavras-MG.
- DE MATOS, L.P. et al. Limitations to Use of *Cassia grandis* L. in the Revegetation of the Areas Impacted with Mining Tailings from Fundão Dam. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 231, n. 3, 2020.
- DE SOUZA JÚNIOR, T. F. et al. Barragens De Contenção De Rejeitos De Mineração No Brasil. **Holos**, v. 5, n. 34, p. 2–39, 2018.
- DEXTER, A. R. Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, v. 120, n. 3–4, p. 201–214, 2004.
- DEXTER, A.R.; BIRD, N. R. A. Methods for predicting the optimum and the range of soil water contents for tillage based on the water retention curve. **Soil and Tillage Research**, v. 57, n. 4, p. 203–212, 2001.
- DIAS, A. A. **Avaliação de atributos do solo determinantes para a arquitetura de raízes de espécies florestais arbóreas em substratos contendo rejeito proveniente da barragem de Fundão, Mariana MG**. Universidade Federal de Ouro Preto, 2020.
- DÍAZ-ZORITA, M. et al. Disruptive methods for assessing soil structure. **Soil and Tillage Research**, v. 64, n. 1–2, p. 3–22, 2002.
- DOMINATI, E. et al. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. **Ecological Economics**, v. 69, n. 9, p. 1858–1868, 2010.
- DONAGEMMA, G.K. et al. Análise granulométrica. **In: Manual de Métodos de Análise de Solo**. Brasília: EMBRAPA, 2017. p. 95-116.
- DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Eds.). Methods for assessing soil quality. Madison, Wisconsin, USA: **Soil Science Society of America**, 1996. 409 p.
- DOURADO NETO, D. et al. **Soil water retention curve**. SWRC, version 3.00. Piracicaba, 2001.
- FAO. World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 106. ed. Rome.
- FARIAS, C. E. G. **Mineração e Meio Ambiente no Brasil**. PNUD - Contrato 2002/001604, p. 396, 2002.
- FELLER, C.; BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, v. 79, n. 1–4, p. 69–116, 1997.
- FONTANA, A.; BIANCHI, S. R. CARBONO E NITROGÊNIO TOTAL – Analisador elementar. **In: Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3a ed. Brasília: EMBRAPA, 2017. p. 393–397.

FUNDAÇÃO RENOVA. **Atualização do Plano de Recuperação Ambiental Integrado**. p.1–104, 2016b.

FUNDAÇÃO RENOVA. **Relato de Atividades 2016**. p. 69, 2016a.

GANDARA, L.A. **Estatuto da Fundação Renova**. Belo Horizonte - MG, Brasil, 2019. Disponível em: <<https://www.fundacaorenova.org/wp-content/uploads/2020/07/estatuto-registrado-2019.pdf>>

GARCIA, L.C. et al. Brazil's worst mining disaster: Corporations must be compelled to pay the actual environmental costs: Corporations. **Ecological Applications**, v. 27, n. 1, p. 5–9, 2017.

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

GUIMARÃES, R.M.L. et al. Intervalo hídrico ótimo para avaliação da degradação física do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 6, p. 1512–1521, 2013.

HORN, R. et al. Soil physical properties related to soil structure. **Soil and Tillage Research**, v. 30, n. 2–4, p. 187–216, 1994.

HOSSEINI, S.M. et al. 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.

IBAMA. **Laudo Técnico Preliminar: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**.

Disponível em:

<http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf>. Acesso em: 2 mar. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO- IBRAM. **Mineração em números**.

Disponível em: <<http://portaldaminerao.com.br/wp-content/uploads/2020/07/Infográfico-Mineração-em-Números-2oTRI2020-1-1.pdf>>.

IUSS WORKING GROUP WRB. World reference base for soil resources 2006. World Soil Resources Reports n. 103. FAO, Rome. 2006.

JONES, H.; BOGER, D.V. Sustainability and waste management in the resource industries. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 51, n. 30, p. 10057–10065, 2012.

JONG VAN LIER, Q. Revisiting the S-index for soil physical quality and its use in Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 1, p. 1–10, 2014.

JORDÃO, T.C. et al. Shifts in Arbuscular Mycorrhizal fungal properties due to vegetative remediation of mine spoil contamination from a dam rupture in Mariana, Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 162, n. December 2020, 2021.

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

KARLEN, D.L. et al. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. **Soil Science Society America Journal**, v. 61, n. 1, p. 4–10, 1997.

- LI, S.; LIBER, K. Influence of different revegetation choices on plant community and soil development nine years after initial planting on a reclaimed coal gob pile in the Shanxi mining area, China. **Science of the Total Environment**, v. 618, p. 1314–1323, 2018.
- LIMA, J.S.S. et al. Distribuição espacial da matéria orgânica, grau de flocculação e argila dispersa em água em área de vegetação natural em regeneração e pastagem. **Revista Arvore**, v. 37, n. 3, p. 539–546, 2013.
- LONGO, R.M. et al. Uso da adubação verde na recuperação de solos degradados por mineração na floresta amazônica. **Bragantia**, v. 70, n. 1, p. 139–146, 2011.
- LOWERY, B. Soil water parameters and soil quality. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Eds.). *Methods for assessing soil quality*. Madison: **Soil Science Society of America**, 1996. Cap.8, p.143-155.
- MACHADO, W.G.DE.F. **Monitoramento de barragens de contenção de rejeitos da mineração**. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2007.
- MANTOVANI, E.C. **Compactação do solo**. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, n. 147, 1987.
- MARCHÃO, R.L. et al. Qualidade física de um Latossolo Vermelho sob sistemas de integração lavoura-pecuária no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.42, p.873-882, 2007.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Site oficial do Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br>. Acesso: novembro de 2020.
- MOEBIUS, B.N. et al. Evaluation of laboratory-measured soil properties as indicators of soil physical quality. **Soil Science**, v. 172, n. 11, p. 895–912, 2007.
- MORGENSTERN, N.R. et al. **Relatório sobre as Causas Imediatas da Ruptura da Barragem de Fundão**. Disponível em: <<http://fundaoinvestigation.com/wp-content/uploads/general/PR/pt/FinalReport.pdf>>.
- MUNIZ, D.H.DE F.; OLIVEIRA-FILHO, E.C. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. **Universitas: Ciências da Saúde**, v. 4, n. 1, p. 83–100, 2008.
- OLIVEIRA, G.C. et al. Caracterização química e físico-hídrica de um Latossolo Vermelho após vinte anos de manejo e cultivo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 2, p. 327–336, 2004.
- OMACHI, C.Y. et al. Atlantic Forest loss caused by the world's largest tailing dam collapse (Fundão Dam, Mariana, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 12, n. July, p. 30–34, 2018.
- PEREIRA, L.F. et al. Impacts from the tailings dam rupture of Brumadinho, Brazil: an analysis based on land cover changes. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 04, n. 02, p. 122–129, 2019.
- PÉREZ, A. et al. **Mineração, cidadania e história – Inconfidência 230 anos**. BMC Public Health. Anais...Belo Horizonte: 2020Disponível em: <<https://ejournal.poltektegal.ac.id/index.php/siklus/article/view/298%0Ahttp://repositorio.una.n.edu.ni/2986/1/5624.pdf%0Ahttp://dx.doi.org/10.1016/j.jana.2015.10.005%0Ahttp://www.biomedcentral.com/1471-2458/12/58%0Ahttp://ovidsp.ovid.com/ovidweb.cgi?T=JS&P>>

- PETERS, T.H. Rehabilitation of mine tailings: a case of complete ecosystem reconstruction and revegetation of industrially stressed lands in the Sudbury area, Ontario, Canada. **Effects of Pollutants at the Ecosystem Level**, p. 403–421, 1984.
- PRADO, I.G.DE O. et al. Revegetation process increases the diversity of total and arbuscular mycorrhizal fungi in areas affected by the Fundão dam failure in Mariana, Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 141, n. February, p. 84–95, 2019.
- PULIDO MONCADA, M. et al. Comparing Aggregate Stability Tests for Soil Physical Quality Indicators. **Land Degradation and Development**, v. 26, n. 8, p. 843–852, 2015.
- RAWLS, W.J. et al. Estimating soil water retention from soil physical properties and characteristics. **In: Advances in Soil Science**. [s.l.] Springer-Verlag New York Inc, 1991. v. 16p. 213–234.
- REYNOLDS, W.D. et al. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. **Geoderma**, v. 152, n. 3–4, p. 252–263, 2009.
- RICO, M. et al. Reported tailings dam failures. A review of the European incidents in the worldwide context. **Journal of Hazardous Materials**, v. 152, n. 2, p. 846–852, 2008.
- ROESER, H. M.P.; ROESER, P. A. O Quadrilátero Ferrífero - Mg, Brasil: Aspectos Sobre Sua História, Seus Recursos Minerais E Problemas Ambientais Relacionados. **Geonomos**, v. 18, n. 1, p. 33–37, 2013.
- ROSIÈRE, C.A.; CHEMALE JR, F. Itabiritos E Minérios De Ferro De Alto Teor Do Quadrilátero Ferrífero – Uma Visão Geral E Discussão. **Geonomos**, v. 8, n. 2, p. 27–43, 2000.
- RUIZ, H.A. Incremento da exatidão da análise granulométrica do solo por meio da coleta da suspensão (Silte + Argila). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 2, p. 297–300, 2005.
- SA, M.A.C. et al. Comparison of methods for aggregate stability studies in soils. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, n.9, 2000.
- SALTON, C.J. et al. AGREGAÇÃO DO SOLO E ESTABILIDADE DE AGREGADOS. **In: Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3a ed. Brasília: EMBRAPA, 2017. p. 129–138.
- SAMARCO. **Entenda o rompimento**. Disponível em: <<https://www.samarco.com/rompimento-de-fundao/>>. Acesso em: 5 out. 2020.
- SANTOS, E.S.; ABREU, M. M.; MACÍAS, F. Rehabilitation of mining areas through integrated biotechnological approach: Technosols derived from organic/inorganic wastes and autochthonous plant development. **Chemosphere**, v. 224, p. 765–775, 2019.
- SANTOS, O.S.H. et al. 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.
- SCHAEFER, C.E.G.R. et al. Cenário histórico, quadro fisiográfico e estratégias para recuperação ambiental de Tecnosolos nas áreas afetadas pelo rompimento da barragem do Fundão, Mariana, MG. **Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico da UFMG**, v. 24, n. 1–2, p. 105–135, 2015.

SCHAEFER, C.E.G. et al. A ciência do solo e o desastre de Mariana- Paisagens de Lama: Os tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da barragem do fundão, em Mariana. **Boletim Informativo Da Sbcs**, v. 42, n. 1981– 979X, p. 16–23, 2016.

SILVA, A.C. et al. 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, 2016.

SILVA, B.M. et al. Critical soil moisture range for a coffee crop in an oxidic latosol as affected by soil management. **Soil and Tillage Research**, v. 154, p. 103–113, 2015.

SILVA, É.A. et al. Qualidade física de um Latossolo estimada por estudos das curvas de retenção de água, indicadores de fácil determinação e “Índice S”. **Tecnologia e ciência agropecuária**, v. 11, n. 4, p. 49–54, 2017.

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

SILVA, J.E.; RESCK, D. V. S. Respostas fisiológicas da soja ao déficit hídrico em dois solos de Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.16, p.669-675, 1981.

SILVA, R.F. et al. Soil Science Society of America. 1995. **Statement on soil quality**. Agronomy News, June 1995.

STEFANOSKI, D.C. et al. Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 12, p. 1301–1309, 2013.

TAYLOR, H.M.; BRAR, G. S. Effect of soil compaction on root development. **Soil and Tillage Research**, v. 19, n. 2–3, p. 111–119, 1991.

TEIXEIRA, W. et al. **Decifrando a Terra. Oficina de Textos**, p. 568, 2000.

TEIXEIRA, W.G.; BHERING, S. B. RETENÇÃO DE ÁGUA NO SOLO PELOS MÉTODOS DA MESA DE TENSÃO E DA CÂMARA DE RICHARDS. In: **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Brasília: EMBRAPA, 2017. p. 33–46.

TOPP, G.C. et al. Chapter 2- Physical attributes of soil quality. **Developments in Soil Science**, v. 25, n. C, p. 21–58, 1997.

