

RUGANA IMBANA

**SOLO COMO FATOR DE MONITORAMENTO DA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL
DA FOZ DO CÓRREGO FERRO-CARVÃO, BRUMADINHO-MG**

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

Orientador: Igor Rodrigues de Assis

Coorientadores: Luiz Eduardo Dias
Raphael Bragança Alves Fernandes

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

T

I32s
2021

Imbana, Rugana, 1994-
Solo como fator de monitoramento da recuperação
ambiental da Foz do Córrego Ferro-Carvão, Brumadinho-MG /
Rugana Imbana. – Viçosa, MG, 2021.
1 dissertação eletrônica (81 f.): il. (algumas color.).

Orientador: Igor Rodrigues de Assis.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Referências bibliográficas: f. 67-81.
DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2021.111>
Modo de acesso: World Wide Web.

1. Solos - Degradação. 2. Solos - Qualidade - Índices.
3. Análise de componentes principais. 4. Estatística
não-paramétrica. I. Universidade Federal de Viçosa.
Departamento de Solos. Programa de Pós-Graduação em Solos e
Nutrição de Plantas. II. Título.

CDD 22. ed. 631.4

Bibliotecário(a) responsável: Renata de Fátima Alves CRB6/2578

RUGANA IMBANA

**SOLO COMO FATOR DE MONITORAMENTO DA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL
DA FOZ DO CÓRREGO FERRO-CARVÃO, BRUMADINHO-MG**

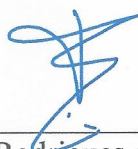
Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 23 de julho de 2021.

Assentimento:



Rugana Imbana
Autor



Igor Rodrigues de Assis
Orientador

AGRADECIMENTOS

Abêni Nghallah, por infinitas bençãos e por me guiar com a sua luz até aqui.

Aos meus pais e minhas duas irmãs (*in memoriam*), meus irmãos e família em geral, pelo apoio e incentivo que me deram de forma incondicional.

À República Federativa do Brasil, pelo amparo legal e por todas as oportunidades que não caberiam numa frase.

À Universidade Federal de Viçosa, ao Departamento de Solos e Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, pela oportunidade ímpar de realizar o curso de Mestrado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa do Mestrado – processo nº 135408/2019-9.

Ao professor Igor Rodrigues de Assis, um exemplo de profissionalismo, pela orientação, amizade, toda dedicação, conselhos, repreensões e conhecimentos compartilhados, aos quais fizeram grande diferença para minha formação acadêmica e social.

Aos coorientadores, professores Luiz Eduardo Dias e Raphael Bragança Alves Fernandes, pela colaboração no aperfeiçoamento deste trabalho.

Aos técnicos Cláudio Márcio, Humberto Rosado e Paulo Rodrigues, pela amizade e auxílio nas realizações das análises laboratoriais.

Aos colegas do Laboratório de Recuperação Ambiental, em especial à Fernanda Zeidan, Fernanda Valente, Daniel Nunes e Maísa Alves, pela amizade e contribuição considerável na realização deste trabalho.

Aos amigos e às amigas, em especial ao Cássio Moquedace e Lara Lima, por todas as ocasiões.

À Alamada Bidiandé, pelo companheirismo em todos os momentos de “*kassabi ku sabura*”.

À Vale S.A., que também financiou a realização deste trabalho.

E, a todos que não mencionei aqui, mas que contribuíram de alguma forma ou outra para desenvolvimento deste trabalho, meu muito obrigado.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

RESUMO

IMBANA, Rugana, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2021. **Solo como fator de monitoramento da recuperação ambiental da Foz do Córrego Ferro-Carvão, Brumadinho-MG.** Orientador: Igor Rodrigues de Assis. Coorientadores: Luiz Eduardo Dias e Raphael Bragança Alves Fernandes.

O rompimento da barragem B1 em Brumadinho-MG (janeiro/2019) atingiu os córregos do Feijão e Ferro-Carvão, desaguando no rio Paraopeba e gerando um grande passivo ambiental. A área da foz do córrego Ferro-Carvão foi recuperada e está em processo de monitoramento, conforme tem sido requisitado pela IN IBAMA 04/2011 e outros instrumentos normativos. Neste sentido, objetivou-se com este estudo avaliar e propor um sistema de monitoramento baseado na análise de atributos de qualidade do solo para subsidiar o processo sustentável da recuperação da foz do córrego Ferro-Carvão. As caracterizações físicas e químicas do solo foram efetuadas por meio das amostras retiradas nas profundidades de 0-20 e 20-40 cm, em seis transectos delimitados nas margens do córrego Ferro-Carvão (na área denominada de “marco zero” – A_MZ), um na área da mata nativa (A1) à margem direita do córrego Ferro-Carvão e um na margem esquerda do córrego Casa Branca (A4), as quais foram utilizadas como padrões de referência. Dados obtidos foram submetidos à análise de componentes principais (PCA). E as relações entre as áreas foram observadas pela análise permutacional de variância (PERMANOVA). Os valores observados dos indicadores mais proeminentes foram convertidos em pontuações (variando de 0 a 1), adotando critério de “mais é melhor ($b = -2,5$)”, “menos é melhor ($b = +2,5$)” e “ótimo é melhor” para o cálculo da curva sigmoideal de cada um deles. Assim, o peso de cada atributo foi multiplicado pelo seu respectivo valor convertido, sendo o somatório desses produtórios, por camada, o índice de qualidade do solo (IQS). A PERMANOVA revelou similaridade entre as áreas ($\text{stress} < 0,20$) na camada superficial, sendo explicada por índice da saturação por bases (V%), o potencial hidrogeniônico em água (pH em H_2O), cálcio trocável (Ca^{2+}) e a capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (T). Em contrapartida, mostrou uma distinção entre as áreas ($\text{stress} > 0,20$) na subsuperfície, sendo elucidada por V%, pH em H_2O , densidade de partículas (DP), ferro total (Fe-t), manganês total (Mn-t) e boro (B). Os índices de qualidade do solo também foram similares na primeira e distintas na segunda camada. O IQS da A_MZ na camada 0-20 cm foi de 0,251 e o de ambas as áreas de referência foi de 0,250. Enquanto na profundidade de 20-40 cm, os valores de IQS foram 0,177, 0,167 e 0,166 para A_MZ e as áreas de referência A1 e A4, respectivamente. O IQS da A_MZ para

camada 0-20 cm foi cerca da metade do IQS ($> 0,500$) sugerido para considerar como satisfatório um processo de RAD. Portanto, há uma condição inicial favorável para recuperação ambiental da foz do córrego Ferro-Carvão, porém, a área florística em recuperação possivelmente vai ser distinta da referência, ao longo prazo, devido as condições edáficas dissimilares observadas a partir dos 20 cm de profundidade do solo.

Palavras-chave: Recuperação de áreas degradadas. Análise de componentes principais. Análise permutacional de variância. Índice de qualidade do solo. Legislação ambiental.

ABSTRACT

IMBANA, Rugana, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July 2021. **Soil as a monitoring factor of the environmental recovery of the river mouth of the Ferro-Carvão stream, Brumadinho-MG.** Adviser: Igor Rodrigues de Assis. Co-advisers: Luiz Eduardo Dias and Raphael Bragança Alves Fernandes.

The B1 dam failure in Brumadinho-MG (January/2019) reached the Feijão and Ferro-Carvão streams, flowing into the Paraopeba River and generating a large environmental liability. The area at the river mouth of the Ferro-Carvão stream was recovered and it is in the process of monitoring, as it has been required by IN IBAMA 04/2011 and other regulatory instruments. Ergo, the present study had the main goal of evaluate and propose a monitoring system for environmental recovery based on the analysis of soil quality attributes, which may support the sustainable recovery process at the river mouth of the Ferro-Carvão stream. The physical and chemical characterizations of the soil were made using samples taken at depths of 0-20 and 20-40 cm, in the six transects delimited on the banks of the Ferro-Carvão stream (in the area called “marco zero” – A_MZ), and one demarcated in the native forest (A1) neighboring the right bank of the stream Ferro-Carvão and one on the left bank of the Casa Branca stream (A4). The results were submitted to the principal component analysis (PCA). And the relations between the areas were observed by permutational analysis of variance (PERMANOVA). The observed values of the most prominent indicators were converted in scores (ranging from 0 to 1) adopting criterion of "more is better ($b = -2.5$)”, “less is better ($b = +2.5$)" and "great is better” to calculate the sigmoidal curve of each of them. Therefore, each attribute the weight obtained by PCA was multiplied by its respective value converted into a score, being the addition of the products, per layer, the soil quality index (SQI). The PERMANOVA revealed similarity between the areas (stress < 0.20) in the surface layer, being explained by base saturation index (V%), hydrogenionic potential in water (pH in H₂O), exchangeable calcium (Ca²⁺) and cation exchange capacity at pH 7.0 (T). And it indicated distinction between the areas (stress > 0.20) in the subsurface, being elucidated by V%, pH in H₂O, particle density (DP), total iron (Fe-t), total manganese (Mn-t) and boron (B). The soil quality indices were also similar in the first and distinct in the second layer. The SQI of the A_MZ in the 0-20 cm layer was 0.251 and that of both reference areas was 0.250. While at depth of 20-40 cm, the values of SQI were 0.177, 0.167 and 0.166 for A_MZ and reference areas A1 and A4, respectively. The A_MZ SQI for layer 0-20 cm was about half of the suggested soil quality index (> 0.500) to be considered as

satisfactory the environmental recovery process. Therefore, there is a favorable initial condition for environmental recovery at the river mouth of the Ferro-Carvão stream, however, the floristic area under recovery will possibly be different from the reference, in the long time, due to the dissimilar edaphic conditions observed from the 20 cm of soil depth.

Keywords: Recuperation of degraded areas. Principal component analysis. Permutational analysis of variance. Soil quality index. Environmental legislation.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	10
2. REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1. Qualidade de solo.....	16
2.2. Mineração	17
2.3. Degradação do solo pela extração de minério	18
2.4. Barragens de rejeitos de mineração	19
2.5. Recuperação de áreas degradadas (RAD) e as obrigações legais	21
2.6. Monitoramento do processo da recuperação ambiental	22
2.6.1. Indicadores físicos de qualidade do solo	25
2.6.2. Indicadores químicos de qualidade do solo.....	25
2.6.3. Indicadores microbiológicas de qualidade do solo.....	26
2.6.4. Análise multivariada: Análise de componentes principais (PCA) e análise de variância multivariada por permutação (PERMANOVA).....	27
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	29
3.1. Descrição dos locais de estudo	29
3.3. Análises físicas do solo.....	34
3.4. Análises químicas do solo.....	35
3.5. Matéria orgânica do solo e o seu fracionamento	36
3.6. Análise estatística	36
3.7. Índice de qualidade de solo (IQS).....	37
3.7.1. Padronização e seleção dos indicadores (etapa I).....	37
3.7.2. Transformação e a ponderação dos indicadores selecionados (etapa II)	39
3.7.3. Cálculo do índice de qualidade do solo (IQS) (etapa III).....	39
4. RESULTADOS	40
4.1. Características físicas e químicas do solo	40
4.2. Análise de componente principal (PCA)	45
4.3. Seleção dos atributos do solo mais relevantes	46
4.4. Comparação das áreas do estudo	50
4.5. Descrição da dispersão dos valores dos atributos do solo selecionados	51
4.6. Pontuação dos atributos do solo selecionados	54
4.7. Índice de qualidade do solo (IQS)	59
5. DISCUSSÃO.....	62
5.1. Características das áreas do estudo	62

5.2. Atributos do solo selecionados pela análise de componentes principais (PCA).....	63
6. CONCLUSÃO.....	65
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	66
REFERÊNCIAS	67

1. INTRODUÇÃO

A mineração fornece matéria prima para as mais variadas indústrias e cria milhares de empregos em todo o mundo (SAES; BISHT, 2020). O minério de ferro é amplamente extraído pelos países (USGS, 2021). E, nas últimas duas décadas, a participação da exportação do minério de ferro na emergente economia brasileira foi significativa (SAES; BISHT, 2020), sendo a China o principal comprador desse commodity do Brasil (STEELMINT, 2019; USGS, 2021).

Em 2018, por exemplo, o Brasil exportou cerca de 400 milhões de toneladas de minério de ferro, que correspondeu a 19,6 % de toda produção mundial (OLIVEIRA et al., 2020). Com isso, faturou US\$ 28,3 bilhões (STEELMINT, 2019), criou 180 mil empregos diretos e mais de 2 milhões de indiretos, com uma contribuição de 16,7 % no produto interno bruto (PIB) da indústria e 30 % do saldo da balança comercial (IBRAM, 2019).

No entanto, a mineração altera os sistemas ecológicos de forma drástica (AHIRWAL; MAITI, 2016), pela remoção da vegetação nativa e camada superficial do solo, que, em certos casos, podem ser irreversíveis, visto que, a topografia, a estrutura geológica e o regime hidrológico são modificados de forma brusca (BARROS et al., 2012; BROOKS, 2015; YADA et al., 2015; GASTAUER et al., 2018).

Além disso, há produção de enormes depósitos de estéril expostos aos efeitos dos agentes intempéries (MUKHOPADHYAY et al., 2014) e de rejeitos contidos nas barragens (KOSSOFF et al., 2014; GAMA et al., 2019; OWEN et al., 2020; PARENTE et al., 2021). No Brasil, por exemplo, existe uma quantidade significativa de sítios extrativistas de minério de ferro ao céu aberto que se iguala, de alguma forma, a coleção de barragens de rejeitos existentes no país (JUNIOR et al., 2018; IBRAM, 2019).

Embora a mineração ocupa pequenas áreas em comparação a agropecuária, grandes extensões territoriais podem ser impactadas com rejeitos provenientes de rompimentos dessas barragens (BARROS et al., 2012; YADA et al., 2015; NIGAM et al., 2017; SAES; BISHT, 2020). Já que, esses resíduos de mineração contidos nessas barragens podem apresentar altos conteúdos de elementos potencialmente tóxicos e radioativos, que são indesejáveis à vida, e que podem se mover de ecossistemas terrestres para aquáticos (IBRAM, 2019; USGS, 2021).

O estéril de mineração consiste principalmente de um substrato com baixa agregação, misturado com fragmentos rochosos, desprovido da matéria orgânica e nutrientes essenciais

para o crescimento de plantas e que tem potencial para contaminar os solos, corpos de água, atmosfera e ecossistema como um todo, caso não for bem gerenciado (MUKHOPADHYAY et al., 2014; RIVAS-PÉREZ et al., 2016; JÓZEFOWSKA et al., 2017; LIU et al., 2017; USGS, 2021).

Da mesma forma, os rejeitos de minérios têm potencialidade de causar grandes problemas socioambientais (KOSSOFF et al., 2014; HAMILTON et al., 2020), principalmente em caso de falhas de suas barragens de contenção (KEMP et al. 2020). As causas de falhas nessas arquiteturas, geralmente, podem ser associadas às chuvas fortes, natureza do material usado no alteamento e das características dos rejeitos nelas contidos (CAMBRIDGE & SHAW, 2019; GAMA et al., 2019; PARENTE et al., 2021).

Como exemplo, duas grandes falhas de barragens de contenção de rejeitos de minérios de ferro ocorreram no estado de Minas Gerais, Brasil. Uma no município de Mariana (barragem do Fundão, em 2015) e outra em Brumadinho (barragem 1 – B1, em 2019), aos quais impactaram severamente grandes extensões de sistemas ecológicos naturais, sem contar as perdas de vidas humanas (IBAMA, 2016; FERNANDES et al., 2016; FREITAS et al., 2019; IBAMA, 2019). Ambas as barragens (Fundão e B1) pertencem a empresa *Vale S.A.* (FREITAS et al., 2019; ROTTA et al., 2020) e foram alteadas pelo método “à montante” (KOSSOFF et al., 2014).

Conforme Rotta et al. (2020), a principal causa do colapso da estrutura da B1 foi a erosão por infiltração, que ocorreu quando a água de chuva penetrou e saturou o material usado no alteamento, ocasionando a grande ruptura. Um volume de cerca 12 milhões de m³ de rejeitos liberado percorreu 10 km, devastando enormes áreas florestais e agrícolas.

Ainda, esses resíduos atingiram os córregos Feijão e Ferro-Carvão antes de atingir o rio Paraopeba, que é um afluente do rio São Francisco, que por sua vez é o segundo maior rio do Brasil a desaguar no Oceano Atlântico (CPRM, 2019; IBAMA, 2019; ROTTA et al., 2020; THOMPSON et al., 2020). Também, ao longo desses corpos de água, as áreas de preservação permanente foram devastadas, incluindo a vegetação da Mata Atlântica (IBRAM, 2019; ROTTA et al., 2020).

Então, de uma forma geral, os impactos causados aos ecossistemas naturais pela mineração resultam sempre na perda da matéria orgânica (MO) do solo, que juntamente com o esgotamento de nutrientes, erosão e salinização consistem nos principais processos pedológicos

responsáveis pela perda da qualidade do solo (DORAN; PARKIN, 1994; KARLEN et al., 1997; LEPSCH, 2011; LAL, 2012; BRADY; WEIL, 2013; KARLEN; RICE, 2015; KARLEN et al., 2019). É por isso que a degradação ambiental decorrente da atividade de mineração, tanto pela extração em si, quanto pelas falhas nas barragens de contenção dos resíduos dessa operação, precisa ser seriamente estudada (CARMO et al., 2017; CASTRO et al., 2017).

Conforme Strassburg et al. (2020), a recuperação de 30 % de áreas degradadas pode salvar até 71 % das espécies e reduzir o aquecimento global. É nesta perspectiva que a Assembleia das Nações Unidas declara 2021 a 2030 como década de recuperação de ecossistemas e define áreas de prioridade de recuperação, em que boa parte de ecossistemas tropicais se encontram no top 5 a 20 % de prioridade de recuperação, tanto para sequestro de carbono, quanto para conservação de biodiversidade.

A recuperação de áreas degradadas (RAD) pode contribuir de forma considerável para evitar o adicional de 1,5 °C na temperatura média global projetada para as próximas duas décadas (IPCC, 2018) e para limitar o aumento do mesmo abaixo de 2 °C até o final deste século (TOLLEFSON, 2015). Para tanto, o Brasil apresenta na sua contribuição nacionalmente determinada (iNDC) um compromisso de recuperar 12 milhões de hectares de áreas degradadas até 2030 (final da década de recuperação de ecossistemas).

Além do mais, o Brasil, por ser um admirável país minerador do mundo, possui uma ampla gama de leis, decretos federais e instruções normativas que asseguram e regulamentam o processo da RAD pela mineração e outras atividades industriais, com destaque para as instruções normativas IBAMA nº 04/2011 e ICMBio nº 11/2014, lei nº 12.651/2012 que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa (NVPL), entre outras (GASTAUER et al., 2018).

E, para maior controle das instalações de contenção de rejeitos, o Brasil atualizou recentemente a política nacional de segurança das barragens, mediante a lei nº 14.066/2020, que proíbe a construção de barragens pelo método “à montante”, ao qual foi usado para construir as barragens de Mariana e Brumadinho, Minas Gerais.