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

TORMENA et al. Intervalo Ótimo De Potencial Da Água No Solo: Um Conceito Para Avaliação Da Qualidade Física Do Least Limiting Potential Range: a Concept To Evaluate the Soil. **Engenharia Agrícola**, v. 3, n. 3, p. 286–292, 1999.

TORMENA, C.A. et al. Densidade, porosidade e resistência à penetração em latossolo cultivado sob diferentes sistemas de preparo do solo. **Scientia Agricola**, v. 59, n. 4, p. 795–801, 2002.

VAN GENUCHTEN, M.T. et al. O Código RETC para Quantificação das Funções Hidráulicas de Solos Não Saturados, Versão 1.0. **Relatório EPA 600 / 2-91 / 065, US Salinity Laboratory**, USDA, ARS, Riverside, Califórnia, 1991.

VAN GENUCHTEN, M.T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.44, p.892-898, 1980.

VIANA, J.H.M.; DA COSTA, A. M. A Ciência do Solo como instrumento para a recuperação das áreas afetadas pelo desastre de Mariana e dos solos na Bacia do Rio Doce. **Boletim Informativo Da SBCS**, v. 42, n. 1981– 979X, p. 24–27, 2016.

VIANA, J.H.M. et al. Densidade de partículas. **In: Manual de Métodos de Análise de Solo**. Brasília: EMBRAPA, 2017. p. 76-81.

WISE, W. I.S. ON E. **Cronologia das principais falhas de barragens de rejeitos**. Disponível em: <<http://www.wise-uranium.org/mdaf.html>>. Acesso em: 26 dez. 2021.

ZANCHI, C.S. et al. Recovering Soils Affected by Iron Mining Tailing Using Herbaceous Species with Mycorrhizal Inoculation. **Springer**, p. 1–29, 2021.

SEGUNDA PARTE: ARTIGO

Diagnóstico da qualidade física de Tecnosolo formado por deposição de rejeito de mineração após processo de revegetação.

(Artigo formatado de acordo com a NBR 6022 ABNT, 2003)

Resumo: O processo de extração mineral é uma atividade de suma importância no Brasil, porém seus subprodutos têm causado diversos impactos socioambientais e econômicos derivados de desastres, também reportados em todo o mundo, referentes as barragens de rejeitos utilizadas para acondicionar esses materiais. A barragem do Fundão (MG) que se rompeu em 2015, liberou 32 milhões de metros cúbicos de rejeito de mineração na bacia do Rio Doce, atingindo uma área de cerca de 1176 ha. As regiões afetadas passaram pela formação de Tecnosolos formados a partir do depósito de cerca de 2 metros de sedimentos acima dos solos originais. A vista disso, desde o ocorrido, medidas vêm sendo tomadas referentes à restauração das áreas baseadas na implantação de cultivos de plantas, como gramíneas e leguminosas diversas, com o intuito de reabilitar as regiões afetadas pelo rejeito, particularmente pela ação das raízes e restos orgânicos deixados pela vegetação em crescimento. Dessa forma, o objetivo deste estudo foi avaliar a contribuição de diferentes plantas no incremento de matéria orgânica e melhorias estruturais nestes Tecnosolos. Para isto foram utilizados materiais provenientes de estudos anteriores realizados em casa de vegetação no setor de microbiologia do solo do DCS/UFLA, cujo material passou por análise em casa de vegetação, constituída de 4 tratamentos com herbáceas, são elas: *Urochloa ruziziensis*; *U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis*; *U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica*; *U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica* e como referência o rejeito sem cultivo, com duração de 100 dias em delineamento experimental em blocos casualizados com três repetições. Posteriormente foi incorporada a essas amostras uma espécie arbórea (*Enterolobium contortisiliquum*) em cada tratamento em delineamento experimental em blocos casualizados com 5 repetições. Foram realizadas avaliações físico-hídricas consideradas como indicadores de qualidade física do Tecnosolo, são elas: curva de retenção de água (CRA), densidade de solo (DS), capacidade de água disponível (CAD), distribuição de poros por tamanho, resistência a penetração (RP) e intervalo hídrico ótimo (IHO), e análise de agregação pelo índice de estabilidade de agregados (IEA). As análises de variância nos dados e a comparação de médias foram realizadas pelo teste Scott-Knott ($p \leq 0,05$). Dessa forma, foi possível observar que quando utiliza-se maior diversidade de plantas no cultivo, ou seja, com o tratamento UCG se obteve melhores resultados no IEA, assim como no IHO, na porosidade de aeração, na resistência a penetração das raízes, e melhoria dos indicadores derivados da CRA, são eles: aumento na capacidade de água disponível (CAD), da capacidade de aeração (CA), da macroporosidade, da quantidade de mesoporos, da porosidade total (PT) e do índice S e a redução da microporosidade e da densidade do solo, mostrando a melhoria da qualidade do Tecnosolo graças a esse tratamento, também se observou melhorias em qualidade do Tecnosolo nos demais tratamentos em relação ao rejeito não cultivado.

Palavras-chave: Serviços ecológicos. Sustentabilidade ambiental. Mineração. Carbono Orgânico. Estruturação em Tecnosolo. Qualidade do solo. Indicadores físicos.

Abstract: The mineral extraction process is an extremely important activity in Brazil, but its by-products have caused several socio-environmental and economic impacts derived from disasters, also reported around the world, referring to the tailings dams used to package these materials. The Fundão (MG) dam, which failed in 2015, released 32 million cubic meters of mining tailings into the Rio Doce basin, reaching an area of about 1176 ha. The affected regions underwent the formation of Technosols formed from the deposit of about 2 meters of sediment above the original soils. In view of this, since what happened, measures have been taken regarding the restoration of areas based on the implantation of plant crops, such as grasses and various legumes, with the aim of rehabilitating the regions affected by the tailings, particularly by the action of roots and organic remains left by growing vegetation. Thus, the objective of this study was to evaluate the contribution of different plants in the increase of organic matter and structural improvements in these Technosols. For this, materials from previous studies carried out in a greenhouse in the soil microbiology sector of DCS/UFLA were used, whose material underwent treatments in a greenhouse, consisting of 4 treatments with herbs, they are: *Urochloa ruziziensis*; *U. ruziziensis* intercropped with *Crotalaria spectabilis*; *U. ruziziensis* intercropped with *Guizotia abyssinica*; *U. ruziziensis* in intercropping with *C. spectabilis* and *G. abyssinica* and as a reference the uncultivated tailings, lasting 100 days in a randomized block design with three replications. Subsequently, a tree species (*Enterolobium contortisiliquum*) was incorporated into these samples in each treatment in a randomized block design with 5 replications. Physico-hydric evaluations were carried out, considered as indicators of the physical quality of the Technosol, they are water retention curve (WRC), soil density (SD), available water capacity (AWC), pore size distribution, penetration resistance (PR), least limiting water range (LLWR), and aggregation analysis by the aggregate stability index (IEA). The analysis of variance in the data and the comparison of means were performed using the Scott-Knott test ($p \leq 0.05$). Thus, it was possible to observe that when a greater diversity of plants is used in the cultivation, that is, with the UCG treatment, better results were obtained in the IEA, as well as in the IHO, in the aeration porosity, in the resistance to root penetration, and improvement of indicators derived from CRA, they are: increase in available water capacity (CAD), aeration capacity (AC), macroporosity, quantity of mesopores, total porosity (PT) and S index and reduction of microporosity and soil density, showing the improvement in the quality of the Technosol thanks to this treatment, improvements in the quality of the Technosol were also observed in the other treatments in relation to the uncultivated tailings.

Keywords: Ecological services. Environmental sustainability. Mining. Organic Carbon. Structuring in Technosol. Soil quality. Physical indicators.

1 INTRODUÇÃO

Ainda que o minério de ferro se apresente como abundante recurso mundial, o Brasil representa a quinta maior reserva do mundo e com o maior teor de ferro contido nesses. As principais reservas encontram-se no Quadrilátero Ferrífero, no estado de Minas Gerais e na Serra dos Carajás, no estado do Pará (FERREIRA, 2001).

O processo de extração do produto final gera elevada produção de rejeitos provenientes da etapa de beneficiamento do minério, tornando necessária a construção de barragens de rejeitos para acondicionar esses materiais, contudo, essas estruturas podem representar um grande risco para sociedade, meio ambiente e economia, se construídas de formas inadequadas, ou se passarem por alteamentos irregulares (SOUZA JUNIOR et al., 2018) sendo que diversos desastres relacionados a barragens de rejeito de mineração vêm sendo relatados em todo o mundo (WISE, 2021).

No dia 5 de novembro de 2015, ocorreu o rompimento da barragem de Fundão, localizada na unidade de Germano, no município de Mariana – MG, liberando entre 35 a 45 milhões de metros cúbicos de rejeito de mineração na bacia do Rio Doce, afetando 36 municípios, no qual o maior impacto ocorreu nos primeiros 80 km da bacia, em trechos dos rios Gualáxo do Norte e Carmo, mas depositando também quantidades variadas de rejeito nas várzeas do rio até a barragem de Candonga, localizada a 115 km da barragem de Fundão (CARMO et al., 2017; OMACHI et al., 2018; BOTELHO; MELO, 2019; SANTOS et al., 2019; DE MATOS et al., 2020; SAMARCO, 2020). O rejeito depositado ao longo da bacia do rio Doce formou o chamado Tecnosolo, conhecidos também como solos de minas, derivados de atividades antrópicas (FAO, 2014), sendo que a mineração é uma das principais atividades contribuintes para a gênese de Tecnosolos em todo o mundo (MAITI, 2013 ; ECHEVARRIA e MOREL, 2015).

A qualidade do solo é um dos três elementos da qualidade ambiental, da água e do ar, interferindo assim em todos os serviços ecossistêmicos (ANDREWS et al., 2002). Sendo assim, a qualidade do solo pode ser definida por Doran e Parkin (1994;1996) como “a capacidade de um solo de funcionar dentro dos limites do ecossistema e do uso da terra para sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde animal”. Pela Soil Science Society of America (1995) é definida como: "A qualidade do solo é a capacidade de um tipo específico de solo funcionar dentro de um ecossistema natural ou manejado, para sustentar a produtividade vegetal e animal, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar e

fornecer suporte à saúde humana e habitação ", tornando assim de extrema importância a avaliação da qualidade dos solos.

Em se tratando de Tecnossolos, que em geral caracterizam-se por uma mistura de elementos naturais e artificiais, faz-se necessário a utilização de indicadores adaptados para uma avaliação da qualidade do solo (TRESCH et al., 2018). Essa avaliação nos retorna embasamento para acompanhar a evolução do Tecnossolo ao longo do tempo e observar a mudança que ocorreu por processos pedogenéticos e por utilização de sistemas verdes (GONZÁLEZ-MÉNDEZ; CHÁVEZ-GARCÍA, 2020). Dentre diversas causas, processos erosivos, desestabilização estrutural, redução ou perda de carbono orgânico, salinização e compactação, podem reduzir consideravelmente a qualidade do solo e afetar diretamente no crescimento de raízes de plantas (CARTER, 1997; BATEY e MCKENZIE, 2006).

A quantificação de parâmetros físicos do solo é uma das exigências para a avaliação da qualidade do solo. Quando identificadas melhorias no comportamento físico-hídrico do solo e redução da resistência mecânica pelas raízes das plantas, podem ser definidas estratégias de reabilitação embasadas no manejo da área e também na avaliação de plantas mais adaptáveis nos locais afetados por desastres ecológicos (ASSIS, 2016; VIANA; DA COSTA, 2016).

A agregação é uma propriedade fundamental de um solo e é considerada um indicador do funcionamento do solo (DUCHAUFOR et al., 1994), já que representa um indicador de estabilidade estrutural desse (NIEWCZAS e WITKOWKA-WALCZAK, 2005). Um solo com bom estado físico de agregação contribui para o cumprimento de funções básicas do solo, incluindo a produção de biomassa, biodiversidade, filtragem e tamponamento (JANGORZO et al., 2013). Niewczas, Witkowska-Walczak (2003a) sugerem o índice de estabilidade de agregados do solo como ferramenta para comparar as mudanças de agregação do solo causadas processos de destruição, independentemente do método utilizado para a determinação da estabilidade dos agregados do solo.

Tendo em vista que o material em estudo é um Tecnossolo proveniente de rejeitos de mineração e apresenta em sua granulometria elevados teores de silte e areia (SILVA et al., 2016), este material se apresenta como de difícil agregação, sendo que ao ser manuseado desagrega-se com facilidade, tornando-se um pó fino (SILVA et al., 2006). O índice de estabilidade de agregados determinados segundo Teixeira et al. (2017) leva em consideração todo material que passa em peneira de 9,52 mm e desta forma é possível avaliar a qualidade estrutural de todo o material, já que essa avaliação restrita a um intervalo de classe de peneira, como outras metodologias da literatura, poderia excluir parte essencial da amostra.

Além da agregação do solo, atributos físico-hídricos são também utilizados como indicador de qualidade física do solo, sendo importante mecanismo para comparação entre cultivos e sistemas de manejo (MARCHÃO et al., 2007; SILVA et al., 2017), além disso as propriedades hidráulicas do solo são essenciais para avaliação de impactos ambientais (PESSOA e LIBARDI, 2022).

Para avaliação da qualidade do Tecnosolo no estudo presente, foram utilizados indicadores de qualidade física do solo, adaptados à Tecnosolos, utilizando material de Tecnosolo original, formado por rejeito de mineração, comparado aos resultados desse após o cultivo de quatro tipos de plantas herbáceas e uma espécie arbórea em regime controlado de casa de vegetação, por meio das análises físico-hídricas, avaliação estrutural e análise de agregação, com objetivo de avaliar a influência das plantas na melhoria da qualidade do solo.

Espera-se neste estudo visualizar a melhoria da qualidade física do Tecnosolo após revegetação, sendo enfatizada a estruturação e agregação, melhoria nos indicadores físicos derivados da curva de retenção de água e melhoria no intervalo hídrico ótimo, gerando consequente aumento na água disponível para as plantas. Além disso, busca-se apresentar um melhor entendimento no comportamento do Tecnosolo formado por rejeito de mineração, em seu processo de reabilitação.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo e amostragem do Tecnosolo

O estudo foi conduzido na Universidade Federal de Lavras, no departamento de ciência do solo, em Lavras, Minas Gerais.

As amostras foram coletadas em materiais advindos de estudo prévio conduzido por Zanchi et al. (2021), os quais passaram por tratamentos em casa de vegetação, ignorado fator inoculação por não produzir resultados significativos. Foram cultivados 4 tratamentos com herbáceas, são elas: *Urochloa ruziziensis* (U); *U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis* (UC); *U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica* (UG); *U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica* (UCG) e como referência o rejeito sem cultivo (Rejeito), com duração de 100 dias em delineamento experimental em blocos casualizados com três repetições (Fase I). Decorrido esse tempo, as culturas foram cortadas na altura do coleto, trituradas em tamanhos de 5 cm e acondicionadas sobre o rejeito, e desta forma levadas a segunda fase do processo ao qual se incorpora uma espécie arbórea (*Enterolobium contortisiliquum*) em cada tratamento anterior em delineamento experimental em blocos casualizados com 5 repetições (Fase II).

As amostras utilizadas para esse estudo foram coletadas as margens do rio Gualáxo do Norte após 2 anos do rompimento da barragem de Fundão, em Mariana – MG (20 ° 16 ' 21,97 '' S e 43 ° 12 ' 4,32 '' W, 486 m de altitude), na camada de 0-20 cm, em processo de revegetação com grama *Cynodon dactylan* e diferentes leguminosas (*Cajanus cajan*, *Neonotomia wightii* e *Mimosa sp.*), além disso apresentava 1 m de rejeito acumulado na superfície do solo original.

Figura 1. Localização da Barragem do Fundão- Mariana- MG, com alguns municípios do entorno.



Fonte: Google Earth, acesso: 10/03/2021

Figura 2. Pontos de coletas as margens do rio Gualaxo do Norte com vista da barragem de fundão.



Fonte: Google Earth, acesso: 10/03/2021

2.2 Características granulométricas

As características granulométricas do Tecno solo foram determinadas pelo método da pipeta resultando em textura franca de acordo com USDA (1987), sendo o percentual de 8,10% de argila, 47,31% de areia e 44,59% de silte e posteriormente realizado fracionamento de areia

com resultados de 0,0% de areia muito grossa, 0,47% de areia grossa, 6,18% de areia média, 19,29% de areia fina e 21,30% de areia muito fina (DONAGEMMA et al.,2017). A densidade de partículas seguiu método do picnômetro (DONAGEMMA et al.,2017), resultando no valor de 3,0760 kg dm⁻³.

2.3 Caracterização físico-hídrica do Tecnosolo

2.1.1 Curva de retenção de água (CRA)

Realizou-se análise de retenção de água em amostras indeformadas das fases I e II, de acordo com Teixeira e Bhering (2017), no qual se utiliza a mesa de tensão para medir a retenção de água em altos potenciais matriciais, ou baixas tensões, e as câmeras de Richards para demais potenciais matriciais.

As amostras preparadas em laboratório foram saturadas durante 24 horas e então submetidas aos potenciais matriciais de 0; -2; -4; -6, -10 e -33 kPa, utilizando a mesa de tensão e de -100; -500 e -1500 kPa em câmeras de Richards. Após o equilíbrio em cada potencial, as amostras foram pesadas, e ao final do último ponto levadas para secagem em estufa a 105-110°C por 24 horas para obtenção da massa de solo seco.

Após a obtenção das umidades do solo em cada potencial matricial e ao final o seu peso seco, os dados foram ajustados obtendo as curvas de retenção de água, sendo utilizado o modelo de Van Genuchten (1980) com a restrição $m = 1 - 1/n$ de Mualen (1976) pela equação 1 com o auxílio do programa RETEC (VAN GENUCHTEN, 1991).

$$\theta = (\theta_{\text{sat}} - \theta_{\text{res}}) [1 + (\alpha h)^n]^{-m} + \theta_{\text{res}} \quad \text{Equação 1}$$

Onde: θ é a umidade volumétrica em função do potencial matricial (cm³ cm⁻³); θ_{sat} é o conteúdo de água no solo na condição de saturação (cm³ cm⁻³); θ_{res} é o conteúdo de água residual referente ao potencial de 1500 kPa (cm³ cm⁻³); h é o potencial matricial (cm); α e n são parâmetros de ajuste do modelo; m é o parâmetro de ajuste ($m = 1 - 1/n$) referente a restrição de Mualen (1976).

2.1.2 Densidade do solo (Ds)

A densidade do solo (Ds) foi determinada pelo método do anel volumétrico. De posse de dados previamente obtidos de altura e diâmetro do anel, foram obtidos os volumes pela equação ($V = \pi.r^2.h$). Os pesos úmidos dos conjuntos contendo anéis e amostras foram

determinados, e posteriormente levados para estufa a 105°C por 24h, quando então é obtido o peso seco. O cálculo da D_s é obtido pela equação ($D_s = P_s/V$), em $g \cdot cm^{-3}$, sendo P_s o peso do solo seco a 105°C e V o volume do cilindro (ALMEIDA et al., 2017).

2.1.3 Capacidade de água disponível (CAD)

A partir dos conteúdos de água determinados nos potenciais matriciais de -5,56 kPa (tensão no ponto de inflexão da CRA) e -1500 kPa, foi estimada a capacidade de água disponível (CAD). A água prontamente disponível (APD) será considerada como o conteúdo de água entre os potenciais matriciais de -6 e -100 kPa, que é a água retida nos mesoporos (SILVA; RESCK, 1981; OLIVEIRA et al., 2004; MARCHÃO et al., 2007).

2.1.4 Distribuição de poros por tamanho

Para obtenção da distribuição de poros e quantificação por tamanho, foi utilizada a expressão matemática proposta por Bouma (1973); [$D = 4 \sigma \cos \theta / \Psi_m$], sendo D o diâmetro do poro (μm); σ a tensão superficial da água (73,43 kPa μm a 20 °C); θ o ângulo de contato entre o menisco e a parede do tubo capilar (considerado como 0) e Ψ_m a tensão de água no solo (kPa). O diâmetro do poro foi relacionado ao Ψ_m , de acordo com a metodologia descrita em Oliveira et al. (2004). Posteriormente foram geradas classes de poros conforme descrito por Carducci et al. (2015) e proposto por Bullock et al. (1985): macroporos grandes (>145 μm); macroporos finos (145-73 μm); mesoporos grandes (73-49 e 49-29 μm); mesoporos médios (29-9 e 9-2,9 μm); mesoporos finos (2,9-0,2 μm); e microporos (< 0,2 μm).

2.2.5 Índice S

O índice S foi obtido segundo a equação 2, indicando a inclinação da CRA no ponto de inflexão (DEXTER, 2004).

$$S_{gi} = | -n (U_s - U_r) [1 + 1/m]^{-(m+1)} | \quad \text{Equação 2}$$

Onde, S_{gi} é o índice S (adimensional); U_s é a umidade gravimétrica na saturação ($g \cdot g^{-1}$); U_r é o conteúdo de água residual após equilíbrio no potencial de -1500 kPa ($g \cdot g^{-1}$); n representa o parâmetro de ajuste obtidos pelo software RETC; m é o parâmetro de ajuste referente a restrição de Mualen ($m = 1 - 1/n$).

A tensão matricial no ponto de inflexão da curva, e seu correspondente conteúdo de água volumétrico foram estimados conforme Dexter e Bird (2001) de acordo com as equações 3 e 4.

$$h_i = \frac{1}{\alpha} \left(\frac{1}{m} \right)^{1/n} \quad \text{Equação 3}$$

$$\theta_i = (\theta_{sat} - \theta_{res}) [1 + 1/m]^{-m} + \theta_{res} \quad \text{Equação 4}$$

2.2.6 Intervalo Hídrico Ótimo (IHO)

Os limites superiores do IHO foram representados pelo volume de água na capacidade de campo (Θ_{CC}) (5), estimada à tensão de 10 kPa, ou aquele em que a porosidade de aeração (Θ_{PA}) (6) correspondesse a $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. Os limites inferiores foram representados pelo volume de água no ponto de murcha permanente (θ_{PMP}) (7), estimado à tensão de 1500 kPa, ou aquele em que a umidade de resistência a penetração (θ_{RP}) (8) considerada crítica (2 MPa).

$$\Theta_{CC} = a 10^b D_s^c \quad \text{Equação 5}$$

$$\Theta_{PA} = \left(1 - \frac{D_s}{D_p} \right) - 0,1 \quad \text{Equação 6}$$

$$\theta_{PMP} = a 1500^b D_s^c \quad \text{Equação 7}$$

$$\theta_{RP} = \frac{2}{(d D_s^f)^{\frac{1}{e}}} \quad \text{Equação 8}$$

Onde “a”, “b”, “c”, “d”, “e” e “f” são parâmetros dos modelos e inicialmente ajustados à 0,50; -0,05; 0,01; 0,100; -1,00 e 1,00 respectivamente. Posteriormente, através de manipulação matemática utilizando a extensão “solver” do MS Excel, esses parâmetros foram corrigidos de modo a se obter a menor soma de quadrados da variação entre Θ estimado e Θ modelado e RP estimado e RP modelado.

O IHO foi determinado com base nos valores de θ_{CC} , θ_{PMP} , θ_{PA} e θ_{RP} , utilizando os critérios propostos por Silva et al. (1994):

$$\text{se } \theta_{PA} \geq \theta_{CC} \text{ e } \theta_{RP} \leq \theta_{PMP} \quad \text{IHO} = \theta_{CC} - \theta_{PMP}$$

$$\text{se } \theta_{PA} \geq \theta_{CC} \text{ e } \theta_{RP} \geq \theta_{PMP} \quad IHO = \theta_{CC} - \theta_{RP}$$

$$\text{se } \theta_{PA} \leq \theta_{CC} \text{ e } \theta_{RP} \leq \theta_{PMP} \quad IHO = \theta_{AP} - \theta_{PWP}$$

$$\text{se } \theta_{PA} \leq \theta_{CC} \text{ e } \theta_{RP} \geq \theta_{PMP} \quad IHO = \theta_{PA} - \theta_{RP}$$

Após a obtenção dos valores correspondentes aos limites superiores e inferiores do IHO, foram obtidos gráficos contendo os valores de umidade ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) *versus* os valores de densidade do solo (g cm^{-3}).