Então, para recuperar as áreas degradadas pela extração de minérios ou alteradas pelo rompimento de barragens, duas etapas principais são adotadas: (i) a reconfiguração topográfica, e (ii) o uso de espécies vegetais de crescimento rápido, para proteger o substrato ou solo construído contra a erosão e fornecer a MO ao sistema, melhorando a qualidade do solo e do ecossistema (CHODAK; NIKLIŃSKA, 2010; JANGORZO et al., 2013; HUOT et al., 2014;

MACÍA et al., 2014; CAPRA et al., 2015; MASTO et al., 2015; RIVAS-PÉREZ et al., 2016; FORJÁN et al., 2019; VALENTE et al., 2019).

No caso do rompimento da barragem de Brumadinho-MG, que é o foco desse estudo, a remoção de rejeitos foi o primeiro passo a ser feito para o processo de recuperação ambiental das áreas atingidas. O volume removido das áreas impactadas até junho de 2021 foi de 3,5 milhões de m³ de rejeitos, aos quais passaram pela inspeção e liberação do Corpo de Bombeiros. E, antes do destino final (que é a cava), esses rejeitos são dispostos em áreas dentro da unidade do Córrego Feijão e peneirados para separar metais, borracha e madeira (VALE, 2020; 2021).

Assim, para reconfiguração topográfica desses ambientes alterados, utilizou-se, o estéril de mineração para o preenchimento e topsoil sobre esse substrato acondicionado fisicamente, além da posterior revegetação dessa área. Segundo Ahirwal et al. (2018), após o acondicionamento ambiental, esse solo construído pode passar a pertencer a ordens *Technosols* (TC) da *World Reference Base of Soil Resources* (WRB), *Anthroposols* do sistema australiano de classificação do solo e *Entisols* (*Urbents* e *Garbents*) da *U. S. Soil Taxonomy* (LEPSCH, 2011; BRADY; WEIL, 2013).

Do ponto de vista pedogenético, esses substratos podem ser considerados solos jovens, porque apresentam quantidade significativa de fragmentos rochosos ricos em nutrientes minerais, aos quais tendem a ser liberados com o intemperismo à medida que o processo de recuperação avance. O desenvolvimento inicial desse referido solo jovem depende das propriedades físicas, químicas e biológicas do *topsoil* colocado sobre ele, das correções nele feitas, como calagem e fertilização, bem como da revegetação dessa área (MUKHOPADHYAY et al., 2014; AHIRWAL et al., 2018).

E, a revegetação, além de proteger o substrato contra a erosão e influenciar o seu desenvolvimento, constitui uma ferramenta promissora para sequestrar o dióxido de carbono (CO₂) da atmosfera e contribuir para mitigação das mudanças climáticas e conservação da biodiversidade (JÓZEFOWSKA et al., 2017; AHIRWAL et al., 2018; STRASSBURG et al., 2020).

Nesta ótica, é de suma importância a realização do monitoramento de recuperação ambiental, sobretudo ao considerar que a RAD é um processo normalmente demorado. Portanto, as metas de RAD alcançadas num período relativamente curto podem ser avaliadas e os dados obtidos podem ser usados para gerar informações que auxiliam na tomada de decisões,

no que se refere à necessidade de uma intervenção para corrigir o rumo do processo, bem como para observar se tais resultados podem ser considerados como satisfatórios, em termos de serviços ecossistêmicos.

Deste modo, o uso do solo como fator de qualidade ambiental para monitoramento do processo de recuperação ambiental é indispensável. E, a avaliação da qualidade desse solo em desenvolvimento pode ser uma das formas mais promissoras para avaliar a efetividade do processo RAD, principalmente pela sua relação direta com o crescimento de plantas (REIS, 2006; MASTO et al., 2008; ALMEIDA; SÁNCHEZ, 2015; ZHAO et al., 2016; GAMA et al., 2017; GAMA et al., 2019).

Então, essa avaliação pode ser baseada na análise de um conjunto de atributos edáficos, que refletem a capacidade desse solo construído em realizar suas funções ecológicas (ARMENISE et al., 2013; ASENSIO et al., 2013; MUKHERJEE & LAL, 2014; MUKHOPADHYAY et al., 2014; THOMAZINI et al., 2015; MUKHOPADHYAY et al., 2016).

Parte-se de pressuposição de que, o que acontece no solo pode dar a compreensão sobre o que ocorre nos ecossistemas interligados a ele. No entanto, os desafios do monitoramento podem ser associados a escolha de uma área de referência que não conduza o processo de recuperação a condições não desejáveis, além da seleção de indicadores que realmente refletem melhorias, bem como análise e interpretação dos dados que exigem conhecimento multidisciplinar e experiência do operador.

Para resultar em métrica de fácil interpretabilidade, os dados obtidos são analisados por meio de métodos multivariados, que favorecem a identificação dos atributos mais relevantes para acessar as informações sobre o nível da qualidade ambiental (KARLEN et al., 1997; ANDREWS et al., 2004; THOMAZINI et al., 2015; ZORNOZA et al., 2015; CHERUBIN et al., 2017; HEMATI et al., 2020).

O uso da análise de componentes principais (PCA) como ferramenta estatística para avaliação da qualidade do solo foi proposta por Karlen e Stott (1994). Desde então, essa abordagem multivariada de dados foi empregada para avaliar a qualidade de solos (ANDREWS et al., 2004; THOMAZINI et al., 2015; ZORNOZA et al., 2015; CHERUBIN et al., 2017). Alguns autores, como Mukhopadhyay et al. (2013) e Ahirwal et al. (2018), utilizaram a PCA desenvolver um índice de qualidade do solo (IQS) construído a partir do estéril de mineração.

Então, por meio da PCA, reduz-se a dimensão original de dados e é fornecido um conjunto mínimo de dados (*Minimum Data Set – MDS*) (ANDREWS et al., 2002; MASTO et al., 2008). E o IQS é definido pela combinação das pontuações e pesos dos atributos que fazem parte do MDS (KARLEN et al., 1997; ANDREWS et al. 2002; MASTO et al., 2008; ROSSI et al., 2009; ASENSIO et al., 2013; MUKHOPADHYAY et al. 2013; MUKHOPADHYAY et al. 2014; MUKHOPADHYAY et al. 2016; AHIRWAL et al., 2018).

Enquanto Karlen et al. (1997), Andrews et al. (2002) e Rossi et al. (2009) sugeriram índices de qualidade do solo ligado à sua fertilidade, Asensio et al. (2013), Mukhopadhyay et al. (2013), Mukhopadhyay et al. (2014), Mukhopadhyay et al. (2016) e Ahirwal et al. (2018) propuseram índice de qualidade de solos construídos a partir do estéril de mineração.

Este trabalho tem como hipótese que o monitoramento da recuperação ambiental da área atingida pelo rompimento da barragem de rejeito de mineração pode ser feito mediante a análise de um conjunto de atributos físicos e químicos da qualidade de solos e que os resultados do processo de recuperação ambiental podem ser considerados satisfatórios ou não, desenvolvendo um IQS.

Com base nisso, objetivou-se com este estudo avaliar e propor um sistema de monitoramento baseado na análise de atributos de qualidade do solo para subsidiar o processo sustentável da recuperação da foz do córrego Ferro-Carvão.

2. REVISÃO DE LITERATURA

A Terra é o único planeta conhecido até o momento que possui água, ar e solo, o que lhe confere status da manutenção da vida (LEPSCH, 2011). O solo interage com os outros dois elementos referidos, situando-se no âmago dos sistemas ecológicos terrestres e tornando-se um dos recursos naturais mais relevantes do planeta Terra (BRADY; WEIL, 2013).

O solo consiste num sistema complexo e produtivo (KER et al., 2012), com uma capacidade de sustentar a vida (DORAN; PARKIN, 1994), sendo diversos processos que nele acontecem capazes de impactar os ecossistemas terrestres de diversas maneiras (LEPSCH, 2011; BRADY; WEIL, 2013). Desta forma, a Ciência do Solo busca compreender o funcionamento do sistema solo, para maximizar o seu manejo e a sua conservação, levando em conta que o crescimento populacional é incompatível à disponibilidade dos recursos naturais e que o panorama mundial da degradação ambiental é preocupante (BRADY; WEIL, 2013).

2.1. Qualidade de solo

A complexidade e multifuncionalidade do solo dependem das suas propriedades resultantes da interação dos seus fatores de formação (KER et al., 2012), as quais possibilitam-no fornecer serviços ecossistêmicos aos seres vivos (BRADY; WEIL, 2013; BÜNEMANN et al., 2018). Então, essa medida da potencialidade funcional do solo é entendida como a sua qualidade (DORAN; PARKIN, 1994; KARLEN et al., 1997; KARLEN; RICE, 2015; KARLEN et al., 2019).

A avaliação da qualidade do solo, que se iniciou na década de 1990 (ANDREWS; CARROLL, 2001), exige habilidades técnicas e um amplo conhecimento desse sistema complexo e multifuncional do solo (LIU et al., 2017). Nesse sentido, uma avaliação mais consistente da qualidade do solo deve considerar a análise integrado dos indicadores das suas propriedades físicas, químicas e biológicas (LAUDICINA et al., 2017), possibilitando assim a obtenção de uma visão mais holística da situação (ZORNOZA et al., 2015).

Então, a escolha dos indicadores de qualidade do solo e a interpretação dos dados obtidos devem ser decisivas e indubitáveis (ANDREWS et al., 2002; SHIRI et al., 2017), usando a análise de componentes principais (PCA) para selecionar os mais informativos e definir os seus pesos (STEFANOSKI et al., 2016), que serão integrados a um índice mais abrangente (MUKHERJEE & LAL, 2014; NAKAJIMA et al., 2015; NGO-MBOGBA et al.,

2015; MASTO et al., 2015; MUKHOPADHYAY et al., 2016; AHIRWAL & MAITI, 2016; AHIRWAL et al., 2018; LI et al., 2018; FERNÁNDEZ et al., 2020).

2.2. Mineração

A mineração refere-se à atividade de extração de minérios (LEPSCH, 2011), feita na superfície ou de forma subterrânea. Para exploração dos minerais na superfície, utilizam-se maquinários para remover a vegetação nativa e o solo sobre a rocha que contém os minerais de interesse, ao passo que, para extrair esses recursos minerais na subsuperfície, cavam-se poços ou túneis (SCHUELER et al., 2011; SHRESTHA & LAL, 2011; FENG et al., 2019; XIANG et al., 2021).

Ferro é um dos minérios mais extraído no mundo, em termos de quantidade. Cerca de cinquenta países no mundo exploram o minério de ferro, dos quais sete respondem por quase três quartos de toda produção mundial. A Austrália e o Brasil são os maiores exportadores deste *commodity*, e a China é o maior importador (STEELMINT, 2019; SAES; BISHT, 2020; USGS, 2021).

Em 2018, com uma área ocupada de cerca de 5 mil ha, o setor mineral brasileiro faturou US\$ 28,3 bilhões com as exportações de cerca de 400 milhões de toneladas de minério de ferro (STEELMINT, 2019; USGS, 2021), correspondente a 19,6 % da produção mundial (OLIVEIRA et al., 2020), o que favoreceu a criação de 180 mil empregos diretos e mais de 2 milhões de indiretos, contribuindo com 16,7 % do PIB industrial e 30 % do saldo da balança comercial (IBRAM, 2019)

A utilização desses minerais extraídos é fundamental para o desenvolvimento socioeconômico mundial, pois esses minérios constituem-se matérias primas para as mais variadas indústrias, além da criação de milhões de empregos diretos e indiretos (SAES; BISHT, 2020). No entanto, é frequente encontrar nos trabalhos relacionados a mineração a seguinte frase: “a mineração é uma atividade econômica importante, porém causa impactos socioambientais significativos” (SCHUELER et al., 2011; BARROS et al., 2012; NGO-MBOGBA et al., 2015; YADA et al., 2015; NIGAM et al., 2017; FENG et al., 2019; XIANG et al., 2021).

2.3. Degradação do solo pela extração de minério

A degradação ambiental é um tema abordado pela comunidade científica e políticos em várias partes do mundo. O artigo 2º do Decreto Federal nº 97.632/1989, que regulamenta a atividade minerária, define a área degradada como danos causados ao meio ambiente, com consequente redução ou perda da qualidade do solo e do ecossistema.

A degradação ambiental pode ser entendida como a substituição da vegetação em pleno clímax por uma secundária, provocando mudanças adversas nos serviços ecossistêmicos, enquanto a degradação do solo indica um declínio na sua capacidade funcional (LAL, 2012; KARLEN; RICE, 2015; KARLEN et al., 2019).

Seja ela subterrânea ou a céu aberto, em termos de local afetado, a mineração é a mais importante causadora da perda da qualidade ambiental e do solo (GASTAUER et al., 2018; FENG et al., 2019; SAES; BISHT, 2020; XIANG et al., 2021). A subterrânea pode provocar a rachadura na superfície do solo e levar à erosão e ao aumento de emissão de CO₂ (NEWMAN et al., 2017; WANG et al., 2017), enquanto a mineração a céu aberto promove a remodelação da paisagem e a produção de rejeitos (KOSSOFF et al., 2014; ARMSTRONG et al., 2019).

O solo é o fator ambiental mais afetado (MUKHOPADHYAY et al., 2013), o que torna inviável o processo de recuperação ambiental (GASTAUER et al., 2018). A remoção da vegetação nativa, decapeamento e a extração de minérios alteram fortemente a topografia, estrutura geológica e regime hidrológico dos sítios de exploração (SHRESTHA; LAL, 2011; YADA et al., 2015).

O solo retirado da área geralmente tem fragmentos de rochas (MUKHOPADHYAY et al., 2013; AHIRWAL et al., 2018). O transporte e a deposição do material retirado causam alterações nas propriedades do solo, o que o torna mais sensível à erosão (AHIRWAL & MAITI, 2016). Além disso, as substâncias nocivas podem ser liberadas no solo, ar e na água (IBRAM, 2019; USGS, 2021).

Em suma, falar da mineração é discorrer sobre a economia, geração de empregos e contrabalanço dos índices de desenvolvimento nacional, porém é também falar sobre o meio ambiente degradado e processo da RAD, da qual o processo de Monitoramento é uma subdivisão de grande significância.

No Brasil, o processo de RAD pela mineração é assegurada por um conjunto de normas, que inclui a Constituição de 1988; a Lei Federal nº 6.938/1981, que autoriza o CONAMA¹ a atuar como o órgão consultivo e deliberativo, além de autorizar o IBAMA² e ICMBio³ a operarem como órgãos executivos, sendo o segundo responsável pelas atividades dentro das unidades de conservação. Ainda, tem-se também o Decreto Federal nº 97.632/1989, que exige dos responsáveis por empreendimento causadores de impactos ambientais a elaboração de PRAD⁴, EIA⁵ e RIMA⁶ (GASTAUER et al., 2018).

2.4. Barragens de rejeitos de mineração

A atividade de extração de minérios produz milhões de metros cúbicos de rejeitos (KOSSOFF et al., 2014; PARENTE et al., 2021), que são contidas em barragens (GAMA et al., 2019; OWEN et al., 2020). Estes resíduos são perigosos e têm potencial de causar grandes desafios socioambientais (KOSSOFF et al., 2014; HAMILTON et al., 2020).

Conforme *World Mine Tailing Failures* (WMTF, 2020), existem cerca de 40 mil barragens (ativas, inativas e, ou abandonadas) em todo mundo, armazenando cerca de 534 bilhões de metros cúbicos de resíduos, acumulados desde 1771. Portanto, em média são gerados 4,9 milhões de toneladas de resíduos para extrair 1 milhão de toneladas de minério.

No Brasil, a nova Política Nacional de Segurança de Barragens (Lei nº 14.066/2020) proíbe o alteamento “*a montante*” e monitora 441 barragens das 841 registradas em todo o país (ANM, 2020). O alteamento a montante foi bastante utilizado pelo baixo custo e facilidade de obtenção do licenciamento devido a menor área ocupada em relação ao método a jusante (KOSSOFF et al., 2014).

Entretanto, a instabilidade dessas arquiteturas é, muitas vezes, relacionada às chuvas fortes, à natureza do material usado na construção e das características dos rejeitos nelas contidas (GAMA et al., 2019). Nesse sentido, há uma necessidade de adotar medidas políticas e tecnológicas que restringem as falhas de barragens (ARMSTRONG et al., 2019; PARENTE et al., 2021), visto que vários estudos já noticiaram as falhas específicas em barragens de rejeitos

¹ CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente;

² IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Lei nº 7.735/89);

³ ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Lei nº 11.516/2007);

⁴ PRAD – Plano de Recuperação de Áreas Degradadas;

⁵ EIA – Estudo de Impacto Ambiental (artigo 225, parágrafo 1º, inciso IV, da Constituição de 1988);

⁶ RIMA – Relatório de Impacto Ambiental.

de mineração em diversas localidades do mundo, bem como as suas causas, volumes descartados e consequências sociais, econômicas e ambientais resultantes (ARMSTRONG et al., 2019; OWEN et al., 2020).

Em *WISE Uranium Project* (2021) foram listadas, de forma cronológica, 137 principais falhas de barragens de rejeitos a nível mundial, desde de 1960 até 2020, das quais 9 ocorreram no Brasil. Destas falhas de barragens decorrentes no Brasil, duas foram mais notáveis, Mariana-MG – 2015 e Brumadinho-MG – 2019.

Conforme Armstrong et al. (2019), os desastres ocorridos em Espanha, Canadá e Brasil são os principais entre 1998-2018. Estes acidentes liberaram grandes quantidades de rejeitos sobre cidades, grandes extensões de terras agrícolas e corpos de água (ARMSTRONG et al., 2019; HAMILTON et al., 2020; WISE URANIUM PROJECT, 2021).

O desastre de Mariana-MG (Fundão – 2015) liberou mais de 50 milhões de m³ de rejeitos de mineração, que causou perda de vidas humanas e impactou grandes extensões de ambientes naturais, além de poluir o rio Doce ao longo de 663 km antes de atingir o Oceano Atlântico (IBAMA, 2016; KEMP et al., 2016; CARMO et al., 2017; HATJE et al., 2017).

Foi considerado o maior desastre socioambiental da história do Brasil e um dos maiores do mundo envolvendo as barragens de rejeitos de mineração, tendo um custo de recuperação ambiental estimado em US \$ 20 bilhões (IBAMA, 2016; WISE URANIUM PROJECT, 2021).

O incidente catastrófico de Brumadinho-MG em 2019 liberou cerca de 12 milhões de m³ de rejeitos (IBAMA, 2019; WISE URANIUM PROJECT, 2021). Apesar da B1 ter sido desativada em 2015 e receber avaliações positivas de segurança (PORSANI et al., 2019; SANTAMARINA et al., 2019), o volume de lama liberado devastou enormes áreas florestais e agrícolas, destruiu os córregos Feijão e Ferro-Carvão antes de atingir o rio Paraopeba (IGAM, 2020; ROTTA et al., 2020; THOMPSON et al., 2020; VERGILIO et al., 2020). Também, ao longo desses corpos da água, as áreas de preservação permanente foram devastadas, incluindo a vegetação da Mata Atlântica (IBRAM, 2019; ROTTA et al., 2020).