6.2.4 Índice de estabilidade de agregados

O índice de estabilidade de agregados foi determinado segundo Teixeira et al. (2017). Primeiramente foi realizado peneiramento a seco de aproximadamente 50 gramas de material, utilizando peneiras com abertura de 4,76 mm, 2,00 mm, 1,00 mm; 0,50 mm; 0,25 mm; 0,105 mm e 0,053 mm e fundo de peneira, em agitador mecânico vibratório por 1 minuto em potência de 30%. Foi aferido peso do material retido em cada peneira para cálculo do diâmetro médio ponderado seco (DMPs) pela equação 9.

$$DMPs = \sum(Xis * Wis) \quad \text{Equação 9}$$

Em que Xis é o diâmetro médio de cada classe, por via seca (mm) e Wis é a proporção de agregados em cada classe/peneira (i), por via seca (%).

As amostras utilizadas no peneiramento seco foram reconstituídas e umedecidas por capilaridade em papel de filtro durante 16 horas. Após esse tempo as amostras passaram por peneiramento em recipiente com água em agitador de oscilação vertical, utilizando conjunto de peneiras com abertura de 4,76 mm; 2,00 mm; 1,00 mm; 0,50 mm; 0,25 mm por 15 minutos. Depois desse processo a água do balde é vertida em peneiras com abertura de 0,105 mm e 0,053 mm para obtenção de partículas menores que 0,25 mm. O material úmido retido em cada peneira foi levado para estufa a 105°C e posteriormente obtidos os pesos secos para cálculo do diâmetro médio ponderado úmido (DMPu) pela equação 10.

$$DMPu = \sum(Xiu * Wiu) \quad \text{Equação 10}$$

Em que X_{iu} é o diâmetro médio de cada classe, por via úmida (mm) e W_{iu} é a proporção de agregados em cada classe/peneira (i), por via úmida (%).

O índice de estabilidade de agregados (IEA) e porcentagem foi calculado pela equação 11.

$$IEA = \frac{DMP_u}{DMP_s} \times 100 \quad \text{Equação 11}$$

2.2 Carbono orgânico

A análise do carbono total foi realizada por combustão seca em analisador marca Elementar, modelo Vario TOC, sendo as pesagens das amostras (2 a 5 mg) realizadas em balança analítica da marca METTLER TOLEDO, do nível “Classic”, com precisão de pesagem de 0,00001 g. O material foi macerado a 80 mesh e em seguida, secos em estufa a 65 °C, durante 48 h, para retirar a umidade. As amostras foram acondicionadas e seladas em cápsulas de estanho e incineradas em temperatura aproximada de 950 °C, por 5 min, em um tubo de quartzo de combustão, sendo utilizado como carreador o gás O₂. Após a combustão, toda a matéria orgânica foi convertida em CO₂ e um sensor infravermelho detectou a quantidade de dióxido de carbono (CO₂) gerado pela combustão, relacionando-a automaticamente com a quantidade de C elementar existente na amostra (FONTANA; BIANCHI, 2017).

2.3 Análise estatística

Foi utilizado teste Scott-Knott a 5% de probabilidade para avaliar diferenças entre os tratamentos de cada variável pelo software Sisvar versão 5.7 (Build 91).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Curva de retenção de água e distribuição de poros por tamanho

Os parâmetros de ajuste das curvas de retenção de água no para cada tratamento estão apresentados na tabela 1, enquanto a representação gráfica pode ser observada na figura 3.

Observa-se que em maiores valores de potenciais matriciais, ou seja, na região de maior volume de macroporos e mesoporos, o rejeito retém menor conteúdo de água do que os demais tratamentos, com exceção de UG na fase I. Ao passo que em menores potenciais, ou maiores sucções, ou seja, na região de maior volume de microporos, o rejeito retém maior conteúdo de água em relação a todos os demais tratamentos em ambas as fases estudadas (Figura 3).

Foi demonstrado em Silva et al. (2017), que a contribuição dos atributos densidade do solo, microporosidade, silte e poros da classe de diâmetro $< 0,6 \mu\text{m}$ contribuíram para consistência do solo firme á extremamente firme, restrição às raízes forte e porosidade visível pobre á ausente, o que nos leva a inferência do maior grau de compactação do rejeito em relação aos tratamentos cultivados.

Em estudos de propriedades físicas limitantes de Tecossolos formados pela ruptura da barragem de fundão, Brasil, De Páez et al. (2022) mostraram que altos valores encontrados para silte e areia muito fina nos Tecossolos geraram aumento da densidade do solo e diminuição da porosidade total, o que concorda com os resultados aqui presentes.

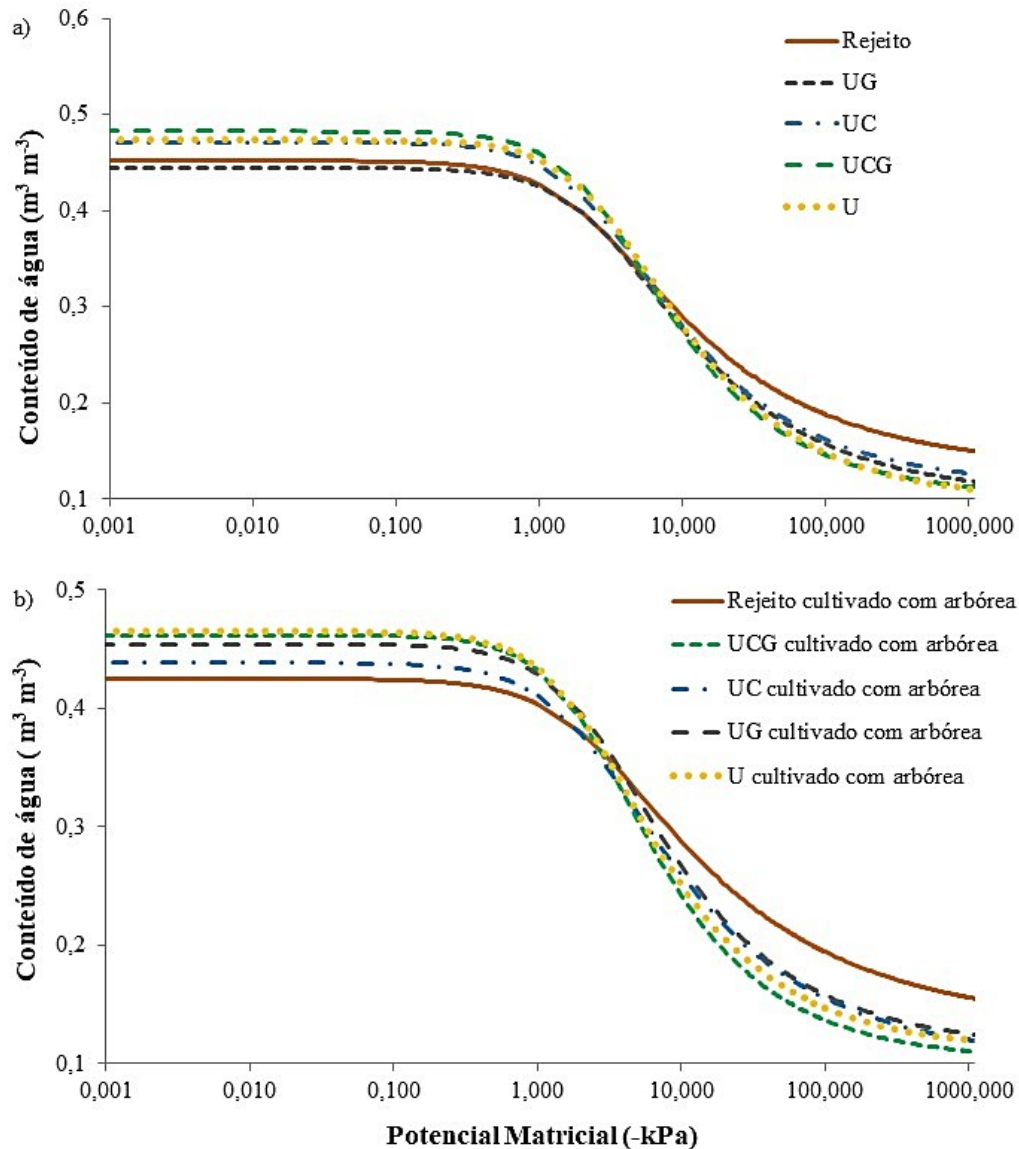
De forma semelhante, Silva et al. (2021), estudando solos afetados pela deposição de rejeitos de minério de ferro pelo rompimento da barragem de fundão, Brasil, encontraram aumento considerável no teor de silte na área afetada, aumentando a densidade do solo e reduzindo a proporção de macroporos, o que pode afetar as condições de erosão.

Tabela 1. Parâmetros de ajuste do modelo de van Genuchten (1980) para CRA.

Tratamento	α	m	n	θ_{sat}	θ_{res}	θ_i	h_i
				----- $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ -----			kPa
Rejeito	0,43	0,31	1,46	0,45	0,13	0,34	5,33
U	0,31	0,37	1,59	0,47	0,10	0,34	5,88
UG	0,36	0,36	1,55	0,47	0,11	0,34	5,53
UC	0,34	0,38	1,61	0,48	0,10	0,34	5,52
UCG	0,33	0,34	1,53	0,44	0,10	0,32	5,60
Rejeito/Arbórea	0,42	0,29	1,41	0,43	0,13	0,32	5,87
U/ Arbórea	0,44	0,37	1,60	0,47	0,11	0,33	4,30
UG/ Arbórea	0,40	0,35	1,54	0,45	0,11	0,32	4,90
UC/ Arbórea	0,44	0,33	1,49	0,44	0,10	0,33	5,03
UCG/ Arbórea	0,43	0,38	1,63	0,46	0,10	0,32	4,48

Rejeito (Rejeito não cultivado); U (*Urochloa ruziziensis*); UC (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis*); UG (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica*). UCG (*U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica*). Rejeito cultivado com arbórea (Rejeito cultivado com *Enterolobium contortisiliquum*.); U cultivada com arbórea (*Urochloa ruziziensis* em consórcio com *Enterolobium contortisiliquum*.); UC cultivado com arbórea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis* e *Enterolobium contortisiliquum*.); UG cultivado com arbórea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica* e *Enterolobium contortisiliquum*.). UCG cultivado com arbórea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica*, e *Enterolobium contortisiliquum*. Fonte: Do autor (2022).

Figura 3. Curva de retenção de água em fase I (a) e fase II (b).



Rejeito (Rejeito não cultivado); U (*Urochloa ruziziensis*); UC (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis*); UG (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica*). UCG (*U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica*). Rejeito cultivado com arbórea (Rejeito cultivado com *Enterolobium contortisiliquum*.); U cultivada com arbórea (*Urochloa ruziziensis* em consórcio com *Enterolobium contortisiliquum*.); UC cultivado com arbórea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis* e *Enterolobium contortisiliquum*.); UG cultivado com arbórea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica* e *Enterolobium contortisiliquum*.). UCG cultivado com arbórea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica*, e *Enterolobium contortisiliquum*. Fonte: Do autor (2022).

A distribuição de poros por tamanho seguiu classificação conforme proposto por Bullock et al. (1985): macroporos grandes (>145 µm); macroporos finos (145-73 µm); mesoporos grandes (73-49 e 49-29 µm); mesoporos médios (29-9 e 9-2,9 µm); mesoporos finos (2,9-0,2 µm); e microporos (< 0,2 µm), dessa forma observa-se que, o rejeito não cultivado não apresentou diferença estatística em conteúdos de macro, meso e microporos (Tabela 2 e 3).

Pode-se inferir a tendência do rejeito em menores conteúdos de poros com maior tempo de estudo, o que não foi possível ser observado com o tempo utilizado neste trabalho.

Em estudos referentes a influência do teor de matéria orgânica na hidroestrutura de Tecnosolos contruídos, Maha Deeb et al. (2016) encontraram influência positiva do teor de matéria orgânica nas propriedades físico-hídricas de Tecnosolos medidos pela CRA. Além disso, o incremento de matéria orgânica induziu um grande aumento na faixa de macroporos e uma pequena diminuição na faixa de microporos, resultando em um aumento geral na faixa de tamanho dos poros que retêm o total de água disponível, o que concorda com o comportamento do Tecnosolo formado de rejeito em estudo, em comparação com o cultivo, os quais contribuem com incorporação de matéria orgânica no perfil.