Conforme Rotta et al. (2020), a principal causa da anormalidade da estrutura de B1 foi a erosão por infiltração causada pela penetração da água da chuva no material de contenção, o que saturou a barragem e ocasionou a grande ruptura. Assim, estando completamente saturado, o rejeito fluuiu por 10 km sobre vastas áreas até atingir o rio Paraopeba, que é afluente do rio

São Francisco, o segundo maior do Brasil a desaguar no Oceano Atlântico. Ambas as barragens (Fundão e B1) foram alteradas “à montante” (KOSSOFF et al., 2014).

2.5. Recuperação de áreas degradadas (RAD) e as obrigações legais

A RAD refere-se a diversas técnicas e atividades inerentes a melhoria de condições ambientais de um sistema ecológico degradado (ARONSON et al., 2011). Devido às inúmeras consequências ambientais negativas causadas pela extração de minérios, a RAD é uma obrigação legal no Brasil (GASTAUER et al., 2018), tornando-se um foco adicional da atividade de mineração.

O dispositivo legal que regulamenta e assegura a prática de RAD no Brasil é composto de uma lista que inclui o decreto federal nº 97.632 de 1989 que, no seu artigo 1º, exige das empresas mineradoras a apresentação de um projeto de recuperação de áreas degradadas (PRAD), juntamente com um Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e um Relatório do Impacto Ambiental (RIMA).

Conforme o inciso XIII do artigo 2º da Lei nº 9.985/2000, o procedimento para a restituição de um ecossistema degradado pode ser feito por restauração, quando a finalidade é retorná-lo a um estado mais próximo possível de sua condição original, ou por reabilitação, quando o objetivo é voltá-lo a uma condição não degradada, podendo ser diferente do estado inicial (ARONSON et al., 2011). Ainda, Reis (2006) aborda um procedimento de RAD pouco usado, além da restauração e reabilitação, que é a substituição, este processo consiste na criação de um ecossistema novo no lugar de um antigo.

No entanto, em áreas de mineração é difícil obter a condição de ambiente restaurado, uma vez que o solo é removido do local e outras alterações expressivas são realizadas (AHIRWAL; MAITI, 2016). Portanto, a restauração não deve ser o objetivo final na recuperação ambiental de uma área minerada (GASTAUER et al., 2018).

Ainda, as características edáficas de materiais que habitualmente são usados como substrato durante o processo de RAD contêm artefatos inadequados para o crescimento das plantas (AHIRWAL et al., 2018). Embora as vantagens de usar esses materiais como substrato estejam relacionadas à oportunidade de observar o desenvolvimento de um solo a partir do zero (MUKHOPADHYAY et al., 2014).

Assim, dentre as alternativas de recuperação de áreas degradadas pela mineração destacam-se a construção do solo e o uso de espécies vegetais de rápido crescimento que servem

de proteção viva contra a erosão e adicionam a matéria orgânica no sistema (LEAL et al., 2016; VALENTE et al., 2019; BENIAICH et al., 2020).

O cenário global de degradação de ecossistemas naturais tornou o processo de RAD uma prioridade. Apesar de ser uma ciência emergente no Brasil e no mundo, a restauração ecológica tem fornecido orientações sobre como voltar a comunidade vegetal e animal aos níveis anteriores ou próximos de diversidade e produtividade (ARONSON et al., 2011; BRADY; WEIL, 2013).

2.6. Monitoramento do processo da recuperação ambiental

O Brasil tem cerca de 21 milhões de hectares de terras situadas em Reservas Legais (RL) e Áreas de Preservação Permanente (APP) que deveriam ser submetidos ao processo de RAD (PLANAVEG/MMA, 2017). Além disso, sendo um dos signatários do acordo de Paris, o Brasil assumiu em 2015, mediante a sua pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada (iNDC), o compromisso de recuperar 12 milhões de hectares de áreas degradadas até 2030 (INDC/MMA, 2016).

Desse modo, independentemente da opção de restituição de área degradada que foi executada, a efetividade desse processo deve ser assegurada, através de um sistema de avaliação comumente conhecido por monitoramento da recuperação ambiental, que consiste numa etapa importante da restauração ecológica (SER & PWG, 2004). O monitoramento usa um conjunto de indicadores de qualidade ambiental envolvidos no processo de recuperação para gerar informações sistemáticas e confiáveis, capazes de indicar o estágio e o rumo do processo de RAD, apontando as necessidades ou não de intervenções (REIS, 2006; ARONSON et al., 2011; ALMEIDA & SÁNCHEZ, 2015).

A Instrução Normativa do IBAMA 04/2011 tem solicitado relatórios semestrais do monitoramento durante a execução do plano de recuperação de área degradada (PRAD). Então, o monitoramento também consiste num tipo de obrigação legal aos responsáveis dos empreendimentos para garantir que o PRAD aplicado está sendo eficaz ou não. Além disso, recentemente, a portaria nº 3.206, de 25 de agosto de 2020 do Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações (MCTI), incluiu o termo “monitoramento científico das áreas em recuperação” no inciso III do seu artigo 2º, em que se trata dos objetivos da Iniciativa Regenera Brasil.

Assim, as novas metodologias do monitoramento de recuperação ambiental se fundamentam na avaliação dos parâmetros dos fatores ambientais como ar, água, biota e solo,

sendo este último fator da qualidade ambiental (solo) mais comumente utilizado, devido a sua relação direta com todos os outros fatores ambientais e por ser a base dos ecossistemas terrestres (BRADY & WEIL, 2013). Os dados obtidos pela avaliação dos parâmetros do solo são submetidos à análise multivariada, como a análise de componentes principais (PCA), para a definir os indicadores mais importantes em revelar e apontar os problemas ou os progressos, além de atribuir os seus respectivos pesos e criar um índice de qualidade do solo recuperado, que consiste num indicador mais abrangente da qualidade ambiental (MASTO et al., 2008; ROSSI et al., 2009; ASENSIO et al., 2013; MUKHERJEE & LAL, 2014; ZORNOZA et al., 2015; STEFANOSKI et al., 2016; MUKHOPADHYAY et al., 2016; CHERUBIN et al., 2017; AHIRWAL et al., 2018; BÜNEMANN et al., 2018).

Como o solo integra na sua composição as propriedades físicas, químicas e biológicas resultantes do seu processo de formação (LEPSCH, 2011; KER et al., 2012; BRADY; WEIL, 2013), a criação do índice de qualidade do solo da área em recuperação deve considerar a uso de indicadores de cada compartimento do solo, que apresentam as capacidades específicas em indicar as mudanças ou melhorias, visando capturar uma holística da condição desse solo (USDA, 1999; DORAN & ZEISS, 2000; ANDREWS et al., 2004; SER & PWG, 2004; VELASQUEZ et al., 2007; MUKHERJEE & LAL, 2014; BÜNEMANN et al., 2018).

Necessariamente, a ponderação da qualidade do solo faz medições periódicas, por determinado período de tempo, de conjunto de variáveis fortemente relacionadas às funções ecológicas do solo, tendo uma condição de solo não antropizado como referência. No entanto, a escolha de indicadores e a interpretação dos resultados obtidos a partir desses parâmetros indicadores frequentemente dependem da competência do analisador (USDA, 1999; SER & PWG, 2004).

Assim, o planejamento de avaliação da qualidade do solo deve envolver a obtenção de informações da área em recuperação, eleger atributos mais sensíveis e capazes de indicar mudanças (positivas ou negativas), e determinar quando, quantas, onde e quais profundidades coletar, sabendo que a quantidade de amostras do solo a ser coletada depende da variabilidade do campo (USDA, 1999; SER & PWG, 2004).

Além da escolha dos indicadores e a interpretação dos resultados obtidos, outro desafio do processo da avaliação de recuperação ambiental é a área de referência, pois a escolha equivocada de uma área de referência pode causar a subnotificação ou superestimação relativa

ao avanço do processo de recuperação de área degradada e, muitas vezes, é difícil encontrar uma “área não antropizada” (USDA, 1999; SER & PWG, 2004; BÜNEMANN et al., 2018)

Desde a avaliação de sobrevivência e crescimento de espécies, o processo de monitoramento de recuperação ambiental passou por períodos dos relatórios fotográficos, sensoriamento remoto, obtenção de dados de espécies, até chegar a mais recente e complexa fase, que é baseada na criação de modelos matemáticos, realização de análises estatísticas mais robustas e geração de informações.

Em suma, o processo de monitoramento da recuperação ambiental é a medição ou checagem discreta e instantânea de uma quantidade considerável de variáveis de controle ambiental. E, para cada solo e situação, existem variáveis mais relevantes do que outras (USDA, 1999), tornando indispensável a exclusão de algumas delas, sendo essa tarefa da responsabilidade do profissional responsável (SER, 2004).

Diante disso, alguns sobre a recuperação de áreas degradadas pela mineração têm evidenciado o aumento considerável de níveis de qualidade física e química do solo quando o processo atingiu um grau estacionário (SHRESTHA; LAL, 2011). Ainda, que as taxas de recuperação ambiental dependem do substrato usado para reconfigurar a área e para o crescimento das plantas, área em recuperação, microclima da região e gestão do processo de RAD (JÓZEFOWSKA et al., 2017).

Ahirwal et al. (2018) observaram um índice de qualidade de *Technosol* igual a 0,78 após 15 anos de recuperação. E um estudo de cronosequência realizado na Índia observou-se os índices de qualidade de solos de minas de 0,220 e 0,670 em áreas com 2 e 17 anos do processo de recuperação e consideraram como satisfatório um processo de recuperação ambiental cujo o índice de qualidade do solo foi maior que 0,50. (MUKHOPADHYAY et al., 2014).

Diante disso, a seguir, é apresentada uma discussão inerente a indicadores da qualidade do solo de natureza física, química e microbiológica, mais amplamente empregados em procedimentos de avaliação da qualidade do solo recuperado após a mineração. A maioria compõe a lista das propriedades mutáveis do solo, as quais são significativamente alteradas pelo manejo, e são capazes de sugerir o estado de aptidão do solo.

Vale salientar que, não obstante é desejável apresentar os resultados dos indicadores microbiológicos da qualidade do solo, principalmente no procedimento precoce de monitoramento de recuperação ambiental, este trabalho não obteve dados relacionados a

microbiota do solo e os processos mediados pelos microrganismos. Então, centraliza a avaliação da qualidade do solo na análise dos indicadores físicos e químicos.

2.6.1. Indicadores físicos de qualidade do solo

As modificações decorrentes dos agregados do solo, que formam a sua estrutura, podem revelar mudanças ou melhorias na qualidade física do solo (DEXTER, 2004). Assim, a escolha dos atributos relacionados a avaliação do estado físico do solo baseia-se naqueles que refletem a compactação do solo, distribuição de tamanho de agregados, enraizamento, infiltração de água e trocas gasosas.

Portanto, a lista das variáveis físicas pode incluir a porosidade e densidade do solo, resistência à penetração, curva característica de água no solo (CRA), o índice S, condutividade hidráulica e conteúdo de água disponível (ANDREWS & CARROLL, 2001; STEFANOSKI et al., 2016; BÜNEMANN et al., 2018). A argila dispersa em água, índice de floculação e dispersão, entre outras variáveis, também são importantes (ALVES et al., 2007; MARTINS et al., 2019; RUEHLMANN & KÖRSCHENS, 2020), entre outras variáveis.

Segundo Alves et al. (2007), a densidade de solo e a infiltração de água no solo são bons indicadores físicos para avaliar as melhorias decorrente do processo de recuperação ambiental. Ainda, conforme Cherubin et al. (2015), a densidade de solo, a resistência à penetração, macroporosidade e porosidade total, mostraram-se sensíveis às mudanças no uso do solo. Martins et al. (2019), apontaram a estabilidade de agregados com maior potencial em diferenciar áreas, em termos de qualidade, entre os atributos físicos de diferentes solos.

2.6.2. Indicadores químicos de qualidade do solo

A caracterização química do solo é baseada na estimativa do potencial produtivo do solo, tornando-se interessante a escolha de atributos que fornecem informações sobre a disposição que o solo da área em recuperação tem para sustentar as espécies utilizadas na revegetação, bem como os teores dos elementos potencialmente tóxicos, acúmulo de sais, alcalinização, poluição, entre outras contaminações decorrentes dos *Technosols* e, ou *Anthroposols* (BRADY; WEIL, 2013).

Assim, a lista pode incluir o potencial hidrogeniônico (pH), acidez potencial (H + Al), capacidade de troca catiônica (CTC), saturação por bases (V%) e por alumínio (m%), elementos potencialmente tóxicos (metais pesados), teores de nutrientes disponíveis, carbono orgânico

total (COT), estoque de carbono (EstC), matéria orgânica (MO), nitrogênio total (NT), estoque de nitrogênio (EstN), condutividade elétrica (CE), entre outros parâmetros (KARLEN et al., 1997; SHRESTHA & LAL, 2011; CHERUBIN et al., 2015; BÜNEMANN et al., 2018; MARTINS et al., 2019).

Para Mendes et al. (2021), as avaliações tradicionais de qualidade físico-química do solo são demoradas, caras e incorretas ecologicamente, e como alternativa sugeriram a espectroscopia (interação entre a radiação eletromagnética e a matéria) como alternativa viável para estimar pH em H₂O, areia, argila e carbono orgânico do solo. Alternativa esta, que poderia constituir uma ferramenta interessante para a avaliação da qualidade de solo como parte de processo de monitoramento de recuperação ambiental.

2.6.3. Indicadores microbiológicas de qualidade do solo

A caracterização microbiológica utiliza variáveis que revelam o estado dos processos mediados pela microbiota do solo. Entre os principais indicadores estão carbono e nitrogênio da biomassa microbiana, o ergosterol (principal componente da membrana plasmática de fungos e protozoários), a taxa de respiração ou respiração basal, os quocientes metabólico e microbiano, entre outras (CHERUBIN et al., 2015; CASTRO et al., 2017; JÓZEFOWSKA et al., 2017; BÜNEMANN et al., 2018; TEIXEIRA et al., 2018; VERGILIO et al., 2020, LIMA et al., 2020). Existe uma relação divergente entre a detecção dessas atividades com o aumento da camada amostral, portanto, recomenda-se a realização de coleta de amostras do solo em até 20 cm de profundidade.

O carbono da biomassa microbiana é um indicador da qualidade do solo de alta variação temporal, porque as mudanças significativas nele decorrido podem ser detectadas muito antes de se perceber as alterações que possam ocorrer na matéria orgânica. Além disso, ele tende a se elevar, gradualmente, à medida que se aumentam os níveis de recuperação de ambientes perturbados (MARTINS et al., 2019).

A taxa de respiração ou respiração basal mais elevada pode indicar alto distúrbio ou alto nível de produtividade do ecossistema. Para melhor compreensão se taxa de respiração está sendo desejável ou não, determina-se o quociente metabólico, através da razão entre a concentração do carbono liberado pelo processo metabólico e o carbono da biomassa microbiana, em função do tempo. Então, quanto maior for o quociente metabólico, maior é a condição de estresse (LIMA et al., 2020).

O quociente microbiano é obtido dividindo-se o carbono da biomassa microbiana pelo carbono orgânico total para alcançar um índice que deve variar de 1 a 4%, para indicar uma boa qualidade da matéria orgânica do solo (TEIXEIRA et al., 2018).

Martins et al. (2010) sugeriram o empregado do carbono da biomassa microbiana como indicador microbiológico para avaliação de qualidade de solo degradado. Já Teixeira et al. (2018) utilizaram o carbono da biomassa microbiana, respiração basal do solo, quociente metabólico e quociente microbiano, como indicadores biológicas.

Martins et al. (2019) utilizaram carbono da biomassa microbiana, respiração microbiana e glomalina como indicadores microbiológicas para avaliação de uma área degradada. Lima et al. (2020) enfatizam que a respiração basal do solo é afetada por mudanças no uso da terra, e ela correlaciona positivamente com a umidade do solo e negativamente com a temperatura do solo.

2.6.4. Análise multivariada: Análise de componentes principais (PCA) e análise de variância multivariada por permutação (PERMANOVA)

A avaliação da qualidade de solos submetidos a diferentes usos e manejos faz uso de estatística multivariada, em especial a análise de componentes principais (PCA), para classificar os indicadores escolhidos (ANDREWS et al. 2002; FERNÁNDEZ et al., 2020).

Antes de tudo, faz-se a padronização de cada observação mediante a relação da diferença entre o valor observado e a média, com o desvio padrão, isto é: valor padronizado = (observação – média) / desvio-padrão.

Após redução da dimensão desse conjunto de dados, a PCA proporciona obtenção de novas variáveis mais informativas, que são os componentes principais (CP), com os seus respectivos autovalores e percentagens da variância explicada, mediante a combinação linear de todos os indicadores originais (MUKHERJEE & LAL, 2014; MUKHOPADHYAY et al., 2016). E, como os CP são ortogonais entre si, a contribuição de um CP pode ser somada a outro dentro do plano multivariado.

De uma forma geral, são considerados relevantes os indicadores que apresentarem carga fatorial a partir de 0,70 ($r \geq 0,70$) ou outro valor a ser considerado dentro dos CP com autovalores maiores que 1,0 (*eigenvalue* > 1,0), com intuito de selecionar indicadores de qualidade do solo cujo o nível de explicação (comunalidade) seja de no mínimo 50% dentro do CP com autovalor maior que 1,0 (*eigenvalue* > 1,0) (MASTO et al., 2008).

Após a seleção, o peso cada indicador é definido seguindo os seguintes passos: i) multiplica-se a *comunalidade* de cada indicador com o autovalor do CP que ela pertence; ii) faz-se a soma dos produtórios obtidos de cada indicador nos diferentes CP; iii) também, os produtórios de todos os indicadores que compõem cada CP são somados; iv) então, divide-se o somatório dos produtórios de cada indicador obtidos nos distintos CP pela soma dos produtórios de todos os indicadores que compõem os PC. A soma dos pesos atribuídos aos indicadores deve ser igual a 1,0 (MASTO et al., 2008).

Mukhopadhyay (2013), Thomazini et al. (2015) e Ahirwal et al. (2018), aplicaram PCA para selecionar os indicadores mais relevantes para explicar as condições de solo e para definir os seus respectivos pesos, aos quais foram usados para estabelecer um índice de qualidade desse solo.

A *Permutational Multivariate Analysis of Variance* (PERMANOVA) é uma ferramenta semiparamétrica de análise estatística, caracterizada pela partição geométrica de dados multivariados através de uma medida de dissimilaridade escolhida, com obtenção dos valores- p por meio da técnica da permutação (ANDERSON, 2017). Apesar de ter utilidade parecida com análise de variância (ANOVA) clássica, a PERMANOVA faz inferências estatísticas em um ambiente de distribuição livre, utilizando algoritmos permutacionais, que são as principais características de métodos multivariados não paramétricos (ANDERSON & WALSH, 2013).

Ainda, a partição geométrica de dados multivariados sem restrições das pressuposições ou premissas distributivas faz da PERMANOVA um instrumento estatístico muito robusto, possibilitando uma modelagem mais rigorosas, até mesmo quando as variáveis apresentam comportamentos extremamente anormais e muito dispersos (ANDERSON, 2001, ANDERSON & TER BRAAK, 2003; ANDERSON & WALSH, 2013; ANDERSON, 2017).

Enquanto que a ANOVA clássica baseia a significância dos resultados na suposição de normalidade, a PERMANOVA compara os resultados de teste F real com aquele obtido através da permutação aleatória das variáveis entre os grupos, e testa à similaridade com base em uma medida de distância escolhida, diferentemente da ANOVA que testa à similaridade das médias do grupo (ANDERSON, 200; ANDERSON, 2017). Portanto, essas vantagens fazem de PERMANOVA um dos métodos mais amplamente usados na ecologia para examinar os efeitos da heterogeneidade das dispersões multivariadas (ANDERSON & WALSH, 2013).

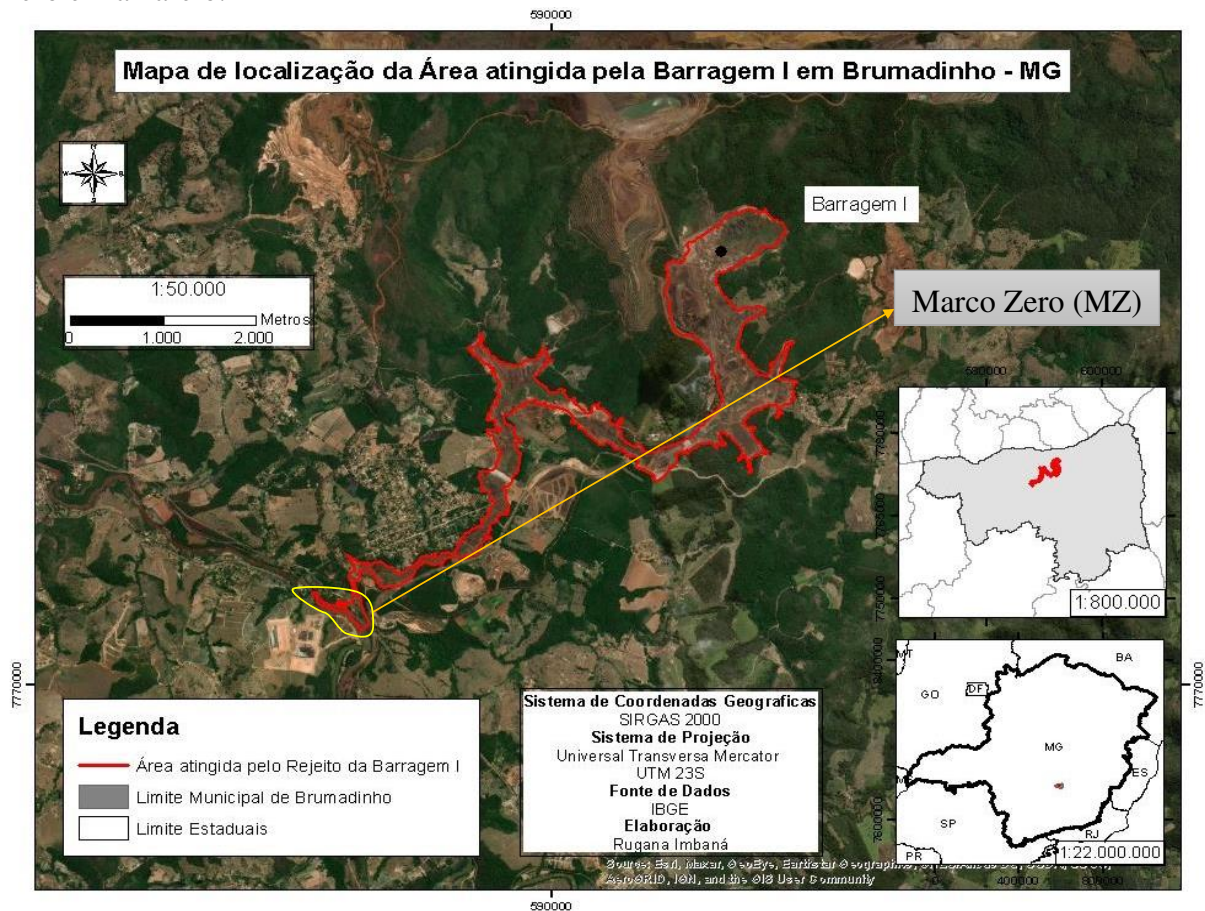
3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Descrição dos locais de estudo

Este estudo foi realizado na foz do córrego Ferro-Carvão, localizada na área denominada de “marco zero” (A_MZ), que é a área piloto da Vale S.A. em processo de recuperação dos impactos do rompimento da Barragem 1 (B1) da Mina Córrego do Feijão, ocorrido em 25 de janeiro de 2019, no município de Brumadinho-MG, Brasil (latitude 20° 08' 34" S; longitude 44° 12' 00" W) (VALE, 2020). O clima regional é classificado como tropical, com inverno seco (Aw), recebe 1.325 mm de precipitação média anual (com chuvas concentradas entre novembro e abril) e temperatura média anual de 21,3 °C (ALVARES et al., 2013).

A A_MZ corresponde a cinco dos cerca de 300 hectares de áreas impactadas por aproximadamente 12 milhões de m³ de rejeitos de mineração provenientes da B1 (Figura 1). Ainda, essa área piloto da Vale S.A. (A_MZ) abrange um perímetro que “começa próximo à nova ponte da avenida Alberto Flores, seguindo por mais 400 metros a jusante ao córrego Ferro-Carvão e, após a confluência com o rio Paraopeba, vai mais 2 quilômetros ao longo do rio” (IGAM, 2019; VALE, 2020; SILVA et al., 2020).

Figura 1 – Extensão de áreas impactadas por rejeitos provenientes da barragem 1 da mina do córrego do Feijão em Brumadinho-MG demarcada em vermelho e a localização da área Marco Zero em amarelo.



Fonte: O autor (2021).

Nesta área (A_MZ), foram removidos cerca de 130 mil m³ de rejeitos e o curso original da foz do córrego Ferro-Carvão foi demarcado, utilizando-se de dados de levantamentos topográficos e a ferramenta *Google Earth*. A tecnologia *Green Wall* foi utilizada para refazer o canal desse córrego e recuperar a topografia local, considerando o traço pré-impacto. Então, para a reconfiguração da foz do córrego Ferro-Carvão utilizou-se estéril de mineração de laterita para o preenchimento e o topsoil sobre essa área reconfigurada fisicamente, além de paredes de biomanta.

Em seguida, foi feita correção (fertilização e calagem) antes da revegetação com plantas de cobertura e espécies nativas da região de crescimento rápido, como embaúbas (*Cecropia spp.*), ipês (*Tabebuia sp.*), angicos (*Anadenanthera colubrina*), além de outras espécies utilizadas para enriquecer a biodiversidade (VALE, 2020).

Assim, o propósito da reconstituição da foz do córrego Ferro-Carvão foi para restabelecer a sua afluição com o rio Paraopeba (Figura 2), que por sua vez abastece o rio São Francisco, um importante corpo de água do Brasil e da América do Sul (CPRM⁷, 2019).

Figura 2 – Imagem de satélite da área Marco Zero (A_MZ), após reconstrução da foz do córrego Ferro-Carvão.



Fonte: google Earth (2021).

As áreas de referência foram: (i) mata nativa (representada pelo transecto A1), localizada na margem direita do córrego Ferro-Carvão, na área denominada de “marco zero”; e (ii) mata ciliar do córrego Casa Branca (representada pelo transecto A4), outro afluente do rio Paraopeba, por onde a Vale S.A. tem retornado à água captada do córrego Ferro-Carvão e tratada na Estação de Tratamento de Água Fluvial (ETAF), por meio dos processos de filtragem e remoção de sedimentos (VALE, 2020).

A fitofisionomia local é de Floresta Estacional Semidecidual secundária em estágio médio de regeneração, com as seguintes espécies mais comuns: jacarandá-da-baía (*Dalbergia nigra*), ipê-amarelo (*Handroanthus albus*), braúna (*Melanoxylon braúna*), jequitibá (*Cariniana sp.*), copaíba (*Copaifera langsdorffii*), licurana (*Hyeronima alchorneoides*), guamirim (*Myrcia splendens*), jatobá (*Hymenaea courbaril*), entre outras (IBGE⁸, 2012; CONAMA⁹ n° 392/2007).

⁷ CPRM – Serviço Geológico do Brasil

⁸ IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

⁹ CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

A vegetação natural se estabeleceu principalmente sobre Latossolos Vermelhos (LV) e Latossolos Vermelho-Amarelos (LVA), além de Cambissolos húmicos (CX húmicos) e háplicos (CX háplicos), conforme a categorização do SiBCS¹⁰ (KER et al., 2012; SANTOS et al., 2018).

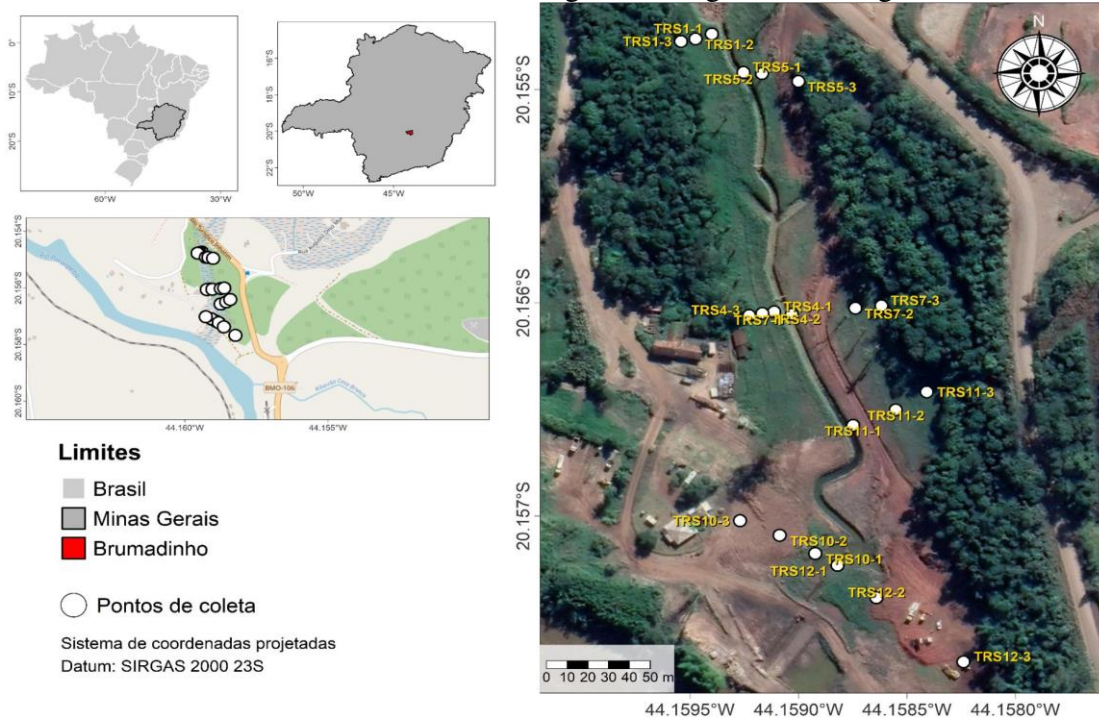
3.2. Coleta de amostras de solo

Delimitou-se três transectos perpendiculares à cada margem da foz do córrego Ferro-Carvão (na A_MZ) (Figura 3), um na mata localizada a margem direita do córrego Ferro-Carvão (A1) e um transecto na mata ciliar da margem esquerda do córrego Casa Branca (A4). Em seguida, definiu-se três pontos de amostragem em cada transecto. No caso dos córregos, os pontos foram posicionados do mais próximo da calha até o mais distante, de forma a representar melhor a área.

Coletou-se amostras de solo em cada ponto de amostragem demarcados nos transectos de cada uma das três áreas, nas profundidades de 0-20 e 20-40 cm. Na área da foz do córrego Ferro-Carvão (representada por A_MZ), as amostras deformadas de solo foram coletadas com “pá de jardim”, devido a impossibilidade da retirada de amostras com anel volumétrico, pelo excesso de pedregosidade. E, um total de 36 amostras de solo foram coletadas na A_MZ. Já nas duas áreas da mata (A1 e A4), utilizadas como padrões de referência, foi possível retirar amostras do solo com anel volumétrico e, um total de seis amostras de solo foram coletadas em cada uma das áreas de referência (A1 e A4).

¹⁰ SiBCS – Sistema Brasileiro de Classificação de Solos

Figura 3 – Mapa de localização da área de estudo em Brumadinho-MG, Brasil, os pontos de coleta de amostras do solo nos transectos ao longo das margens do córrego Ferro-Carvão.



Fonte: O autor (2021).

As amostras foram transportadas para o laboratório, secas ao ar, maceradas em almofariz de porcelana e peneiradas em malha de 2 mm (9 *mesh*) para a obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). E, no laboratório, foram obtidos dados com avaliação de 43 atributos do solo (12 físicos e 31 químicos), por meio das amostras do solo coletadas na camada de 0-20 cm dos transectos T01, T04, T05, T07, T10 e T12, da área da foz do córrego Ferro-Carvão (A_MZ); e transectos A1 e A4, respectivamente, da mata nativa vizinha a margem direita do córrego Ferro-Carvão e mata ciliar na margem esquerda do córrego Casa Branca.

Com algumas exceções, o mesmo procedimento foi feito para camada de 20-40 cm. Tal como, 38 atributos do solo (7 físicos e 31 químicos) foram analisados nas amostras do solo coletadas nos quatro transectos (T01, T04, T05 e T07) da A_MZ, e em cada um dos transectos das duas áreas de referência (A1 e A4).

Salienta-se ainda que, o uso mais transectos na A_MZ em relação a suas áreas padrões (A1 e A4) é uma forma usada neste trabalho para representar os terços (inicial, médio e final, em direção a confluência com o rio Paraopeba) das duas margens da foz do córrego Ferro-Carvão. Na margem esquerda, os terços inicial, médio e final foram representados,

respectivamente, pelos transectos T01, T04 e T10. Enquanto a primeira parte, a medial e o extremo da margem direita da foz do córrego Ferro-Carvão, junto ao rio Paraopeba, foram representados pelos transectos T05, T07 e T12. Portanto, para análise da segunda camada do solo (20-40 cm), apenas os terços inicial e médio foram representadas, visto que as avaliações foram feitas com base nas amostras dos transectos T01, T04, T05 e T07.

3.3. Análises físicas do solo

As amostras retiradas com anel volumétrico nas áreas de referência foram utilizadas de maneira sequencial para determinar a condutividade hidráulica em meio saturado (K_0), a resistência do solo à penetração (RP), a microporosidade (M_i) e a densidade do solo (D_s). A RP foi determinada em condições controladas com penetrômetro eletromecânico estático de bancada (TORMENA et al., 1998). A K_0 , D_s e M_i foram determinadas conforme Teixeira et al. (2017). A densidade de partículas (D_p) foi determinada pelo método do balão volumétrico (VIANA et al., 2017b). Assim, com os dados da D_s e D_p foi calculada a porosidade total (PT) pela expressão $PT = [1 - (D_s/D_p)]$, e com isso a macroporosidade (M_a) pela expressão $M_a = (PT - M_i)$ (TEIXEIRA et al., 2017).

A umidade no potencial de 10 kPa, denominada de capacidade de campo (CC), foi determinada conforme Teixeira e Behring (2017). A separação e a quantificação das frações texturais foi realizada pelo método da pipeta (DONAGEMMA et al., 2017).

Com a dificuldade de retirada de amostras com anel volumétrico na área em processo de recuperação (A_MZ), a D_s foi determinada pelo método da proveta (ALMEIDA et al., 2017a), sendo o fator f de correção de umidade aplicado a TFSA usada (VIANA et al., 2017a).

Para determinação de K_0 das amostras da A_MZ, calculou-se a massa de amostras de solo que caberiam no anel com volume conhecido. Essa amostra recebeu volume de água correspondente a cerca de 20% de sua massa calculada e em seguida foram comprimidas, usando “mão com borracha” (ABNT NBR-6457/2016; ABNT NBR-7182/2016). Então, as amostras foram saturadas por 48 h e a K_0 foi determinada conforme os procedimentos descritos por Teixeira et al. (2017).

Imediatamente, os cilindros foram transferidos para a mesa de tensão à 60 cm de altura da coluna de água por 48 h, sendo posteriormente determinada a RP por meio de um penetrômetro de bancada em toda a espessura do solo no cilindro (5 cm), porém foram usadas médias correspondentes à 3 cm centrais da profundidade (TORMENA et al., 1998). E após 48

h em estufa à 105 °C, as amostras foram retiradas, pesadas e calculadas a Ds e a Mi (ALMEIDA et al.,2017a; ALMEIDA et al.,2017b).

3.4. Análises químicas do solo

Para estimar o potencial produtivo do solo das áreas de estudo, utilizou-se amostras de TFSA. A aferição do potencial hidrogeniônico (pH) em água foi realizada com potenciômetro, realizando a imersão dos eletrodos combinados na suspensão homogeneizada de solo: água, na proporção 1:2,5 (TEIXEIRA et al., 2017_a).

A extração da acidez potencial do solo (H+Al) foi feita com acetato de cálcio $[(\text{CH}_3\text{COO})_2 \text{Ca} \cdot \text{H}_2\text{O}]$ a $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ tamponado a pH 7,0 e a determinação volumétrica foi feita com a solução padronizada de $0,025 \text{ mol L}^{-1}$ de NaOH na presença de fenolftaleína como indicador (CAMPOS et al., 2017a).

Os cátions trocáveis de alumínio, cálcio e magnésio (Al^{3+} , Ca^{2+} e Mg^{2+}) foram extraídos com solução KCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$. A determinação do Al^{3+} foi por titulação com solução padronizada de NaOH $0,025 \text{ mol L}^{-1}$, e de Ca^{2+} e Mg^{2+} foram feitos no espectrômetro de absorção atômica com chama (TEIXEIRA et al., 2017 _b).

A extração dos teores disponíveis de fósforo (P), potássio (K), cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe) e manganês (Mn) foi realizada com solução extratora Mehlich-I (HCl $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ e H_2SO_4 $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$) e para o boro (B) foi utilizado extrator água quente. A determinação dos teores disponíveis de K, B, Cu, Zn, Fe e Mn foi feita por meio da espectrofotometria de absorção atômica de chama. Enquanto que o teor de P disponível foi determinado mediante a leitura da densidade ótica no espectrofotômetro-UV-Vis, usando filtro vermelho (comprimento de onda de 660 nm) (TEIXEIRA et al., 2017 c). Para obtenção de fósforo remanescente (P-rem), foi determinada a concentração do P na solução de equilíbrio na relação 1:10 de TFSA e solução de CaCl_2 $0,010 \text{ mol L}^{-1}$ contendo 60 mg L^{-1} de P (ALVAREZ V. et al., 2017).