Tabela 2. Distribuição de poros (m^3m^{-3}) em rejeito cultivado com diversidade de plantas e rejeito não cultivado (Fase I).

ID	Diâmetro de poros (μm)		
	>73	73-0,2	<0,2
	Macroporos	Mesoporos	Microporos
Rejeito	0,0988 A	0,2225 A	0,1306 A
U	0,1010 A	0,2749 A	0,0975 A
UC	0,1075 A	0,2506 A	0,1130 A
UG	0,0947 A	0,2472 A	0,1027 A
UCG	0,1157 A	0,2646 A	0,1022 A

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si nas colunas pelo teste de Scott-Knott (5%). Rejeito (Rejeito não cultivado); U (*Urochloa ruziziensis*); UC (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis*); UG (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica*). UCG (*U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica*). Arbórea: *Enterolobium contortisiliquum*. Fonte: Do autor (2022).

Tabela 3. Distribuição de poros (m^3m^{-3}) em rejeito cultivado com diversidade de plantas e incorporação com espécie arbórea (Fase II).

ID	Diâmetro de poros (μm)		
	>73	73-0,2	<0,2
	Macroporos	Mesoporos	Microporos
Rejeito	0,0911 A	0,2025 A	0,1315 A
U	0,1326 A	0,2219 A	0,1105 A
UC	0,1122 A	0,2235 A	0,1030 A
UG	0,1122 A	0,2305 A	0,1117 A
UCG	0,1306 A	0,2292 A	0,1024 A

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si nas colunas pelo teste de Scott-Knott (5%). Rejeito (Rejeito não cultivado); U (*Urochloa ruziziensis*); UC (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis*); UG (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica*). UCG (*U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica*). Arbórea: *Enterolobium contortisiliquum*. Fonte: Do autor (2022).

Parâmetros físicos descritos por Reynolds et al. (2009) e derivados da CRA, se mostram eficientes em mensurar a qualidade física do solo, sendo eles, a capacidade de água disponível

no solo para planta, a capacidade de aeração, a macroporosidade, a densidade do solo e além desses, a implementação do índice S, que representa a CRA no ponto de inflexão. Os autores consideram que valores de índice S acima de 0,050 representam qualidade física “muito boa”, valores entre 0,035 e 0,050 “boa qualidade física”, entre 0,020 e 0,035 “baixa qualidade física” e abaixo de 0,020 qualidade física “muito pobre” ou “degradada”, sendo que esses comportamentos podem ser pouco variáveis em Tecnosolos por processos pedogenéticos recentes (HUOT et al., 2012).

A vista disso, observa-se valores de índice S significativamente menores no rejeito em relação aos demais tratamentos na fase I, com exceção de UG, demonstrando melhoria da qualidade física do Tecnosolo quando revegetado com diferentes tipos de cultivos (Tabela 4). Para fase II o rejeito apresenta valor significativamente menor de índice S, com exceção de UC cultivada com espécie arbórea (Tabela 5).

Para os demais parâmetros, na fase I observamos valores significativamente menores de capacidade de aeração, não diferindo em UG, e porosidade total e, maior densidade do solo para o rejeito, em comparação aos demais tratamentos cultivados, sendo que esse comportamento para capacidade de água disponível, microporosidade e macroporosidade não foram significativos com o tempo utilizado nesses tratamentos, no entanto observamos mesma tendência citada (Tabela 4), o que também comprova a melhoria da qualidade física do Tecnosolo quando cultivado.

Para fase II (Tabela 5) o rejeito apresenta valores significativamente menores de porosidade total e macroporos e maior valor de densidade do solo, o que também mostra melhoria da qualidade física e estrutural. Já os indicadores de capacidade de ar, capacidade de água disponível e microporos não diferem significativamente.

Em estudo de Tecnosolos em área de mineração sob sistema de cana-de-açúcar e pastagem, Ruiz et al. (2020) encontraram baixos valores de CAD (entre 0,05 a 0,15, não diferindo em profundidades) e refletiram que esse resultado se deve ao baixo valor de microporosidade identificado, que pode causar uma baixa retenção de água gerando limitações hídricas às culturas principalmente em períodos de seca, sendo assim explicita-se a importância em selecionar culturas capazes de se adaptar às condições restritas e a gerar melhorias na distribuição dos poros e elevação da CAD.

Em estudos de efeitos da sucessão espontânea no estado físico de Tecnosolo de pós-mina, Kolodziej et al. (2017) comparam dois tratamentos sendo BFNPK o pousio preto, com plantas eliminadas por constante cultivo mecânico e SSNPK a sucessão espontânea com

diversidade de diferentes espécies de plantas. Esses identificaram que BFNPK teve distribuição de poros unimodal, enquanto SSNPK apresentou distribuição de poros bimodal com valores muito superiores no volume de macroporos, o qual associaram a presença de canais biogênicos desenvolvidos por raízes de plantas e mesoporos nos agregados porosos que se desenvolvem na presença de vegetação e elevação do carbono orgânico total. Além disso encontraram melhorias nos indicadores de densidade do solo, porosidade total e capacidade de água disponível em SSNPK, resultados que concordam com os encontrados no Tecnosolo com rejeito sem cultivo e cultivado com diversidade de plantas.

Tabela 4. Índices de qualidade do solo para rejeito cultivado com diferentes tipos de plantas e rejeito sem cultivo.

Tratamento	CA	CAD	MICRO	PT	MACRO	DS	Índice S
	-----cm ³ cm ⁻³ -----						
Rejeito	0,116 B	0,205 A	0,329 A	0,486 B	0,158 A	1,674 B	0,043 B
U	0,144 A	0,232 A	0,342 A	0,509 A	0,167 A	1,601 A	0,062 A
UC	0,136 A	0,222 A	0,333 A	0,520 A	0,188 A	1,564 A	0,058 A
UG	0,128 B	0,214 A	0,324 A	0,516 A	0,192 A	1,579 A	0,053 B
UCG	0,147 A	0,233 A	0,335 A	0,526 A	0,191 A	1,544 A	0,067 A

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si nas colunas pelo teste de Scott-Knott (5%). Rejeito (Rejeito não cultivado); U (*Urochloa ruziziensis*); UC (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis*); UG (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica*). UCG (*U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica*). Fonte: Do autor (2022).

Tabela 5. Índices de qualidade do solo para rejeito cultivado com diferentes tipos de plantas e incorporado com espécie arbórea.

Tratamento	CA	CAD	MICRO	PT	MACRO	DS	Índice S
	-----cm ³ cm ⁻³ -----						
Rejeito/Arbórea	0,103 A	0,190 A	0,322 A	0,480 B	0,158 B	1,696 B	0,036 B
U/ Arbórea	0,137 A	0,218 A	0,305 A	0,516 A	0,211 A	1,578 A	0,061 A
UC/ Arbórea	0,124 A	0,212 A	0,304 A	0,510 A	0,205 A	1,599 A	0,049 B
UG/ Arbórea	0,129 A	0,214 A	0,315 A	0,511 A	0,196 A	1,595 A	0,054 A
UCG/ Arbórea	0,139 A	0,220 A	0,304 A	0,527 A	0,223 A	1,541 A	0,065 A

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si nas colunas pelo teste de Scott-Knott (5%). Rejeito (Rejeito não cultivado); Rejeito/Arbórea (Rejeito cultivado com *Enterolobium contortisiliquum*.); U/Arbórea (*Urochloa ruziziensis* em consórcio com *Enterolobium contortisiliquum*.); UC / Arbórea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis* e *Enterolobium contortisiliquum*.); UG / Arbórea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica* e *Enterolobium contortisiliquum*.). UCG/ Arbórea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica*, e *Enterolobium contortisiliquum*). Fonte: Do autor (2022).

3.2 Intervalo hídrico ótimo

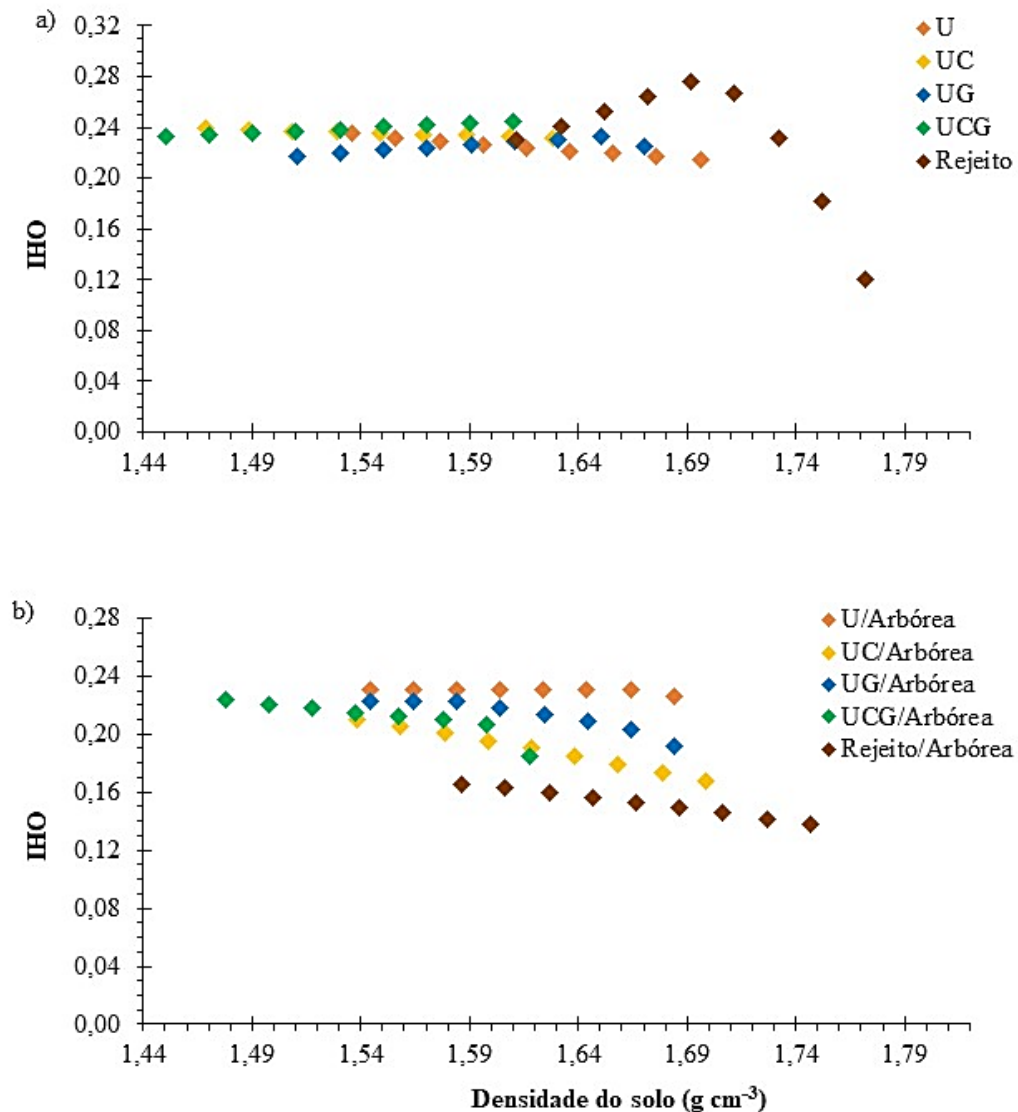
Foi observado que em geral para a faixa de Ds de cada tratamento, os valores de IHO foram menores para os tratamentos com rejeito cultivado U, UC, UG e UCG em relação ao

rejeito sem cultivo (Figura 4), o que se deve aos menores valores de D_s encontrados nos tratamentos cultivados. Assim, infere-se que a produção de biomassa nos tratamentos cultivados contribuiu para melhoria da qualidade física da porção do Tecnosolo amostrado. Esse efeito foi mais expressivo quando se tem maior diversidade de plantas, ou seja, UCG (fase I) e UCG cultivado com *Enterolobium contortisiliquum* (Fase II).