A partir das determinações feitas, foram calculadas a soma de Bases Trocáveis (SB), considerando os teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e de K transformado (K^+). A CTC efetiva (t) foi obtida somando-se a SB com Al^{3+} , enquanto que CTC total (T) foi obtida pela soma de SB e H + Al. A Percentagem de Saturação por Bases (V%) foi calculada multiplicando-se por 100 a relação entre a SB e a T (TEIXEIRA et al., 2017_d)

A percentagem de Saturação por Alumínio (m%), que indica a magnitude de Al^{3+} em relação aos teores de SB e Al^{3+} na CTC do solo, foi calculada multiplicando-se por 100 a relação entre o Al^{3+} e somatório de SB com Al^{3+} (CAMPOS et al., 2017b).

Os teores de As, Co, Pb, Ni, Zn, Mn, Fe e Al foram determinados após digestão ácida de acordo com o método EPA 3051A (USEPA, 2007). Aproximadamente 0,5 g de amostra de TFSA, previamente maceradas em almofariz de ágata e passadas em peneira de 0,0743 mm (200 *mesh*), foram colocadas em um tubo de *Teflon* PTFE com tampa rosqueável e a este foram adicionados 9 mL de ácido nítrico (HNO_3) e 3 mL de ácido clorídrico (HCl). As amostras foram preparadas em triplicada e brancos foram adicionados para assegurar a ausência de contaminação.

Em seguida, esses tubos *Teflon* PTFE foram fechados e colocados em forno de micro-ondas (Multiwave ECO, Anton Paar) programado para alcançar a temperatura de 175 °C na pressão de 760 KPa. Após a digestão, as amostras foram filtradas e a dosagem realizada em Espectrofotômetro de Emissão Ótica por Plasma Induzido e Acoplado indutivamente (ICP-OES), modelo Perkins Elmer Optima 8300 (CAMPOS et al., 2005). Os limites de detecção e quantificação de cada elemento foram calculados (MAGNUSSON & ÖRNEMARK, 2014).

3.5. Matéria orgânica do solo e o seu fracionamento

O teor de carbono orgânico total (COT) foi obtido pelo método de combustão à seca no CHNS (CARMO & SILVA, 2012) e da matéria orgânica do solo (MOS) foi estimada, multiplicando-se o teor de COT por 1,724. Para obtenção da matéria orgânica particulada (MOP) e associada aos minerais (MOAM), a MOS foi fracionada de acordo com a proposta de Cambardella e Elliott (1992).

Após essa etapa, as amostras foram maceradas em almofariz de ágata e passadas em peneira de 100 *mesh* (0,149 mm) e, a seguir, cerca de 30 mg de amostras de cada uma das frações foram usadas para determinação de carbono e nitrogênio da MOP e MOAM, pelo método de combustão à seca, no CHNS (CARMO & SILVA, 2012).

3.6. Análise estatística

Utilizou-se a análise de componentes principais (PCA) para selecionar as variáveis que melhor descrevem as relações existentes entre as áreas estudadas e verificar a homogeneidade da área em recuperação (ANDREWS et al., 2002; FERNÁNDEZ et al., 2020). A seleção dos

atributos mais relevantes para explicar as relações entre a A_MZ e seus padrões de referência (A1 e A4), foi baseada nas cargas fatoriais dos indicadores da qualidade do solo que se correlacionaram com dois componentes principais mais informativos.

Para observar o tipo de relação existente entre as áreas, foi realizada a análise de variância por permutação (PERMANOVA), aliada ao valor de “stress” do NMDS (sigla inglês para o escalonamento multidimensional não métrico), ajustado pela análise de ordenação não paramétrica (ANDERSON, 2017).

Todas as análises estatísticas foram realizadas no *software R* (R CORE TEAM, 2021), com auxílio dos pacotes “readxl” (WICKHAM & BRYAN, 2019), “factoextra” (KASSAMBARA & MUNDT, 2020), “permute” (SIMPSON, 2019), “lattice” (SARKAR, 2008) e “vegan” (OKSANEN et al., 2020).

3.7. Índice de qualidade de solo (IQS)

Para a camada de 0-20 cm, foram submetidos à PCA 12 indicadores físicos e 31 químicos (atributos originais e derivados de cálculos), e já para avaliação da profundidade de 20-40 cm, a PCA foi realizada com 7 indicadores físicos e 31 químicos. Assim, a dimensão desses dados foi reduzida, identificando os componentes principais (CP) mais informativos e selecionando os indicadores mais relevantes com base nos seus coeficientes de fatores de ponderação relacionados com esses CP contêm mais informações.

O cálculo do IQS foi adaptado conforme descreveram Mukhopadhyay et al. (2014) e, recentemente, Ahirwal et al. (2018). De acordo com estes autores, a criação do IQS se baseia em três etapas principais: (I) a seleção de indicadores mais relevantes, mediante a estatística multivariada, sobretudo a PCA; (II) a transformação e a ponderação dos indicadores para os valores adimensionais, variando de 0 a 1; (III) o cálculo do IQS, pela combinação dos valores de pontuação e o fator de ponderação dos atributos. Então, essas três etapas também foram atendidas neste estudo.

3.7.1. Padronização e seleção dos indicadores (etapa I)

Antes de tudo, o efeito de diferenças entre as unidades de medidas dos indicadores da qualidade do solo sobre a determinação dos *loadings factor* (cargas fatoriais = r) foi anulado pela padronização das variáveis por meio da média e do desvio padrão.

$$Z = \frac{(X - \bar{X})}{S}$$

em que, Z é o valor padronizado do indicador, X é o valor observado desse, \bar{X} e S são, respectivamente, médias e desvio padrão dos dados desse indicador.

Após a padronização, foi possível realizar a análise de fatores para agrupar os atributos físicos e químicos do solo em sua estrutura de correlação, utilizando a PCA, que possibilitou a obtenção de novas variáveis mais informativas (CP), que possuem autovalores e suas respectivas percentagens de variância explicadas, aos quais se relacionam com os atributos da qualidade do solo mais importantes para esta situação do estudo.

Então, a escolha dos indicadores mais relevantes para compor o IQS considerou, independentemente do sinal, os atributos do solo com as cargas fatoriais (*loadings factors*) a partir de 0,80 ($r \geq 0,80$), dentro dos CP com autovalores maiores do que um (*eigenvalue* > 1,0) (ANDREWS et al., 2002; VASU et al., 2016), em outras palavras, foram consideradas relevantes as variáveis cujo nível de explicação em cada CP seja de no mínimo 64%, sendo, portanto, evitado o uso de atributos tidos como redundantes na criação do IQS (MASTO et al. 2008). E, em seguida, os valores de cargas fatoriais (*r*) dos atributos selecionados foram elevados ao quadrado para obter as suas “*comunalidades*” ou seus graus de explicação dentro dos CP.

O peso de cada indicador selecionado foi obtido da seguinte forma: (i) multiplicando-se a sua *comunalidade* com o autovalor de CP que ele pertence ($r^2 * eigenvalue$); (ii) a seguir, somando-se esses produtórios [$(r^2 * eigenvalue) + (r^2 * eigenvalue)$] obtidos nos CP selecionados, considerando-se a ortogonalidade dos CP; (iii) posteriormente, os produtórios de todos os atributos selecionados dentro dos CP foram somados; (iv) e por fim, dividiu-se o produtório somado de cada indicador pelo somatório dos produtórios de todos os atributos que compõem os dois CP mais informativos.

Este procedimento de atribuição dos pesos relativos de cada indicador foi feito segundo Borges (2013). E a soma dos pesos relativos de todos os atributos selecionados dentro de CP1 e CP2 foi igual a 1.

$$W_j = \frac{\sum_{i=1}^n (R^{2ji} F_i)}{\sum_{j=1}^n \left[\sum_{i=1}^n (R^{2ji} F_i) \right]}$$

em que o W_j é o peso relativo do j -ésimo atributo selecionado para criação do IQS; o “ R^{2ji} ” é a *comunalidade* do atributo j selecionado dentro do CP i ; o “ F_i ” é o autovalor do CP i ; sendo j e i , respectivamente, os índices dos atributos selecionados ($r \geq 0,80$) e dos CP com autovalor > 1 .

3.7.2. Transformação e a ponderação dos indicadores selecionados (etapa II)

Para esta segunda etapa, os atributos selecionados, aos quais corresponderam ao conjunto mínimo de dados (*Minimum data set* - MDS), tiveram seus valores reais convertidos em pontuações (*scores*) adimensionais, variando de 0 a 1. E, esses *scores* foram obtidos com base numa equação do tipo sigmoidal, com assíntota variando também de 0 a 1 (MUKHOPADHYAY et al., 2014; AHIRWAL et al., 2018).

$$S_j = \frac{a}{\left[1 + \left(\frac{X}{X_0} \right)^b \right]}$$

em que o S_j é o *score* adimensional (0 a 1) do j -ésimo atributo selecionado para criação do IQS; “ a ” é a pontuação adimensional máxima (= 1); o “ X ” é o valor observado de cada atributo do solo; “ X_0 ” é o valor médio das observações de cada atributo; e o “ b ” é o valor da inclinação da curva sigmoidal tendendo a 1, ao qual foi considerado -2,5 para curva dos indicadores do tipo “*mais é melhor*” e +2,5 para “*menos é melhor*”.

3.7.3. Cálculo do índice de qualidade do solo (IQS) (etapa III)

Foram utilizados os pesos relativos dos j -ésimos atributos selecionados (W_j) e os seus respectivos *scores* adimensionais (S_j) para calcular o IQS, com base numa equação de adição (ANDREWS et al., 2002).

$$IQS = \sum_{j=1}^n W_j S_j$$

em que o IQS é o índice de qualidade do solo (um número sem unidade, variando entre 0 e 1); o W_j e S_j são, respectivamente, o peso e o *score* adimensionais (variando de 0 a 1) dos *j-ésimos* atributos selecionados.

4. RESULTADOS

4.1. Características físicas e químicas do solo

As médias dos resultados das caracterizações físicas e químicas do solo, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, nos diferentes transectos das áreas estudadas estão apresentadas na Tabela 1. A classificação textural, em ambas as profundidades, indicou textura “Franco-argilosa” no transecto A1 da área de mata à margem direita do córrego Ferro-Carvão, bem como nos transectos T01, T04 e T05 da denominada de marco zero (A_MZ); apontou textura “Franca” no transecto A4 da área da mata ciliar da margem esquerda do córrego Casa Branca e “Argila” nos transectos T07, T10 e T12 da A_MZ.

De uma forma geral, as quantidades de silte e argila, valores de densidade de solo (D_s) e de partículas (D_p), os teores de manganês (Mn) e de manganês total (Mn-t), alumínio total (Al-t) e ferro total (Fe-t) foram mais expressivos nos transectos da A_MZ, em ambas as camadas, em relação aos transectos A1 e A4 (Tabela 1).

O critério de seleção, baseado no coeficiente de carga fatorial a partir de 0,80 ($r \geq 0,80$ em módulo) e os componentes principais mais informativos, isto é, com os autovalores maiores do que um ($> 1,0$), resultou na escolha de quatro atributos do solo que auxiliaram na explicação das relações existentes entre as três áreas de estudo na camada 0-20 cm, como também na seleção dos seis atributos do solo que melhor caracterizaram as áreas na camada 20-40 cm. Assim, os pesos e os *scores* desses atributos que atenderam aos critérios de seleção foram usados para desenvolver os índices de qualidade do solo (IQS) das áreas estudadas (A_MZ, A1 e A4).

Tabela 1 – Média dos atributos físicos e químicos do solo, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, de áreas de referência (A1 e A4) e de área com 6 meses do processo de recuperação (denominada de “marco zero” – A_MZ, retratada pelos transectos T01, T04, T05, T07, T10 e T12, sendo os dois últimos não constantes na avaliação da segunda profundidade).

Atributos edáficos	Unidades	Áreas							
		Referenciais		Marco Zero (A_MZ)					
		A1	A4	T01	T04	T05	T07	T10	T12
<i>0-20 cm</i>									
<i>-----Atributos físicos do solo-----</i>									
AG	g g ⁻¹	0,178	0,045	0,127	0,130	0,151	0,111	0,192	0,199
AF	g g ⁻¹	0,273	0,442	0,248	0,193	0,164	0,165	0,175	0,168
Silte	g g ⁻¹	0,203	0,306	0,329	0,342	0,312	0,281	0,221	0,198
Argila	g g ⁻¹	0,346	0,207	0,297	0,334	0,373	0,443	0,412	0,434
CC	g g ⁻¹	0,283	0,335	0,226	0,283	0,264	0,252	0,269	0,274
Ds	g cm ⁻³	1,16	1,20	1,47	1,43	1,51	1,43	1,31	1,30
Dp	g cm ⁻³	2,62	2,80	3,06	3,29	3,22	3,24	2,96	3,05
PT	cm cm ⁻³	0,576	0,570	0,493	0,495	0,427	0,572	0,542	0,589
Ma	cm cm ⁻³	0,253	0,155	0,087	0,038	0,063	0,197	0,120	0,185
Mi	cm cm ⁻³	0,324	0,415	0,405	0,457	0,364	0,376	0,423	0,404
K ₀	cm s ⁻¹	0,005	0,006	0,001	0,001	0,002	0,007	0,001	0,004
RP	MPa	0,82	0,83	0,82	0,82	0,82	0,82	0,83	0,80
<i>-----Atributos químicos do solo-----</i>									
pH em H ₂ O		5,11	5,39	6,50	6,23	7,04	7,12	5,54	5,71
P	mg dm ⁻³	1,13	3,03	19,65	20,10	29,23	10,23	3,07	3,97
P-Rem	mg L ⁻¹	25,27	24,40	13,73	9,83	13,37	12,33	12,60	11,70
K	mg dm ⁻³	86,33	28,33	97,33	116,00	56,33	39,33	120,00	113,33
Ca ²⁺	cmol _c dm ⁻³	1,69	1,57	3,34	2,29	2,29	1,63	2,37	2,65
Mg ²⁺	cmol _c dm ⁻³	0,90	0,62	1,52	0,45	0,90	0,53	0,96	1,00
Al ³	cmol _c dm ⁻³	0,49	0,19	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
H+Al	cmol _c dm ⁻³	5,70	4,07	2,31	3,30	0,70	0,57	5,63	5,80
SB	cmol _c dm ⁻³	2,81	2,26	5,11	3,03	3,34	2,26	3,64	3,94
T	cmol _c dm ⁻³	8,51	6,33	7,42	6,33	4,04	2,83	9,27	9,74

(Continuação...)

Atributos edáficos	Unidades	Áreas							
		Referenciais		A_MZ					
		A1	A4	T01	T04	T05	T07	T10	T12
<i>0-20 cm</i>									
-----Atributos químicos do solo-----									
t	cmol _c dm ⁻³	3,30	2,46	5,21	3,03	3,34	2,26	3,64	3,94
V	%	30,97	35,47	62,20	49,10	83,43	72,80	39,60	40,53
m	%	21,10	13,80	3,97	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MO	dag kg ⁻¹	3,62	2,58	1,75	2,06	0,99	0,41	3,60	3,95
C-MOP	dag kg ⁻¹	0,74	0,73	0,48	0,80	0,49	0,26	1,68	1,79
N-MOP	dag kg ⁻¹	0,06	0,05	0,03	0,05	0,02	0,01	0,09	0,10
C-MOAM	dag kg ⁻¹	2,55	1,58	0,97	0,85	0,49	0,33	2,26	2,35
N-MOAM	dag kg ⁻¹	0,21	0,06	0,07	0,05	0,04	0,03	0,17	0,17
B	mg dm ⁻³	0,34	0,22	1,07	0,11	0,25	0,05	0,35	0,37
Cu	mg dm ⁻³	0,38	3,56	4,63	3,93	3,55	1,62	1,25	1,52
Fe	mg dm ⁻³	37,17	594,90	138,37	69,97	92,70	61,17	172,27	187,50
Mn	mg dm ⁻³	0,40	0,59	5,15	4,19	3,79	3,78	1,78	1,20
Zn	mg dm ⁻³	4,55	3,28	62,57	5,00	8,44	3,50	2,57	2,76
-----Metais e semimetais pesados-----									
As	mg kg ⁻¹	4,84	14,51	6,01	18,14	18,76	18,80	20,92	22,16
Co	mg kg ⁻¹	0,70	2,24	9,07	14,96	11,61	5,02	4,08	3,51
Pb	mg kg ⁻¹	21,39	12,59	25,96	20,55	17,23	15,80	17,40	17,12
Ni	mg kg ⁻¹	4,87	10,45	22,37	16,67	14,82	11,51	8,51	6,70
Zn	mg kg ⁻¹	51,50	27,52	114,67	45,73	51,18	33,47	57,06	62,46
Mn-t	mg kg ⁻¹	36,90	140,03	404,40	272,43	231,87	158,43	167,23	225,53
Al-t	g kg ⁻¹	47,12	15,32	26,93	34,55	32,69	32,75	46,57	49,88
Fe-t	g kg ⁻¹	53,27	88,07	129,98	128,35	130,04	122,16	109,08	114,91

(Continua...)

(Continuação...)

Atributos edáficos	Unidades	Áreas					
		Referenciais		A_MZ			
		A1	A4	T01	T04	T05	T07
<i>20-40 cm</i>							
-----Atributos físicos do solo-----							
AG	g g ⁻¹	0,184	0,111	0,142	0,122	0,155	0,128
AF	g g ⁻¹	0,264	0,429	0,233	0,177	0,141	0,187
Silte	g g ⁻¹	0,198	0,268	0,314	0,336	0,303	0,305
Argila	g g ⁻¹	0,354	0,191	0,311	0,364	0,401	0,380
CC	g g ⁻¹	0,311	0,331	0,223	0,294	0,290	0,269
Ds	g cm ⁻³	1,18	1,17	1,43	1,44	1,08	1,44
Dp	g cm ⁻³	2,60	2,88	3,09	3,32	3,17	3,31
-----Atributos químicos do solo-----							
pH em H ₂ O		4,93	5,29	6,17	6,40	7,07	7,46
P	mg dm ⁻³	1,30	2,20	78,37	14,70	12,60	8,60
P-Rem	mg L ⁻¹	21,00	24,20	13,57	8,83	12,80	10,93
K	mg dm ⁻³	76,67	16,33	78,33	93,67	56,00	29,67
Ca ²⁺	cmol _c dm ⁻³	0,90	0,67	2,36	2,33	2,44	1,47
Mg ²⁺	cmol _c dm ⁻³	0,61	0,33	1,08	0,38	0,95	0,59
Al ³⁺	cmol _c dm ⁻³	0,75	0,29	0,13	0,00	0,00	0,00
H+Al	cmol _c dm ⁻³	5,80	3,77	3,08	2,42	1,37	0,83
SB	cmol _c dm ⁻³	1,71	1,04	3,64	2,95	3,53	2,13
T	cmol _c dm ⁻³	2,46	1,33	3,77	2,95	3,53	2,13
t	cmol _c dm ⁻³	7,51	4,81	6,72	5,37	4,90	2,97
V (%)	%	21,90	22,43	53,83	54,73	72,00	69,03
m (%)	%	33,50	26,10	3,77	0,00	0,00	0,00
MO	dag kg ⁻¹	3,08	1,85	1,61	1,70	1,45	0,32
C-MOP	dag kg ⁻¹	0,54	0,40	0,46	0,61	0,68	0,28
N-MOP	dag kg ⁻¹	0,04	0,03	0,03	0,04	0,03	0,01

(Continua...)

(Fim...)

Atributos edáficos	Unidades	Áreas					
		Referenciais		MZ			
		A1	A4	T01	T04	T05	T07
20-40 cm							
-----Atributos químicos do solo-----							
C-MOAM	dag kg ⁻¹	2,21	1,37	5,36	0,67	0,72	0,42
N-MOAM	dag kg ⁻¹	0,16	0,04	0,42	0,06	0,07	0,04
B	mg dm ⁻³	0,26	0,17	0,45	0,07	0,15	0,03
Cu	mg dm ⁻³	0,36	3,14	3,17	3,60	4,94	2,18
Fe	mg dm ⁻³	49,73	578,90	187,27	70,70	83,57	69,80
Mn	mg dm ⁻³	38,47	71,07	248,63	255,23	155,37	360,97
Zn	mg dm ⁻³	2,56	2,43	22,20	4,43	5,35	2,63
-----Metais e semimetals pesados-----							
As	mg kg ⁻¹	5,16	19,36	7,73	22,82	19,39	21,13
Co	mg kg ⁻¹	0,24	3,26	7,26	13,56	16,05	8,17
Pb	mg kg ⁻¹	16,96	12,25	19,97	22,44	15,62	18,07
Ni	mg kg ⁻¹	3,47	10,87	13,34	24,18	17,51	13,36
Zn	mg kg ⁻¹	27,48	26,92	55,96	50,21	55,40	34,81
Mn	mg kg ⁻¹	0,22	0,56	4,18	6,98	2,91	4,45
Al-t	g kg ⁻¹	41,82	17,07	24,13	28,09	37,38	34,19
Fe-t	g kg ⁻¹	38,16	89,21	111,41	144,88	126,36	136,91

Fonte: O autor.

AG: areia grossa; AF: areia fina; Silte e Argila;
 CC: capacidade de campo a 10 KPa;
 DS: densidade de solo método de proveta;
 DP: densidade de partículas;
 PT: porosidade total;
 Ma: macro e Mi: microporosidade;
 K₀: condutividade hidráulica;
 RP: resistência a penetração;

pH em H₂O; teores disponível e remanescente de
 fósforo (P e P-Rem), teores disponíveis de potássio
 (K), cálcio (Ca²⁺), magnésio (Mg²⁺) e alumínio
 (Al³⁺); H+Al: acidez potencial;
 SB: soma de bases trocáveis;
 T: capacidade de troca catiônica a pH 7,0;
 t: capacidade de troca catiônica efetiva;
 V: índice de saturação por bases;

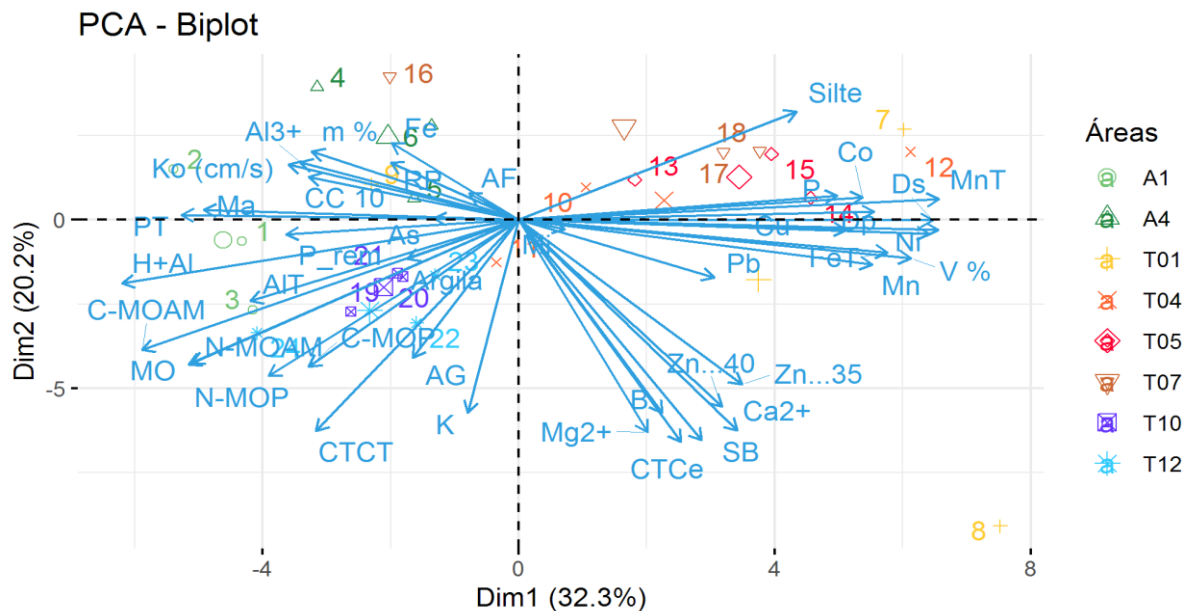
m: saturação por alumínio, teores de boro (B), cobre
 (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn);
 MO: matéria orgânica; carbono e nitrogênio da
 matéria orgânica particulada (C-MOP e N-MOP) e
 associada aos minerais (C-MOAM e N-MOAM);
 teores de alumínio total (Al-t), arsênio (As), cobalto
 (Co), ferro total (Fe-t), manganês total (Mn-t), níquel
 (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn).

4.2. Análise de componente principal (PCA)

A análise exploratória inicial de componentes principais sem a prévia aplicação de critérios de seleção das variáveis resultou nas correlações representadas graficamente nas Figuras 4 (0-20 cm) e 5 (20-40 cm). Observa-se que na camada de 0-20 cm, o componente principal um (Dim1) contribuiu com 32,3% da explicação da variância total dos dados e o componente principal dois (Dim2) forneceu 20,2%, e juntos explicaram 52,5% de toda a variação de dados nesta camada (Figura 4). E, também, para 20-40 cm, os dois primeiros componentes explicaram 52,5% (Dim1 = 33,5% e Dim2 = 19%) de variância total dos dados (Figura 5).

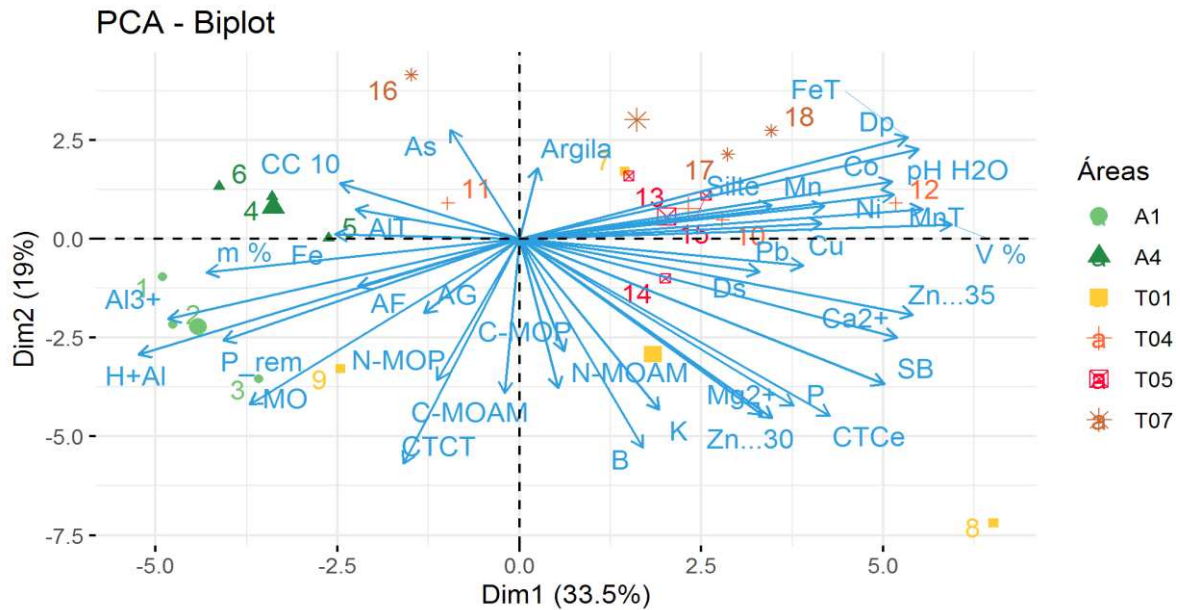
Ainda, na camada de 0-20 cm, a acidez potencial (H + Al) manifestou uma associação com a matéria orgânica (MO) e carbono de sua fração associada aos minerais (C-MOAM) (Figura 4), e na de 20-40 cm, além dessa relação com a MO no solo, é possível notar relação entre H + Al com o fósforo remanescente (P-rem) (Figura 5).

Figura 4 – Relações entre os atributos de solo acessados nos transectos das áreas de referências (A1 e A4) e nos transectos T01, T04, T05, T07, T10 e T12 da A_MZ, na profundidade de 0-20 cm.



Fonte: O autor (2021).

Figura 5 – Interações entre os atributos acessados em solos de áreas de referência (A1 e A4) e área em recuperação A_MZ (transectos T01, T04, T05 e T07) na profundidade de 20-40 cm.



Fonte: O autor (2021).

4.3. Seleção dos atributos do solo mais relevantes

Selecionou-se atributos do solo com coeficientes de carga maior ou igual a 0,80 ($r \geq |0,80|$) dentro dos componentes principais mais informativos (com autovalor > 1). O grau de explicação desses atributos selecionados é de pelo menos 0,64 (r^2 ou comunalidade $\geq 0,64$).

Então, nos primeiros 20 cm de solo, foram selecionados os indicadores V%, pH em H₂O, Ca²⁺ e T, sendo exibida, na Figura 6, a relação entre esses atributos no plano multivariado. E, a quantidade somada de informação contida nos dois primeiros componentes principais, aos quais esses quatro atributos químicos se relacionaram, é igual a 98,35% da variância total dos dados (Dim1 = 60,61% e Dim2 = 37,74%). Enquanto na profundidade de 20-40 cm, os atributos do solo com maiores fatores de ponderação foram pH em H₂O, DP, V%, Fe-t, Mn-t e B, aos quais se relacionaram com os dois componentes principais mais informativos da PCA, que juntos explicaram 84,21% (Dim1 = 66,54% e Dim2 = 17,67%) de toda informação contida no conjunto inicial de dados (Figura 7).

Então, a PCA realizada com 43 atributos do solo (12 físicos e 31 químicos), para a camada de 0-20 cm, possibilitou a seleção de quatro atributos químicos do solo (V%, pH em H₂O, Ca²⁺ e T) para formarem o conjunto mínimo de dados (*Minimum data set* - MDS), que foi usado para desenvolver o IQS das áreas, para esta profundidade do solo. E, da mesma forma,

resultou na escolha de seis atributos do solo (V%, DP, pH em H₂O, Fe-t, Mn-t e B) dos 38 do conjunto inicial para comporem o MDS para a criação do IQS das áreas, para esta segunda camada (20-40 cm).

Com as cargas fatoriais desses atributos selecionados e os autovalores dos dois primeiros componentes principais, foi possível calcular as comunalidades dos atributos, por meio da elevação ao quadrado dos seus *scores*. E, os seus pesos foram atribuídos em função das suas comunalidades obtidas e os autovalores dos componentes principais que eles se relacionaram, aos quais foram apresentados, por camadas, nas Tabelas 2 (0-20 cm) e 3 (20-40 cm), respectivamente. A representação gráfica das dispersões dos *scores* dos indicadores selecionados como os mais relevantes, para explicar as relações entre as áreas e para compor o MDS da criação dos IQS, foi feita por meio dos gráficos bidimensionais, conforme as Figuras 6 (0-20 cm) e 7 (20-40 cm), respectivamente.

Tabela 2 – Autovalores, porcentagem da variância explicada e acumulada pelos dois componentes principais (Dim1 e Dim2), *scores* (r), comunalidades (r^2) e pesos (W_j) dos atributos do solo selecionados na camada 0-20 cm (V%, pH em H₂O, Ca²⁺ e T) para explicar as relações entre as áreas (A_MZ, A1 e A4), bem como para comporem o MDS empregado para criação dos IQS dessas áreas estudadas.

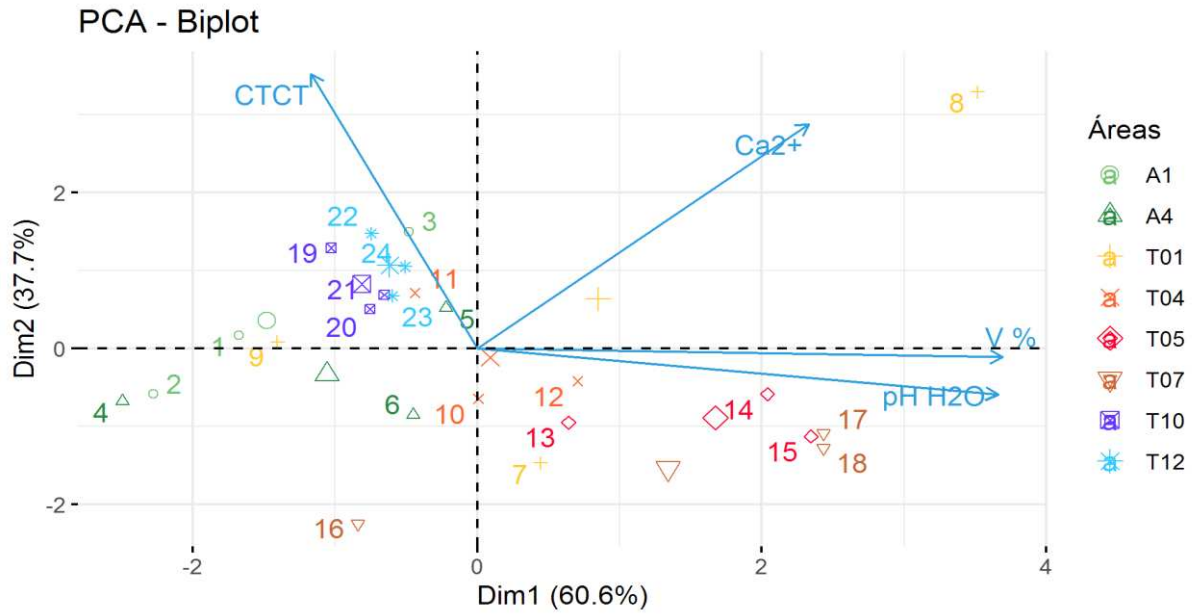
Atributos	r		r^2		r^2 * autovalores			W _j
	Dim1	Dim2	Dim1	Dim2	Dim1	Dim2	Dim1 + Dim2	
V (%)	0,989	-0,030	0,977	0,001	2,370	0,001	2,371	0,291
pH em H ₂ O	0,980	-0,160	0,960	0,025	2,328	0,038	2,367	0,290
Ca ²⁺	0,624	0,771	0,389	0,594	0,944	0,896	1,840	0,225
T	-0,312	0,943	0,098	0,889	0,236	1,343	1,579	0,194
Autovalores	-	-	2,424	1,510	-	-	8,157	1,000
Variância explicada (%)	-	-	60,61	37,74				-
Variância cumulativa (%)	-	-	98,35	-				-

Fonte: O autor (2021).

O Dim1 apresentou altas cargas fatoriais positivas com V% e pH em H₂O ($r = 0,989$ e $r = 0,980$, respectivamente), enquanto que as elevadas cargas fatoriais de Ca²⁺ e T foram encontradas no Dim2. Os atributos selecionados na camada de 0-20 cm são inerentes à disponibilidade de nutrientes no solo, e estão relacionados com os dois primeiros componentes

principais (Dim1 e Dim2), que juntos explicaram 98,35% da variância total dos dados obtidos pelas caracterizações físicas e químicas do solo nesta profundidade do solo (0-20 cm).

Figura 6 – As relações entre os atributos selecionados (V%, pH em H₂O, Ca²⁺ e T), a partir da PCA, e suas respectivas relevâncias para explicação da similaridade entre as duas áreas de referência (A1 e A4) e A_MZ na camada de 0-20 cm.



Fonte: O autor (2021).

Os atributos selecionados na segunda camada (20-40 cm) tiveram uma expressiva contribuição de Dp para a dissimilaridade entre as áreas na segunda camada estudada. A Dp apresentou peso (0,200), relativamente igual ao peso de V% (0,201) e pH em H₂O (0,199) para explicação da individualização observada entre as áreas (A_MZ, A1 e A4). Não obstante o menor peso relativo (0,060), o B foi o indicador que mais se relacionou com o Dim2, apresentando o maior *score* positivo (0,990). E, a porcentagem de variância explicada pelos Dim1 e Dim2, nesta segunda profundidade do solo, foi de 84,21%.

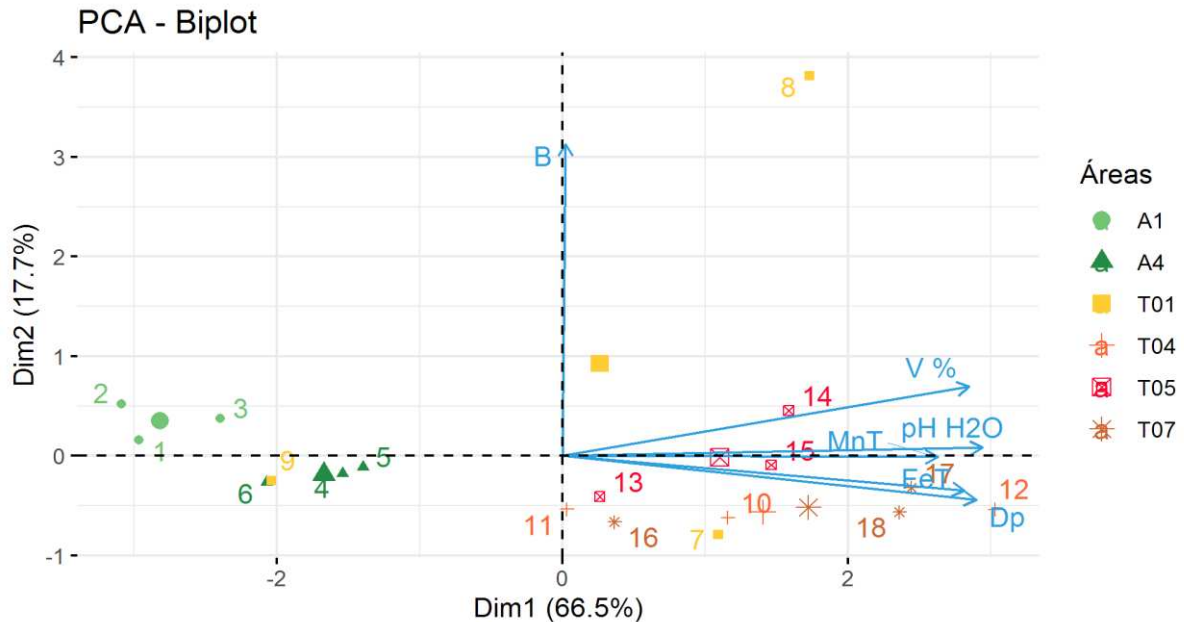
Então, apesar da participação expressiva do Dp na camada subsuperficial (20-40 cm), os atributos químicos do solo se mostraram mais relevantes para explicar as semelhanças e diferenças observadas entre as áreas de estudo (A_MZ, A1 e A4), bem como para obtenção do MDS utilizado na criação do IQS dessas áreas estudadas, em diferentes profundidades do solo.