A D_s elevada no rejeito em comparação aos tratamentos cultivados aumenta a retenção de água em potenciais matriciais associados a capacidade de campo. Segundo Tormena, Silva e Libardi (1998), esses valores de D_s geram a redução da macroporosidade, favorecendo a retenção de água no solo, o que pode ser confirmado com análise da distribuição de poros por tamanho (Tabelas 2 e 3). Quando submetidos a altos potenciais matriciais, ou baixos valores de sucção, a retenção de água é observada em valores mais baixos de D_s , devido ao maior espaço poroso ocasionado por melhor estruturação do solo. Já em potenciais matriciais inferiores, ou alta sucção, a D_s não exerce forte efeito, já que a microporosidade é pouco afetada com aumento da D_s (TORMENA, SILVA E LIBARDI, 1998).

Em todos os tratamentos observa-se (Figura 5) que a porosidade de aeração diminuiu com aumento da D_s . Já o conteúdo de água no PMP e RP aumentou à medida que a D_s aumentou nos tratamentos referentes ao rejeito, UG e UCG o que não foi expressivamente observado em U e UC. A relação direta entre umidade no PMP nos primeiros citados e a D_s se deve à maior massa de partículas com alta superfície de adsorção, uma vez que a compactação não afeta a microporosidade intra-agregado (TORMENA et al., 2007), já nos segundos esse mesmo comportamento era esperado, porém não foi observado.

Figura 4. Intervalo Hídrico Ótimo para os tratamentos fase I (a) e fase II (b) em função da densidade do solo.



Rejeito (Rejeito não cultivado); U (*Urochloa ruziziensis*); UC (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis*); UG (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica*). UCG (*U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica*). Rejeito /Arbórea (Rejeito cultivado com *Enterolobium contortisiliquum*.); U /Arbórea (*Urochloa ruziziensis* em consórcio com *Enterolobium contortisiliquum*.); UC /Arbórea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis* e *Enterolobium contortisiliquum*.); UG Arbórea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica* e *Enterolobium contortisiliquum*.). UCG/Arbórea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica*, e *Enterolobium contortisiliquum*. Fonte: Do autor (2022).

Para tratamentos da fase I (Figura 5), o limite superior de IHO foi determinado pela porosidade de aeração no rejeito a partir da Ds igual a 1,7 g cm⁻³, enquanto nos tratamentos cultivados, com exceção de UG, esse limite foi determinado pela CC, sugerindo que nestes o substrato não apresenta limitações de disponibilidade de oxigênio para as raízes. Em UG a porosidade de aeração passa a ser limitante quando a Ds está próxima ao limite superior

encontrado, com valor de $1,63 \text{ g cm}^{-3}$, ou seja, uma densidade menor do que a observada para o rejeito.

Para tratamentos da fase II (Figura 6), cultivados com espécie arbórea, o limite superior de IHO foi determinado pela CC, inferindo que não existe restrição de oxigênio para as raízes, com exceção de U e UG, nos quais esse limite foi determinado pela PA quando a D_s está próxima ao limite superior com valores de $1,66$ e $1,64 \text{ g cm}^{-3}$, respectivamente. Dessa forma, observa-se que a espécie arbórea apresentou resultados positivos no efeito da porosidade do substrato comparando-se o rejeito não cultivado e os demais tratamentos cultivados.

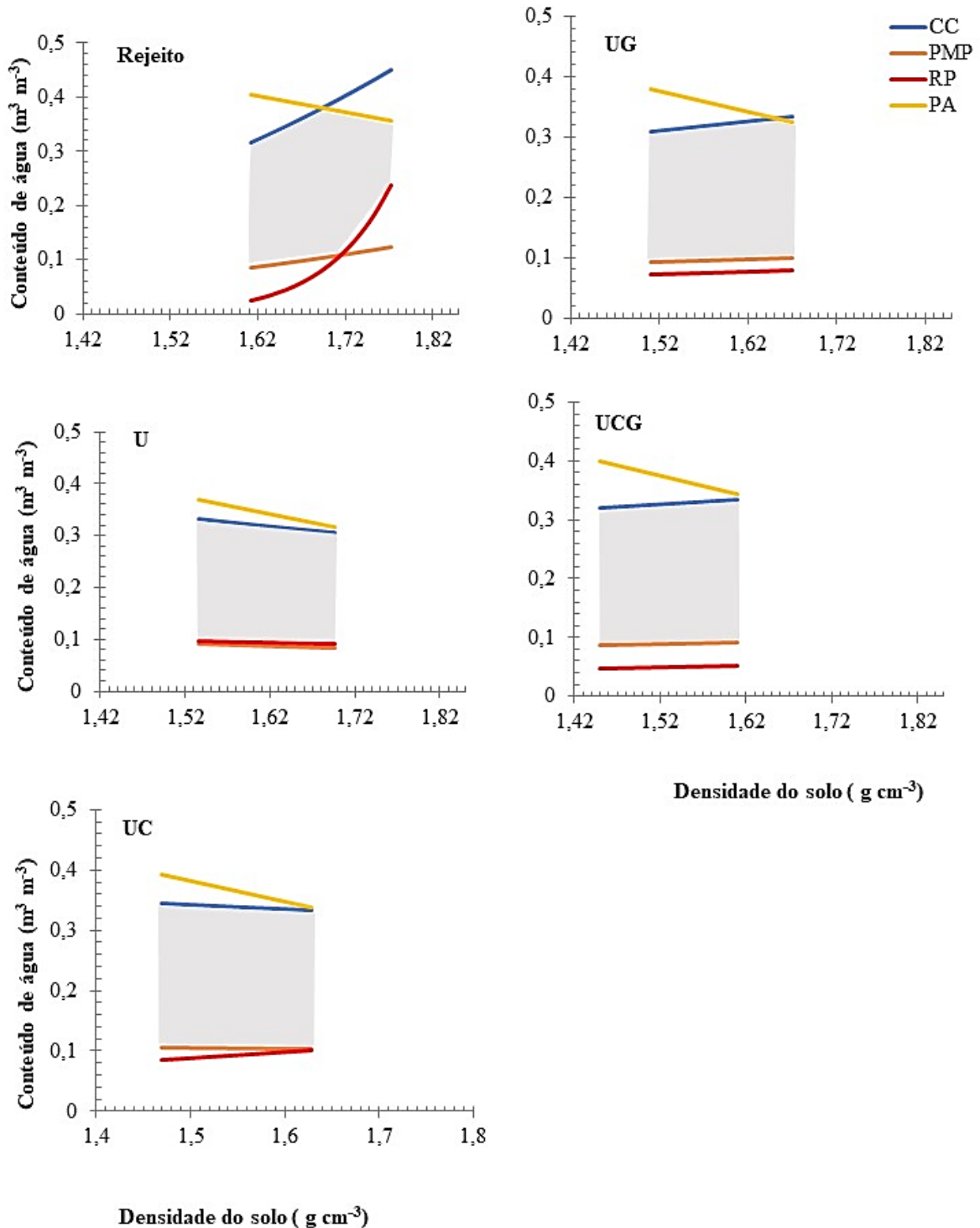
Os resultados de IHO mostram a importância em se utilizar uma leguminosa no consórcio para reabilitação do Tecnosolo, visto que essa espécie apresenta alta produção de biomassa e são fixadoras de nitrogênio atmosférico, o que favorece o incremento de matéria orgânica e a produção de fitomassa, podendo esse fator ter contribuído para os resultados positivos desses tratamentos (ZANCHI et al., 2021). Já quando utiliza-se consórcio com a *Guizotia abyssinica*, pode haver possibilidade de competição entre as culturas por nutrientes, reduzindo a capacidade em gerar fitomassa e por consequência pouco incremento de matéria orgânica, o que pode ter contribuído para os resultados de restrição da PA e altos valores de DS, já que a matéria orgânica atua na estruturação do solo (CARNEIRO et al. 2015; ZANCHI et al., 2021).

Para fase I, o limite inferior de IHO foi determinado pela RP no rejeito e no tratamento U, enquanto nos tratamentos UC, UG e UCG, esse limite foi determinado pelo PMP. Para o primeiro caso a RP torna-se mais limitante com aumento da D_s , sendo que a RP foi mais limitante ao substituir o conteúdo de água no PMP em D_s com valores de $1,71 \text{ cm}^{-3}$ para o rejeito e para todo valor de D_s em U, sendo, entretanto, pouca restrição no valor de água disponível, visto que valores de RP permaneceram constantemente próximos aos de PMP.

O valor de D_s médio foi de $1,67 \text{ g cm}^{-3}$ para o rejeito e $1,59 \text{ g cm}^{-3}$, $1,55 \text{ g cm}^{-3}$, $1,57 \text{ g cm}^{-3}$ e $1,56 \text{ g cm}^{-3}$ para U, UC, UG e UCG, respectivamente. Dessa forma observa-se que as condições físicas do rejeito se mostram mais limitantes ao crescimento das plantas com relação a D_s , RP, PA e disponibilidade hídrica.

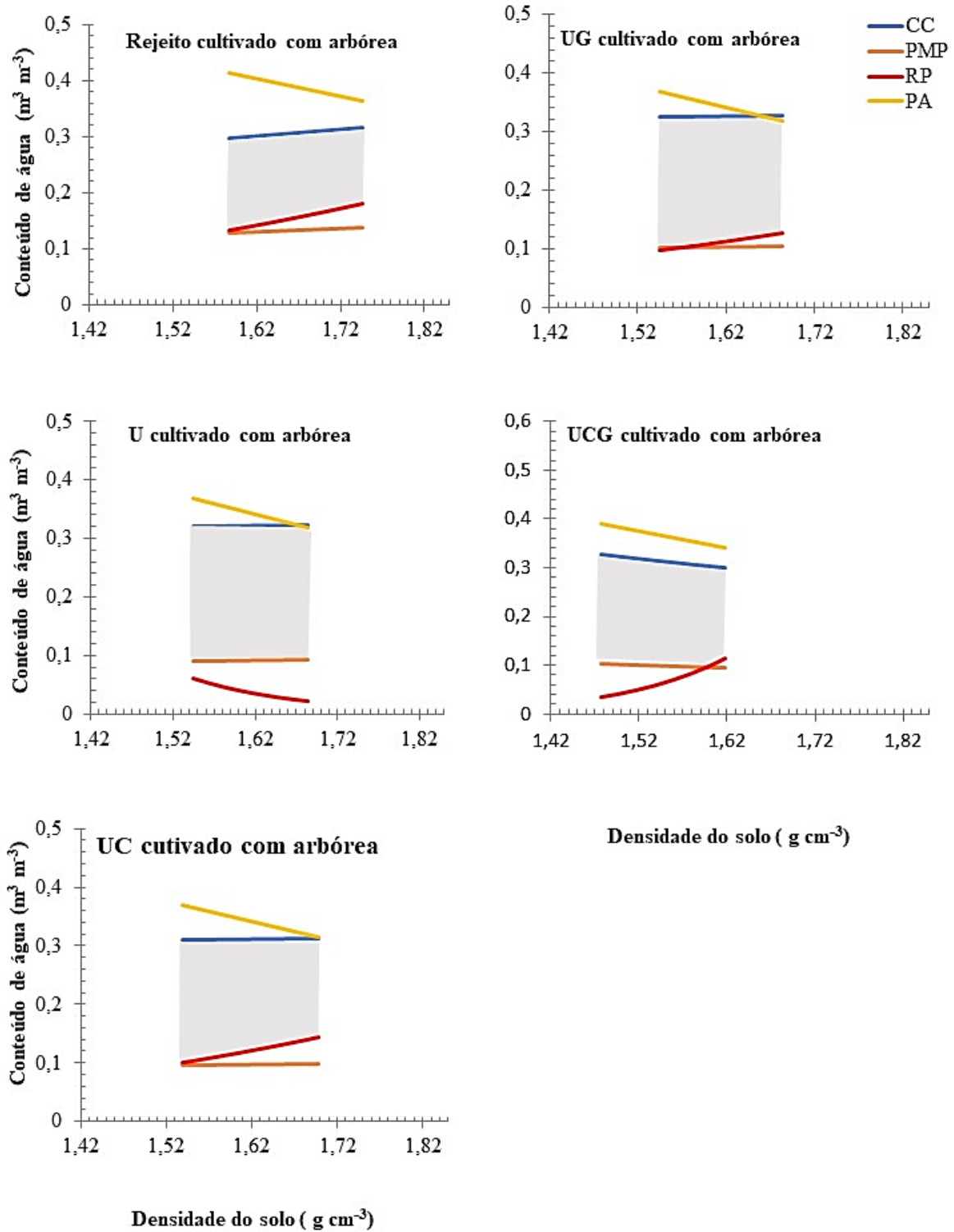
O mesmo comportamento descrito acima se repete para fase II, com incremento de espécie arbórea, sendo que o valor de D_s médio foi de $1,70 \text{ g cm}^{-3}$ para o rejeito e $1,58 \text{ g cm}^{-3}$, $1,60 \text{ g cm}^{-3}$, $1,60 \text{ g cm}^{-3}$ e $1,55 \text{ g cm}^{-3}$ para U, UC, UG e UCG, respectivamente.