Tabela 3 – Autovalores, porcentagem das variâncias explicada e acumulada dos dois componentes principais (Dim1 e Dim2), e *scores* (r), communalidades (r^2) e pesos (W_j) dos atributos do solo selecionados na camada de 20-40 cm (V%, DP, pH em H₂O, Fe-t, Mn-t e B) para esclarecer as diferenças entre as áreas (A_MZ, A1 e A4), aos quais formaram também o MDS usado para desenvolver os IQS dessas áreas, nessa segunda camada.

Atributos	r		r ²		r ² * autovalores			W _j
	Dim1	Dim2	Dim1	Dim2	Dim1	Dim2	Dim1 + Dim2	
V (%)	0,900	0,219	0,810	0,0480	3,233	0,051	3,482	0,201
Dp	0,916	-0,140	0,839	0,020	3,449	0,021	3,470	0,200
pH em H ₂ O	0,929	0,026	0,863	0,001	3,445	0,001	3,446	0,199
Fe-t	0,889	-0,109	0,790	0,012	3,154	0,013	3,167	0,182
Mn-t	0,830	-0,003	0,689	0,000	2,750	0,000	2,750	0,158
B	0,006	0,990	0,000	<i>0,980</i>	0,000	1,039	1,039	0,060
Autovalores	-	-	3,992	1,060	-	-	17,354	1,0
Variância explicada (%)			66,54	17,67				
Variância cumulativa (%)			84,21					

Fonte: O autor (2021).

Figura 7 – Influência dos atributos selecionados a partir da análise multivariada nas áreas de referência (A1 e A4) e A_MZ (transectos T01, T04, T05 e T07) na profundidade de 20-40 cm.



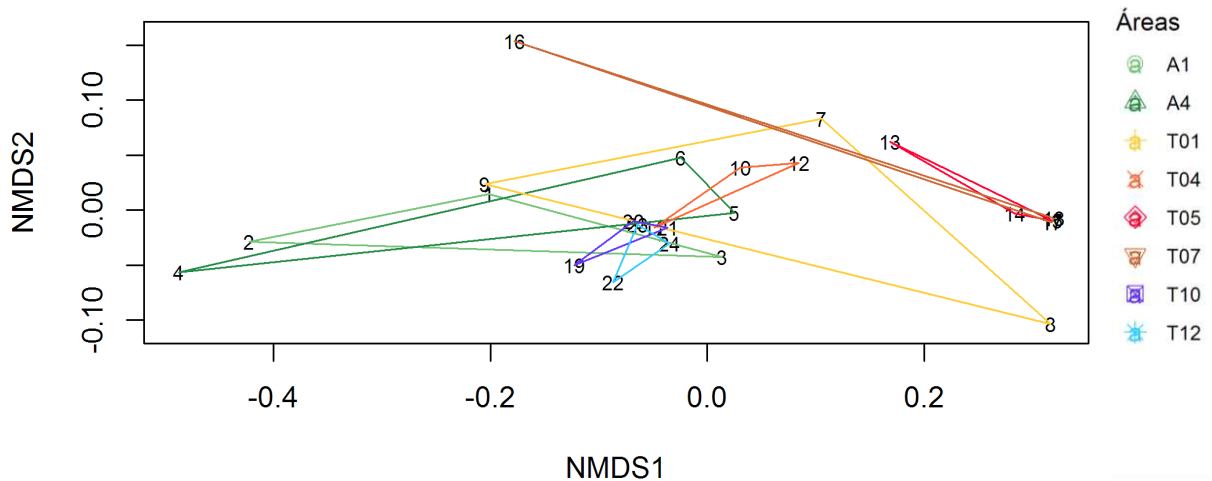
Fonte: O autor (2021).

4.4. Comparação das áreas do estudo

A análise de variância por permutação (PERMANOVA), associada a análise de ordenação não-paramétrica e visualizada pelo escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) (ou em inglês, *Nonmetric Multidimensional Scaling*), ajustou valor de *stress* < 0,20 para resultados da camada de 0-20 cm e um valor de *stress* > 0,20 para profundidade de 20-40 cm. Isso indica uma similaridade entre as três áreas avaliadas na camada de 0-20 cm e dissimilaridade entre elas na 20-40 cm.

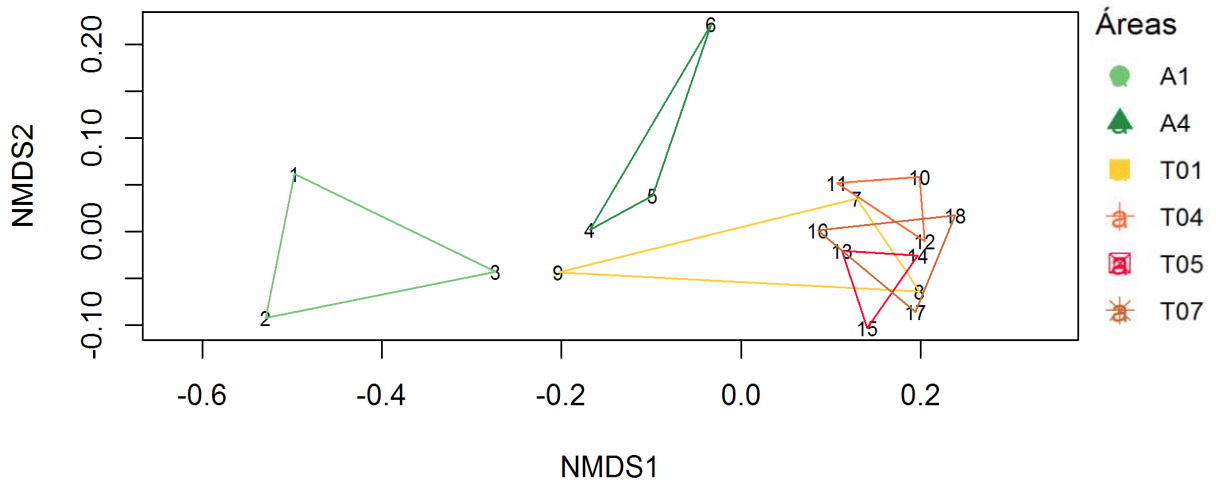
Além disso, pode-se observar uma amarração entre os polígonos dos transectos da A_MZ com os das áreas de referência (A1 e A4) na camada de 0-20 cm, indicando uma disposição de semelhança estatística entre elas (Figura 8). Enquanto que, com a visualização do *biplot* NMDS (*stress* > 0,20) da segunda camada do solo (20-40 cm), observa-se uma tendência de distinção entre essas áreas, devido a inexistência de conexão entre os polígonos dos transectos amarrados da A_MZ com os polígonos das duas áreas de referência A1 e A4 (Figura 9).

Figura 8 – Representação gráfica baseada em NMDS da relação convergente entre as áreas de referências (A1 e A4, cores verde clara e verde escura, respectivamente) e área em recuperação A_MZ (representada pelos transectos: T01, T04, T05, T07, T10 e T12 respectivamente em tons: amarelo, laranja, vermelho, marrom, lilás e azul claro) na profundidade de 0-20 cm.



Fonte: O autor (2021).

Figura 9 – Ordenação NMDS de áreas de referência A1 e A4, em cores verde clara e verde escura, respectivamente e área em recuperação A_MZ (retratada pelos transectos: T01, T04, T05, T07, respectivamente em tons: amarelo, laranja, vermelho, marrom, na profundidade de 20-40 cm.

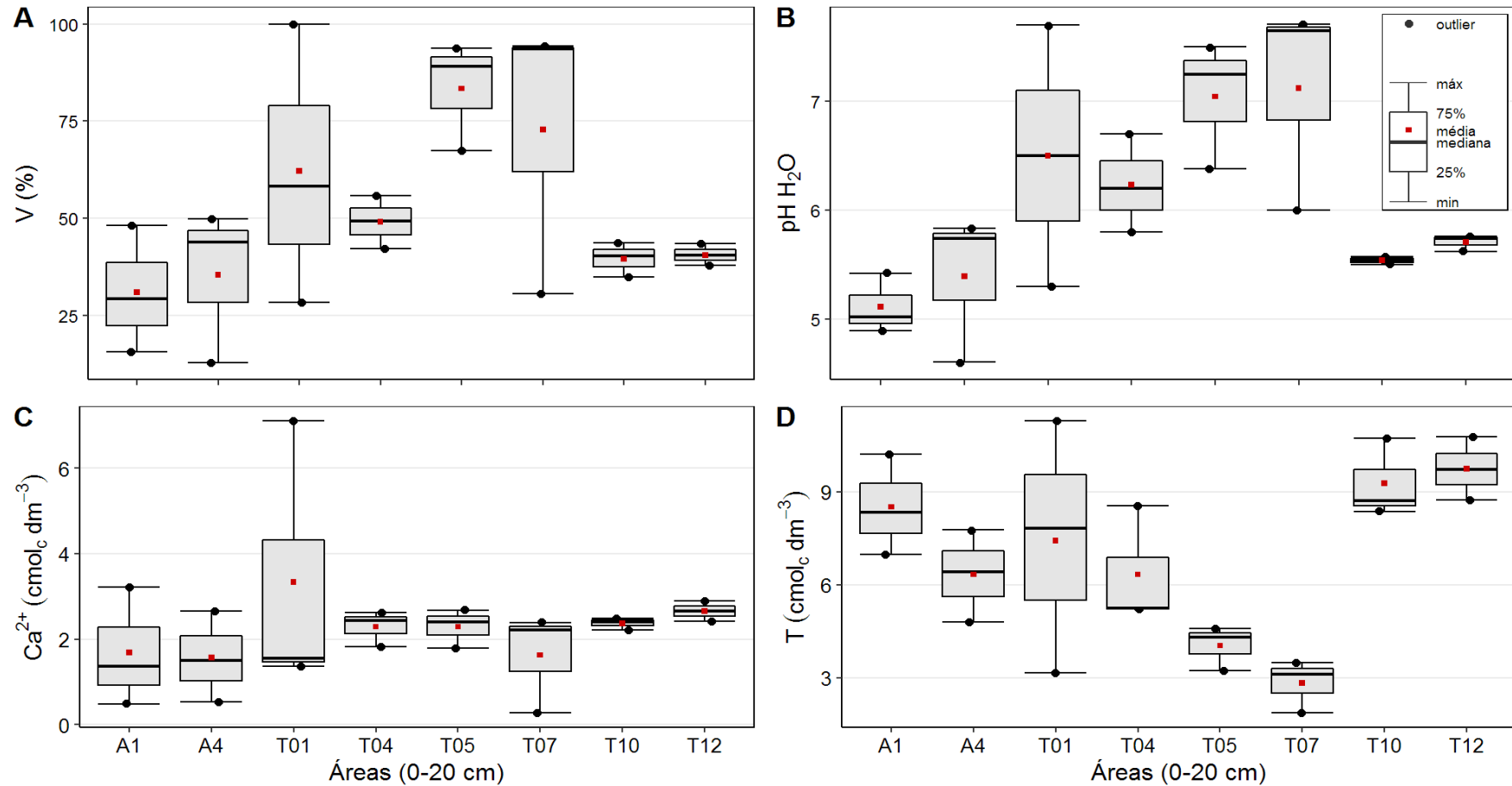


Fonte: O autor (2021).

4.5. Descrição da dispersão dos valores dos atributos do solo selecionados

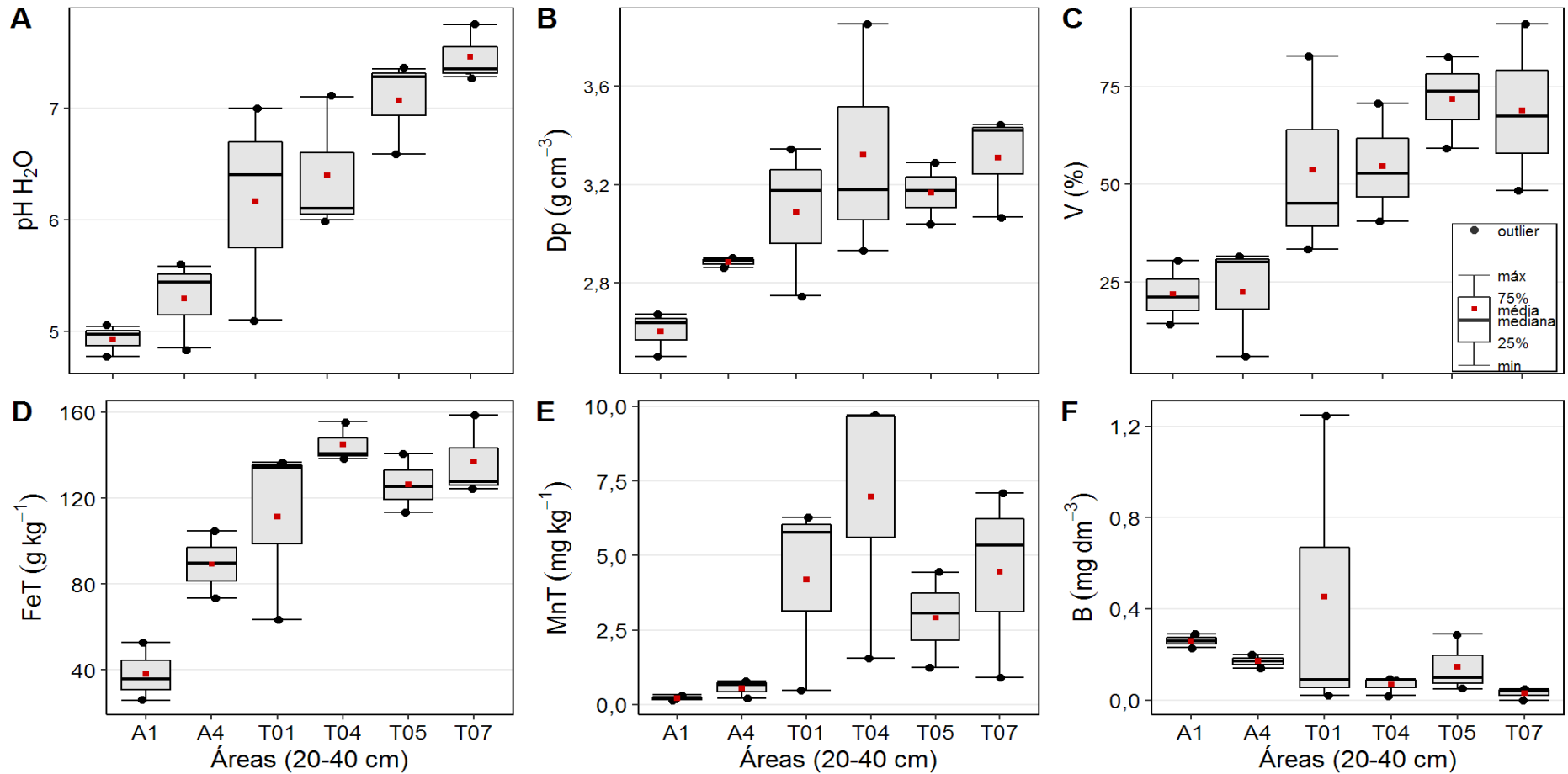
Na Figura 10 (A, B, C e D) são mostrados os graus de variação de dados, entre os transectos representantes das áreas, dos quatro atributos selecionados na camada de 0-20 cm (V%, pH em H₂O, Ca²⁺ e T, de acordo com a ordem das letras). E, na Figura 11 (A, B, C, D, E e F) são representadas as medidas de variabilidade dos atributos do solo que atenderam ao critério de seleção mediante à PCA na profundidade de 20-40 cm (pH em H₂O, DP, V%, Fe-t, Mn-t e B, seguindo a ordem alfabética). Observou-se menor tendência de variabilidade dos dados dos atributos selecionados nas áreas de referência A1 e A4 em relação a A_MZ, em ambas as profundidades, indicando homogeneidade nessas áreas e condições relativas de equilíbrio ambiental.

Figura 10 – Medidas de variabilidade dos dados (mediana, primeiro e terceiro quartis) dos atributos que melhor explicam a similaridade entre as áreas de referência (A1 e A4) e A_MZ (representada pelos transectos T01, T04, T05, T07, T10 e T12) na camada de 0-20 cm, a saber: V% (A), pH em H₂O (B), Ca²⁺ (C) e T (D), sendo suas respectivas médias representadas pelo quadrado vermelho dentro das caixas de variação em cinza.



Fonte: O autor (2021).

Figura 11 – Medidas de variabilidade dos dados (mediana, primeiro e terceiro quartis) dos atributos que melhor explicam a dissimilaridade entre as áreas de referência A1 e A4 e área em recuperação A_MZ (transectos T01, T04, T05 e T07) na camada de 20-40 cm, a saber: pH em H₂O (A), DP (B), V% (C), Fe-t (D), Mn-t (E) e B (F), sendo suas respectivas médias representadas pelo quadrado vermelho dentro dos boxs em cinza.



Fonte: O autor (2021).

4.6. Pontuação dos atributos do solo selecionados

O cálculo das pontuações (S_j) dos atributos do conjunto mínimo de dados (*Minimum data set* - MDS) considerou cada valor do referido indicador, dentro dos transectos das respectivas áreas, como o seu valor observado (X), sendo a média desses valores considerados como o valor médio das observações de cada atributo (X_o).

Para a aplicação da equação, que se baseia em uma curva sigmoidal com assíntota variando de 0 a 1 (MUKHOPADHYAY et al., 2014; AHIRWAL et al., 2018), foi considerado a inclinação “*mais é melhor*” ($b = -2,5$) para os atributos cujos os valores são bons para a qualidade do solo quanto maior forem, ao passo que, a declive “*menos é melhor*” ($b = +2,5$) foi empregada para os atributos cujos valores altos podem ser prejudiciais à qualidade do solo.

Então, nesta avaliação, a inclinação “*mais é melhor*” ($b = -2,5$) foi aplicada para cálculo de S_j de V%, Ca^{2+} , T e B, ao passo que a declive “*menos é melhor*” ($b = +2,5$) foi usada para calcular os valores S_j de Dp, Fe-t e Mn-t. Entretanto, para atribuição da pontuação do atributo pH em H_2O foi considerada “*ótimo é melhor*” para a escolha da sua curva sigmoidal (MUKHOPADHYAY et al., 2016). Assim, para valor observado (X) do pH em H_2O menor que sete ($pH < 7,0$), a inclinação “*mais é melhor*” ($b = -2,5$) foi usada no cálculo do seu S_j e, para $pH \geq 7,0$, foi usada a declive “*menos é melhor*” ($b = + 2,5$).

As médias dos valores S_j (\bar{X}_{S_j}) dos atributos foram recalculadas de forma a atingir o valor unitário, dividindo-se cada média (\bar{X}_{S_j}) pelo somatório de todas as médias, conforme as profundidades e as áreas, obtendo-se os valores \bar{X}_{S_j}' para cada indicador, aos quais foram multiplicados pelos respectivos pesos (W_j), obtendo-se os seus respectivos $\bar{X}_{S_j}' * W_j$.