Figura 5. Modelagem da variação da umidade volumétrica do solo (θ) na capacidade de campo (CC), ponto de murcha permanente (PMP), porosidade de aeração de $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (PA) e resistência à penetração do solo de $2,2 \text{ MPa}$ (RP), em função da densidade do solo (D_s) para cada tratamento da fase I. A área colorida indica a variação do IHO com a D_s .



Rejeito (Rejeito não cultivado); U (*Urochloa ruziziensis*); UC (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis*); UG (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica*). UCG (*U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica*). Fonte: Do autor (2022).

Figura 6. Modelagem da variação da umidade volumétrica do solo (θ) na capacidade de campo (CC), ponto de murcha permanente (PMP), porosidade de aeração de $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (PA) e resistência à penetração do solo de $2,2 \text{ MPa}$ (RP), em função da densidade do solo (D_s) para cada tratamento da fase II. A área colorida indica a variação do IHO com a D_s .



Rejeito cultivado com arborea (Rejeito cultivado com *Enterolobium contortisiliquum*.); U cultivada com arborea (*Urochloa ruziziensis* em consórcio com *Enterolobium contortisiliquum*.); UC cultivado com arborea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis* e *Enterolobium contortisiliquum*.); UG cultivado com arborea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica* e *Enterolobium contortisiliquum*.). UCG cultivado com arborea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica*, e *Enterolobium contortisiliquum*. Fonte: Do autor (2022).

Em estudos sobre a qualidade física de rejeitos de bauxita após recuperação ambiental, Guimarães et al. (2018) encontraram resultados semelhantes em termos de faixa de água menos limitantes para planta, no qual os tratamentos do Tecnosolo cultivados com mudas de espécies arbóreas propiciaram melhorias da qualidade física, em comparação com rejeito em regeneração natural.

Analogamente, Ribeiro et al. (2021), em estudos sobre o estabelecimento de mudas de árvores em solo após cultivo de *urochloa decumbens* em solo com deposição de resíduos de mineração de ferro, discutem que a recuperação de áreas impactadas por resíduos de mineração de ferro devem considerar a reintrodução de espécies vegetais mais adaptadas às novas condições do solo.

3.3 Carbono orgânico (CO)

Nota-se que o conteúdo de carbono orgânico (CO) aumentou significativamente nos tratamentos em comparação ao rejeito não cultivado na fase I, sendo que o conteúdo de CO foi maior em UCG, com maior diversidade de cultivos, no entanto não apresentando diferença significativa para os demais tratamentos cultivados. O acúmulo de matéria orgânica na superfície do solo é comumente descrito como o principal processo pedogenético que ocorre nesses (SOURKOVA et al., 2005), sugerindo portanto, que o rejeito iniciou o processo de recuperação de funções pedológicas. Já quando se incorpora espécie arbórea o mesmo efeito não é observado (Tabela 6).

Tabela 6. Conteúdo de carbono orgânico para os tratamentos fase I e fase II.

Tratamento	CO (%)	Tratamento	CO (%)
Rejeito	0,290 A	Rejeito/Arbórea	0,260 A
U	0,405 B	U/ Arbórea	0,360 A
UC	0,415 B	UC/ Arbórea	0,360 A
UG	0,435 B	UG/ Arbórea	0,410 A
UCG	0,490 B	UCG/ Arbórea	0,415 A

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si nas colunas pelo teste de Tukey (5%). Rejeito (Rejeito não cultivado); U (*Urochloa ruziziensis*); UC (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis*); UG (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica*). UCG (*U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica*). Rejeito / Arbórea (Rejeito cultivado com *Enterolobium contortisiliquum*.); U/Arbórea (*Urochloa ruziziensis* em consórcio com *Enterolobium contortisiliquum*.); UC/Arbórea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis* e *Enterolobium contortisiliquum*.); UG/ Arbórea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica* e *Enterolobium contortisiliquum*.). UCG/Arbórea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica*, e *Enterolobium contortisiliquum*. Fonte: Do autor (2022).

Tecnossolos provenientes de materiais de mineração tendem a ter valores reduzidos de carbono orgânico, que podem ser restituídos com processos de reabilitação e uso da terra e processos de revegetação (MAHA et al., 2016). Valores elevados de densidade do solo podem indicar compactação, o que pode levar a processos de degradação física como baixa infiltrabilidade, aumento de susceptibilidade a erosão pelo escoamento superficial e dificuldade no crescimento de plantas devido a elevação da resistência à penetração. Entretanto, o teor de material orgânico no solo pode influenciar diretamente a resposta do solo à compactação, devido ação como agente de agregação e estruturação (MARSHALL et al., 1996).

Em estudos com solo franco-argiloso, Stone e Ekwue (1993) observaram que o incremento de matéria orgânica no solo reduziu a densidade máxima do solo e aumentou o teor crítico de água, além disso, as curvas de compactação apresentaram menores valores de massa volumétrica. Resultados semelhantes podem ser observados por Maha et al. (2016), Zhang et al. (1997) e Husein Malkawi et al. (1999). Esses estudos corroboram para os resultados encontrados no item descrito em 3.1, no qual a densidade reduz com incremento de carbono orgânico gerado pelos cultivos.

Estudos diversos descrevem que a maior presença de sedimento arenoso é uma desvantagem para o acúmulo de carbono orgânico, enquanto a maior presença de partículas finas, como silte e argila, proporciona melhor empacotamento de carbono orgânico e micronutrientes devido à proteção conferida pelas partículas finas (GAO et al., 2014), dessa forma, o elevado teor de silte encontrado no Tecnossolo em estudo pode ter contribuído para o aumento no conteúdo de carbono orgânico quando se incorpora diferentes cultivos.

Pode ser observado em Ahirwal e Maiti (2018), que a revegetação com espécies diversas de arbóreas tolerantes a seca restaura as características gerais do ecossistema degradado com solos de mina, sendo favoráveis à colonização natural de espécies autóctones. A revegetação leva ao desenvolvimento da qualidade dos Tecnossolos em termos de recuperação de carbono orgânico (81%) e teor de nutrientes do solo como N disponível (125%), P disponível (160%) e K trocável (61%) em relação ao solo florestal de referência, mostrando importância da revegetação para incremento de carbono orgânico no perfil relacionado á melhoria de qualidade.

O carbono orgânico é frequentemente usado como indicador de qualidade do solo do ponto de vista de fertilidade do solo, pois contribui para o reservatório de nutrientes, formação de agregados estáveis, retenção de água ou capacidade de troca catiônica (GOLCHIN et al., 1994; FARDEAU, 2014), especialmente em sistemas pobres em nutrientes (TIESEN et al.,

1994). Sendo assim, no presente estudo podemos observar que o maior valor de conteúdo de carbono orgânico encontrado na fase I em relação especial ao rejeito e demais tratamentos, pode se correlacionar com os demais indicadores apresentados em termos de melhoria de qualidade quando utilizado maior diversidade de cultivo. Já na fase II esse resultado é expressivo somente quando se compara o rejeito com os demais tratamentos.

3.4 Índice de estabilidade de agregados (IEA)

Considerando as análises realizadas em material da fase I e II, foram obtidos os valores de IEA para o rejeito cultivado com diferentes tipos de plantas. Observa-se que na fase I (antes da implementação de espécie arbórea) houve diferença significativa entre o rejeito e os tratamentos, mostrando a eficiência das plantas em elevar a agregação. Não houve diferença significativa entre os tratamentos cultivados, porém pode-se inferir que com o tempo, o tratamento UCG, que contém maior diversidade de plantas, pode se mostrar melhor em elevar o IEA. Com a incorporação de espécie arbórea na fase II, observa-se aumento do IEA do rejeito sem cultivo com relação ao cultivado, sendo essa diferença estatisticamente significativa entre o rejeito e os tratamentos U/Arbórea e UC/Arbórea (Tabela 7).

O processo de agregação se destaca entre demais processos pedogenéticos, sendo esse diretamente relacionado às principais funções do solo como estabilização do carbono orgânico, ciclagem de nutrientes e estabilidade da estrutura do solo (NIEWCZAS E WITKOWKA-WALCZAK 2005). Dessa forma, observa-se diversos estudos que mostram como as raízes das plantas contribuem para a estabilidade dos agregados quando se aprofundam no perfil do solo, modificando assim o regime hídrico na rizosfera, secretando exsudatos, fornecendo matéria orgânica degradada por microrganismos e envolvendo as partículas do solo (ANGERS E CARON 1998; SIX et al. 2004).

Em estudos realizados por Jangorzo et al. (2018) sobre de agregação em Tecnosolo jovem construído, observa-se que ao envolver as partículas do solo, as raízes contribuem para formação de agregados estáveis, sendo que a compressão que estas geram no solo leva a redução da macroporosidade. De forma semelhante, Fourvel et al. (2019), em estudos em Tecnosolos construídos com sedimentos de barragens para arborização urbana e recuperação de terras, mostraram correlação positiva entre a biomassa vegetal com a estabilidade de agregados, em três períodos diferentes de medição, e utilizaram a estabilidade de agregados como indicador de qualidade estrutural do solo.

Em estudo referente à Recuperação de solos afetados por rejeitos de mineração de ferro usando espécies herbáceas com inoculação micorrízica, Zanchi et al (2021) identificaram que a diversidade vegetal é favorável ao processo de reabilitação e estabilização de áreas degradadas e podem contribuir para a sucessão ecológica ao longo do processo de reabilitação. No entanto enfatizam que, a seleção e combinação adequada de espécies de crescimento rápido é uma fase crítica para construir um ecossistema sustentável. Dessa forma, mostraram que o tratamento referente à UCG retornou valor significativamente maior em rendimento de fitomassa em comparação aos demais tratamentos.

Tabela 7. Índice de estabilidade de agregados do rejeito cultivado com diferentes tipos de plantas e rejeito sem cultivo.

Tratamento	DMP _{seco}	DMP _{úmido}	IEA
	-----mm-----		--%--
Rejeito	2,42 A	0,42 A	17,96 B
U	1,63 B	0,57 A	35,19 A
UC	1,81 B	0,58 A	33,00 A
UG	1,48 B	0,59 A	41,85 A
UCG	1,36 B	0,61 A	48,99 A
Rejeito/Arbórea	1,74 A	0,49 A	27,74 A
U/Arbórea	1,68 A	1,13 B	68,41 B
UC/Arbórea	1,59 A	0,87 B	54,77 B
UG/Arbórea	1,65 A	0,54 A	33,70 A
UCG/Arbórea	1,69 A	0,69 A	42,00 A

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si nas colunas pelo teste de Scott-Knott (5%). Rejeito (Rejeito não cultivado); U (*Urochloa ruziziensis*); UC (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis*); UG (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica*). UCG (*U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica*). Rejeito / Arbórea (Rejeito cultivado com *Enterolobium contortisiliquum*.); U/Arbórea (*Urochloa ruziziensis* em consórcio com *Enterolobium contortisiliquum*.); UC/Arbórea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Crotalaria spectabilis* e *Enterolobium contortisiliquum*.); UG/ Arbórea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *Guizotia abyssinica* e *Enterolobium contortisiliquum*.). UCG/Arbórea (*U. ruziziensis* em consorciação com a *C. spectabilis* e *G. abyssinica*, e *Enterolobium contortisiliquum*. Fonte: Do autor (2022).

4 CONCLUSÕES

Os indicadores avaliados mostraram-se eficientes em avaliar a melhoria de qualidade física do Tecnosolo após processo de revegetação, enfatizando que o processo de reabilitação utilizando espécies de plantas gramíneas, leguminosas e arborea resultou melhorias significantes em comparação ao rejeito não cultivado.

O processo de revegetação em avaliação com curto espaço de tempo foi eficiente em mostrar melhorias estruturais e físico-hídricas no rejeito, indicando que esse pode voltar a apresentar os serviços de ecossistema associados a qualidade física e estrutural do solo. No entanto, é importante que sejam realizados demais estudos para entendimento referente ao comportamento de cada planta nesse processo de melhoria estrutural a longo prazo e detecção de possíveis interferências que certa planta pode gerar em consórcio, como exemplo, um efeito de competição.

REFERÊNCIAS

- AHIRWAL, J.; MAITI, S.K. Restoring coal mine degraded lands in India for achieving the United Nations-Sustainable Development Goals. **Restoration Ecology**, p.13606, 2021.
- AHIRWAL, J.; MAITI, S.K. Desenvolvimento de propriedades de Technosol e recuperação de estoque de carbono após 16 anos de revegetação em terras degradadas de minas de carvão, Índia. **Catena**, v. 166, p. 114-123, 2018.
- ALMEIDA, B. G. et al. Manual de Métodos de Análise de Solo, 3ª edição revista e ampliada, Capítulo 9 – POROSIDADE. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Embrapa Solos Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**, 575 p, 2017.
- ANDREWS, S.S. et al. Comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 90, n. 1, p. 25-45, 2002.
- ANGERS D.A.; CARON J. Plant-induced changes in soil structure: processes and feedbacks. **Biogeochem**, v. 42, p. 55–72, 1998.
- ASSIS, I. A ciência do solo e o desastre de Mariana. **Boletim Informativo Da SBCE**, v. 42, n. 1, p. 16–17, 2016.
- BATEY, T.; MCKENZIE, D.C. Soil compaction: identification directly in the field. **Soil Use and Management**, v.22, n.2, p.123-131, 2006.
- BATISTA, É.R. et al. 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.
- BOTELHO, S.A.; MELO, L. A. **Restauração sobre o rejeito após o rompimento da barragem em Mariana (MG)**. VIII Simpósio de Restauração Ecológica, p. 113–118, 2019.
- BOUMA, J. Influence of soil macroporosity on environmental quality. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 46, p. 1-37, 1991.
- BULLOCK, P. et al. **Handbook for soil thin section description**. Wolverhampton: Waine Research Publications, 1985. 152 p.
- CARDUCCI, C. E. et al. Gypsum effects on the spatial distribution of coffee roots and the pores system in oxidic Brazilian Latosol. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 145, p.171-180, Jan. 2015.
- CARDUCCI, C. E. et al. Modelagem da curva de retenção de água de Latossolos utilizando a Equação Duplo Van Genuchten. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 1, p. 77–86, 2011.
- CARMO, F. F. DO et al. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 145–151, 2017.

- CARNEIRO, M. A. C. et al. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronosseqüências de reabilitação após a mineração de bauxita. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 621–632, 2008.
- CARTER, M. R. et al. Chapter 1- Concepts of soil quality and their significance. **Developments in Soil Science**, v. 25, p. 1–19, 1997.
- DE MATOS, L. P. et al. Limitations to Use of *Cassia grandis* L. in the Revegetation of the Areas Impacted with Mining Tailings from Fundão Dam. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 231, n. 3, 2020
- DE PÁEZ, B. C. M. et al. LIMITING PHYSICAL PROPERTIES OF TECHNOSOILS FORMED BY THE FUNDÃO DAM FAILURE, MG, BRAZIL. **Authorea Preprints**, 2022.
- DEXTER, A. R. Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, v. 120, n. 3–4, p. 201–214, 2004.
- DEXTER, A. R.; BIRD, N. R. A. Methods for predicting the optimum and the range of soil water contents for tillage based on the water retention curve. **Soil and Tillage Research**, v. 57, n. 4, p. 203–212, 2001.
- DONAGEMMA, G.K. et al. Análise granulométrica. **In: Manual de Métodos de Análise de Solo**. Brasília: EMBRAPA, 2017. p. 95-116.
- DUCHAUFOR, P. et al. **Pedologie: Constituants et propriétés du sol**. Masson, Paris, 1994
- FERREIRA, G.E. A. competitividade da mineração de ferro no Brasil. **CETEM**, 2001.
- FONTANA, ADEMIR; BIANCHI, S. R. CARBONO E NITROGÊNIO TOTAL – Analisador elementar. **In: Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3a ed. Brasília: EMBRAPA, 2017. p. 393–397.
- FOURVEL, G. J. et al. Fertilidade de tecnossolos construídos com sedimentos de barragens para arborização urbana e recuperação de terras. **Revista de solos e sedimentos**, v. 19, n. 8, pág. 3178-3192, 2019.
- GONZÁLEZ-MÉNDEZ, B.; CHÁVEZ-GARCÍA, E. Re-thinking the Technosol design for greenery systems: Challenges for the provision of ecosystem services in semiarid and arid cities. **Journal of Arid Environments**, v. 179, p. 104191, 2020.
- GUIMARÃES, L. A. O. P, et al. Physical quality of bauxite tailing after a decade of environmental recovery. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 49, p. 192-200, 2018.
- HILLEL, D. Introduction to soil physics New York. **Academic Press**, V. 631, nº43, p.54-198, 1982.
- HUOT, H. et al. Characteristics and potential pedogenetic processes of a Technosol developing on iron industry deposits. **Journal of Soils and Sediments**, v. 13, n. 3, p. 555-568, 2013.
- IUSS WORKING GROUP WRB. World reference base for soil resources 2006. World Soil Resources Reports n. 103. FAO, Rome. 2006.

- JANGORZO, N. S. et al. Ranking of wetting–drying, plant, and fauna factors involved in the structure dynamics of a young constructed Technosol. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, n. 9, p. 2995-3004, 2018.
- KOŁODZIEJ, B. et al. Effect of spontaneous succession on physical state of post-mine technosol. **Acta Agroph**, v. 24, n. 1, p. 51-62, 2017.
- MAHA, D. E. E. B. et al. Influence of organic matter content on hydro-structural properties of constructed Technosols. **Pedosphere**, v. 26, n. 4, p. 486-498, 2016.
- MALKAWI, A.I.H. et al. Effects of organic matter on the physical and the physicochemical properties of an illitic soil. **Applied Clay Science**, v. 14, n. 5-6, p. 257-278, 1999.
- MARCHÃO, R.L. et al. Qualidade física de um Latossolo Vermelho sob sistemas de integração lavoura-pecuária no Cerrado. **Pesq Agropec Bras** v.42, p. 873-882, 2007.
- MARSHALL, T.J. et al. **Soil physics**. Cambridge university press, 1996.
- Niewczas, J.; Witkowska-Walczak B. The soil aggregates stability index (ASI) and its extreme values. **Soil Tillage Research**, v.80, p. 69–78, 2005.
- NIEWCZAS, J.; WITKOWSKA-WALCZAK, B. Index of soil aggregates stability as linear function value of transition matrix elements. **Soil and Tillage Research**, v. 70, n. 2, p. 121-130, 2003.
- OLIVEIRA, G. C. et al. Caracterização química e físico-hídrica de um Latossolo Vermelho após vinte anos de manejo e cultivo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 2, p. 327–336, 2004.
- OMACHI, C. Y. et al. Atlantic Forest loss caused by the world’s largest tailing dam collapse (Fundão Dam, Mariana, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 12, n. July, p. 30–34, 2018.
- PESSOA, T.N.; LIBARDI, P.L. Propriedades físico-hídricas de Latossolos em função da estrutura do solo e da mineralogia argilosa. **CATENA**, v. 211, p. 106009, 2022.
- PIPER, C. S. Mechanical analysis of soil by International Robinson’s Pipette method. **Soil and plant analysis**, 1966.
- REICHARDT, K. **Como superar o veranico no Cerrado**. Inf. Agron., 32:1-2, 1985.
- REYNOLDS, W. D. et al. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. **Geoderma**, v. 152, n. 3–4, p. 252–263, 2009.
- RIBEIRO, A.C. et al. Biochemical attributes and establishment of tree seedlings in soil after *Urochloa decumbens* cultivation in soil with deposition of iron mining residues. **Cerne**, v. 27, 2021.
- RUIZ, F. et al. Soil quality assessment of constructed Technosols: Towards the validation of a promising strategy for land reclamation, waste management and the recovery of soil functions. **Journal of Environmental Management**, v. 276, p. 111344, 2020.
- SAMARCO. **Entenda o rompimento**. Disponível em:
<<https://www.samarco.com/rompimento-de-fundao/>>. Acesso em: 5 out. 2020.

- SANTOS, E. S. et al. Rehabilitation of mining areas through integrated biotechnological approach: Technosols derived from organic/inorganic wastes and autochthonous plant development. **Chemosphere**, v. 224, p. 765–775, 2019.
- SANTOS, J. V. DOS. et al. BIOCHEMICAL ATTRIBUTES AND ESTABLISHMENT OF TREE SEEDLINGS IN SOIL AFTER DEPOSITION OF IRON MINING RESIDUES. **CERNE**, 2021.
- SILVA, A.O. et al. 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.
- SILVA, É. A. et al. Estrutura de solos em manejo conservacionista: diagnóstico visual, laboratorial, caracterização e inter-relações. **Scientia Agraria**, v. 18, n. 3, p. 61-73, 2017.
- SILVA, É. A. et al. Qualidade física de um Latossolo estimada por estudos das curvas de retenção de água, indicadores de fácil determinação e “Índice S”. **Tecnologia e ciência agropecuária**, v. 11, n. 4, p. 49–54, 2017.
- SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S. Respostas fisiológicas da soja ao déficit hídrico em dois solos de Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.16, p.669-675, 1981.
- SILVA, R. F. et al. Soil Science Society of America. 1995. **Statement on soil quality**. Agronomy News, June 1995.
- SILVA, R.F. et al. Impacts of land-use and management systems on organic carbon and water-physical properties of a Latossolo Amarelo (Oxisol). **Semin-Ciênc Agrar**, v.38, p. 109-124, 2017.
- ŠOURKOVÁ, M. et al. Accumulation of carbon, nitrogen, and phosphorus during soil formation on alder spoil heaps after brown-coal mining, near Sokolov (Czech Republic). **Geoderma**, v. 124, n. 1-2, p. 203-214, 2005.
- SOUZA JUNIOR, T. F. et al. Barragens de contenção de rejeitos de mineração no Brasil. **Holos**, Natal, RN. Vol. 5, p. 1-39, 2018.
- STONE, R. J.; EKWUE, E. I. Maximum bulk density achieved during soil compaction as affected by the incorporation of three organic materials. **Transactions of the ASAE**, v. 36, n. 6, p. 1713-1719, 1993.
- TEIXEIRA, W. G.; BHERING, S. B. RETENÇÃO DE ÁGUA NO SOLO PELOS MÉTODOS DA MESA DE TENSÃO E DA CÂMARA DE RICHARDS. In: **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Brasília: EMBRAPA, 2017. p. 33–46.
- TORMENA, C. A. et al. Variação temporal do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Vermelho distroférico sob sistemas de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 211-219, 2007.
- TORMENA, C. A. et al. Caracterização do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Roxo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 573-581, 1998.
- TRESCH, S. et al. Urban soil quality assessment—a comprehensive case study dataset of urban garden soils. **Frontiers in Environmental Science**, v. 6, p. 136, 2018.

USDA (UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE). Soil Mechanics Level I-Module 3: USDA Textural Classification Study Guide. 1987.

VAN GENUCHTEN, M. T. et al. O Código RETC para Quantificação das Funções Hidráulicas de Solos Não Saturados, Versão 1.0. **Relatório EPA 600 / 2-91 / 065, US Salinity Laboratory**, USDA, ARS, Riverside, Califórnia, 1991.

VAN GENUCHTEN, M.T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.44, p.892-898, 1980.

VIANA, J.H.M.; DA COSTA, A. M. A. Ciência do Solo como instrumento para a recuperação das áreas afetadas pelo desastre de Mariana e dos solos na Bacia do Rio Doce. **Boletim Informativo Da SBCS**, v. 42, n. 1981– 979X, p. 24–27, 2016.

WISE, W. I. S. ON E. **Cronologia das principais falhas de barragens de rejeitos**. Disponível em: <<http://www.wise-uranium.org/mdaf.html>>. Acesso em: 26 dez. 2021.

ZANCHI, C. S. et al. 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.