Por fim, o IQS foi obtido, somando-se os produtórios $\bar{X}_{S_j}' * W_j$ de cada indicador, obtendo-se $\sum (\bar{X}_{S_j}' * W_j)$ por profundidade do solo, aos quais foram considerados indicadores gerais da qualidade do solo para as respectivas áreas, isto é, IQS para as áreas de referência A1 e A4, e o IQS para área em recuperação A_MZ (Tabelas 4 a e b; e Tabela 5, respectivamente).

Tabela 4. a) – Síntese do cálculo de IQS da área de mata (A1) localizada na margem direita do córrego Ferro-Carvão, com as pontuações corrigidas e os pesos adimensionais dos atributos selecionados nas duas camadas dessa área de referência.

Área	0-20 cm				Somatório (Σ)	20-40 cm					Somatório (Σ)	
	Indicadores selecionados					Indicadores Selecionados						
	pH H ₂ O	Ca ²⁺	CTCT	V %		DP	pH H ₂ O	V%	B	Mn-t		Fe-t
A1	5,02	1,36	8,33	29,20	-	2,67	4,77	14,20	0,23	0,15	35,81	
A1	4,89	0,49	6,99	15,60	-	2,50	4,97	21,10	0,29	0,19	25,90	
A1	5,42	3,22	10,21	48,10	-	2,64	5,04	30,40	0,26	0,32	52,78	
X	5,11	1,69	8,51	30,97	-	2,60	4,93	21,90	0,26	0,22	38,16	
S1	0,49	0,37	0,49	0,46	-	0,48	0,48	0,25	0,42	0,71	0,54	
S2	0,47	0,04	0,38	0,15	-	0,53	0,51	0,48	0,57	0,60	0,72	
S3	0,54	0,83	0,61	0,75	-	0,49	0,51	0,69	0,50	0,28	0,31	
X_S	0,50	0,41	0,49	0,46	1,86	0,50	0,50	0,47	0,50	0,53	0,52	
\bar{X}_{Sj}	0,27	0,22	0,26	0,24	1,00	0,165	0,165	0,157	0,164	0,175	0,173	
Wj	0,29	0,225	0,194	0,291	1,00	0,200	0,199	0,201	0,060	0,158	0,182	
IQS_A1 = $\Sigma (\bar{X}_{Sj} * Wj)$	0,078	0,050	0,051	0,071	0,250	0,033	0,033	0,032	0,010	0,028	0,032	0,167

Fonte: O autor (2021).

Tabela 4. b) – Resumo do cálculo do IQS da área de referência localizada na margem esquerda do córrego Casa Branca, com as pontuações corrigidas e os pesos adimensionais dos atributos selecionados nas duas camadas dessa área de referência.

Área	0-20 cm				Somatório (Σ)	20-40 cm					Somatório (Σ)	
	Indicadores selecionados					Indicadores selecionados						
	pH H ₂ O	Ca ²⁺	CTCT	V %		DP	pH H ₂ O	V%	B	Mn-t		Fe-t
A4	4,60	0,53	6,42	12,80	-	2,89	5,58	30,00	0,14	0,79	73,28	
A4	5,74	2,66	7,77	49,80	-	2,90	5,44	31,50	0,17	0,66	89,57	
A4	5,83	1,51	4,80	43,80	-	2,86	4,85	5,80	0,20	0,21	104,76	
X	5,39	1,57	6,33	35,47	-	2,88	5,29	22,43	0,17	0,56	89,21	
S1	0,40	0,06	0,51	0,07	-	0,50	0,53	0,67	0,38	0,29	0,62	
S2	0,54	0,79	0,63	0,70	-	0,50	0,52	0,70	0,50	0,39	0,50	
S3	0,55	0,48	0,33	0,63	-	0,51	0,45	0,03	0,60	0,92	0,40	
X_S	0,50	0,44	0,49	0,47	1,90	0,50	0,50	0,47	0,49	0,53	0,51	3,00
\bar{X}_{Sj}	0,26	0,23	0,26	0,25	1,00	0,167	0,166	0,156	0,164	0,178	0,169	1,00
Wj	0,29	0,225	0,194	0,291	1,00	0,200	0,199	0,201	0,060	0,158	0,182	1,00
IQS_A4 = $\Sigma (\bar{X}_{Sj} * Wj)$	0,076	0,053	0,050	0,072	0,250	0,033	0,033	0,031	0,010	0,028	0,031	0,166

Fonte: O autor (2021).

Tabela 5 – Abreviação do cálculo do IQS da área denominada de “marco zero” (A_MZ), com as pontuações corrigidas e os pesos adimensionais dos atributos selecionados nas duas camadas dessa área em recuperação.

Transectos	0-20 cm					20-40 cm						Total (Σ)
	Indicadores selecionados				Total (Σ)	Indicadores selecionados						
	pH H ₂ O	Ca ²⁺	T	V %		DP	pH H ₂ O	V%	B	Mn-t	Fe-t	
T01	6,50	1,37	3,16	58,20	-	3,34	6,40	45,20	0,02	6,29	136,65	
T01	7,70	7,10	11,28	100,00	-	3,17	7,00	82,90	1,25	5,78	134,32	
T01	5,30	1,55	7,83	28,40	-	2,75	5,10	33,40	0,09	0,48	63,25	
T04	6,20	1,82	5,21	49,30	-	2,93	6,10	52,90	0,02	9,68	155,52	
T04	5,80	2,62	8,55	42,10	-	3,18	6,00	40,50	0,09	1,56	138,41	
T04	6,70	2,43	5,24	55,90	-	3,85	7,10	70,80	0,09	9,71	140,71	
T05	6,38	1,79	4,30	67,40	-	3,04	6,59	59,30	0,05	1,24	125,27	
T05	7,25	2,68	4,59	89,10	-	3,17	7,28	73,90	0,29	4,44	140,52	
T05	7,50	2,41	3,22	93,80	-	3,29	7,35	82,80	0,10	3,05	113,29	
T07	6,00	0,28	1,87	30,50	-	3,07	7,28	48,40	0,01	0,91	124,29	
T07	7,65	2,39	3,49	94,30	-	3,44	7,75	91,20	0,04	5,34	127,75	
T07	7,71	2,22	3,12	93,60	-	3,42	7,35	67,50	0,05	7,10	158,70	
T10	5,50	2,48	10,74	34,80	-	-	-	-	-	-	-	
T10	5,57	2,22	8,37	40,30	-	-	-	-	-	-	-	
T10	5,54	2,41	8,71	43,70	-	-	-	-	-	-	-	
T12	5,62	2,89	10,77	37,80	-	-	-	-	-	-	-	
T12	5,74	2,42	8,73	40,40	-	-	-	-	-	-	-	
T12	5,76	2,65	9,72	43,40	-	-	-	-	-	-	-	
Médias	6,36	2,43	6,61	57,94	-	3,22	6,78	62,40	0,18	4,63	129,89	
T01_S	0,51	0,19	0,14	0,50	-	0,48	0,46	0,31	0,00	0,32	0,47	
T01_S	0,38	0,06	0,21	0,20	-	0,51	0,48	0,67	0,99	0,37	0,48	
T01_S	0,39	0,25	0,60	0,14	-	0,60	0,33	0,17	0,16	1,00	0,86	

T04_S	0,48	0,33	0,36	0,40	-	0,56	0,43	0,40	0,00	0,14	0,39	
T04_S	0,44	0,55	0,66	0,31	-	0,51	0,42	0,25	0,16	0,94	0,46	
T04_S	0,53	0,50	0,36	0,48	-	0,39	0,47	0,58	0,16	0,14	0,45	
T05_S	0,50	0,32	0,25	0,59	-	0,54	0,48	0,47	0,04	0,96	0,52	
T05_S	0,42	0,56	0,29	0,75	-	0,51	0,46	0,60	0,78	0,53	0,45	
T05_S	0,40	0,49	0,14	0,77	-	0,49	0,45	0,67	0,20	0,74	0,58	
T07_S	0,46	0,00	0,04	0,17	-	0,53	0,46	0,35	0,00	0,98	0,53	
T07_S	0,39	0,49	0,17	0,77	-	0,46	0,42	0,72	0,02	0,41	0,51	
T07_S	0,38	0,44	0,13	0,77	-	0,46	0,45	0,55	0,04	0,26	0,38	
T10_S	0,41	0,51	0,77	0,22	-	-	-	-	-	-	-	
T10_S	0,42	0,44	0,64	0,29	-	-	-	-	-	-	-	
T10_S	0,41	0,49	0,67	0,33	-	-	-	-	-	-	-	
T12_S	0,42	0,61	0,77	0,26	-	-	-	-	-	-	-	
T12_S	0,44	0,50	0,67	0,29	-	-	-	-	-	-	-	
T12_S	0,44	0,55	0,72	0,33	-	-	-	-	-	-	-	
Médias (\bar{X}_{Sj})	0,44	0,41	0,42	0,42	1,68	0,50	0,44	0,48	0,21	0,56	0,51	2,71
Médias corrigidas (\bar{X}_{Sj}')	0,26	0,24	0,25	0,25	1,00	0,185	0,163	0,177	0,079	0,208	0,187	1,00
Pesos (W_j)	0,29	0,225	0,194	0,291	1,00	0,200	0,199	0,201	0,060	0,158	0,182	1,00
$\bar{X}_{Sj}' * W_j$	0,075	0,054	0,049	0,073	0,251	0,037	0,033	0,036	0,005	0,033	0,034	0,177
IQS_AMZ = $\sum (\bar{X}_{Sj}' * W_j)$	-	-	-	-	0,251	-	-	-	-	-	-	0,177

Fonte: O autor (2021).

4.7. Índice de qualidade do solo (IQS)

Para a profundidade de 0-20 cm, os IQS das duas áreas de referência foram de 0,250 (Tabelas 4a e 4b), enquanto o IQS da A_MZ foi de 0,251 (Tabela 5). Já para a segunda camada do solo (20-40 cm), foram observados os IQS de 0,167 e 0,166 nas áreas A1 e A4, respectivamente (Tabelas 4a e 4b) e um IQS de 0,177 na A_MZ (Tabela 5). Esses valores dos índices de qualidade do solo acessados nestas três áreas estudadas foram coerentes com a similaridade e a dissimilaridade observadas entre elas, respectivamente, para as profundidades do solo 0-20 e 20-40 cm.

Os valores iguais dos IQS das áreas na camada superficial podem indicar o efeito positivo da correção de acidez do solo feita na A_MZ, pois com a calagem aumenta-se o valor do pH do solo, que por sua vez está relacionado com os altos valores de V%, Ca²⁺ e T, sugerindo uma boa fertilidade, bem como uma condição inicial favorável para o crescimento de plantas na área em recuperação.

De forma diferente, a dissimilaridade entre os valores de IQS das três áreas na segunda camada mostra também o impacto positivo da provável incorporação do calcário agrícola no solo da A_MZ, sobre o seu alto valor do pH, o que confronta os valores de pH ácido do solo de áreas de referência. Assim, essa condição na A_MZ assinala uma tendência, ao longo prazo, de apresentar características da fitofisionomia bem peculiares da área do entorno.

Ainda, essa diferença na segunda camada pode ser relacionada com os efeitos dos exsudatos das raízes das árvores na liberação de vários ácidos orgânicos e inorgânicos em maiores profundidades de solos sob matas nativas (MUKHOPADHYAY et al., 2016), aos quais, além de solubilizar os compostos insolúveis do solo (LeFEVRE et al., 2013), são capazes de liberar, juntamente com a ciclagem de nutrientes, grandes quantidades de H⁺ na solução do solo e diminuir o valor de pH do solo, nas profundidades inferiores.

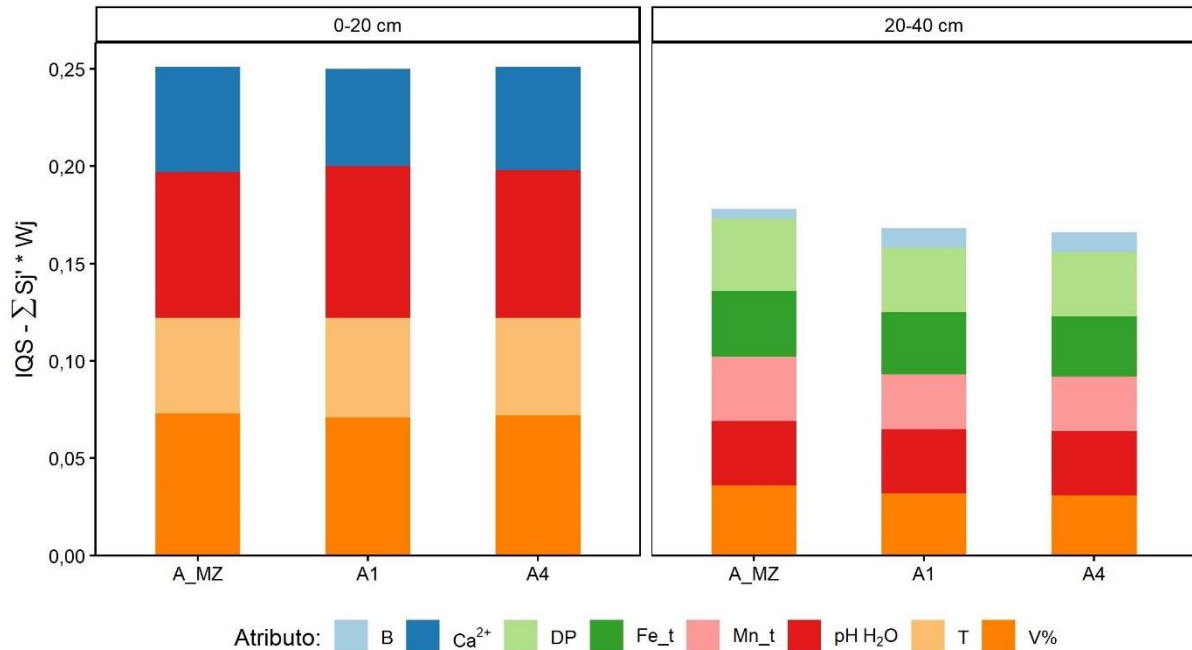
Além de diferenças no pH, os altos teores de Fe-t e Mn-t observados em A_MZ, aos quais influenciaram os seus altos valores da Dp, também foram responsáveis pela diferença dos IQS entre as áreas para a profundidade de 20-40 cm. Então, o pH é tido como um importante indicador da qualidade de solo de áreas em recuperação dos impactos da mineração, levando em consideração o seu efeito sobre a disponibilidade de nutrientes para o estabelecimento das espécies vegetais em solos construídos, além de influenciar a adsorção dos elementos potencialmente tóxicos (MUKHOPADHYAY et al., 2016).

Estudos semelhantes de avaliação da qualidade do solo de áreas recuperadas, feitos por Guo et al. (2013) e Mukhopadhyay et al. (2016), em duas profundidades do solo, observaram também maior índice de qualidade do solo na camada superficial em relação a subsuperficial.

As contribuições das variáveis do conjunto mínimo de dados (MDS) foram diferentes para as três áreas. Para a profundidade do solo 0-20 cm, as contribuições ($\bar{X}_{Sj} * W_j$) mais altas dos atributos no IQS da A_MZ (0,251) foram, na ordem decrescente, de pH em H₂O (0,075), V% (0,073), Ca²⁺ (0,054) e T (0,049) (Tabela 5 e Figura 12). Por outro lado, as contribuições desses atributos no IQS da A1 (0,250) na mesma camada foram pH em H₂O (0,078), V% (0,071), T (0,051) e Ca²⁺ (0,050) (Tabela 4a e Figura 12) e no IQS da A4 (0,250) foram pH em H₂O (0,076), V% (0,072), Ca²⁺ (0,053) e T (0,050) (Tabela 4b e Figura 12).

Para a profundidade inferior (20-40 cm), as contribuições dos atributos para o IQS da A_MZ (0,177) foram Dp (0,037), V% (0,036), Fe-t (0,034), pH em H₂O (0,033), Mn-t (0,033) e B (0,005) (Tabela 5 e Figura 12). Ao passo que, as contribuições desses mesmos atributos para o IQS da A1 (0,167) nesta segunda camada do solo foram Dp (0,033), pH em H₂O (0,033), V% (0,032), Fe-t (0,032), Mn-t (0,028) e B (0,010) (Tabela 4a e Figura 12) e no IQS da A4 (0,166) Dp (0,033), pH H₂O (0,033), V% (0,031), Fe-t (0,031), Mn-t (0,028) e B (0,010) (Tabela 4b e Figura 12). As contribuições de pH em H₂O e V% diminuíram com a profundidade.

Figura 12 – Contribuições dos atributos selecionados para a criação do índice de qualidade do solo recuperado (IQS) da área marco zero (A_MZ) e do IQS das áreas de referência (A1 e A4) nas profundidades de solo 0-20 e 20-40 cm.



Fonte: O autor (2021).

O IQS da A_MZ diminuiu cerca de 29,48% com aumento da profundidade. Enquanto o IQS das áreas A1 e A4 diminuíram 33,2 e 33,6%, respectivamente. O IQS da A_MZ (0,251), observado na profundidade do solo 0-20 cm, foi maior do que o índice de qualidade do solo de uma área de dois anos de recuperação (0,220) da atividade de mineração calculado por Mukhopadhyay et al. (2014) para os 10 cm superficiais do solo. Além disso, IQS da A_MZ (0,251) é cerca da metade do valor de IQS (> 0,500) sugerido por Mukhopadhyay et al. (2014) para considerar como satisfatório um processo de recuperação.

5. DISCUSSÃO

5.1. Características das áreas do estudo

A convergência observada entre os atributos químicos ligados à fertilidade do solo da A_MZ e áreas de referência (A1 e A4), para as amostras da profundidade de 0-20 cm, pode estar associada à efetivação da calagem na A_MZ, que elevou a fertilidade do solo a um nível próximo das áreas de referência nesta camada superficial. O efeito desta aplicação contribuiu para elevar os valores de pH do solo, fornecendo Ca^{2+} e Mg^{2+} , o que aumentou a T e V%, e reduziu os níveis de Al^{3+} na solução do solo. Este comportamento é comum em solos que receberam correção com calcário (CAIRES et al., 2015; JORIS et al., 2016; TIRITAN et al., 2016; RHEINHEIMER et al., 2018).

Os valores de pH do solo observados entre os transectos da A_MZ, em ambas as profundidades do solo, representam faixas em que geralmente se tem alta disponibilidade de nutrientes para o crescimento de plantas. É possível observar consideráveis concentrações de cátions básicos trocáveis (Ca^{2+} e Mg^{2+}), de teores disponíveis de P, K e micronutrientes, bem como baixa disponibilidade do Al^{3+} .

Vários autores, como Joris et al. (2016), Tiritan et al. (2016) e Rheinheimer et al. (2018), concordam que a aplicação de calcário agrícola é uma prática frequente e eficaz, tanto para elevar o pH do solo, quanto para fornecer cátions básicos trocáveis como Ca^{2+} e Mg^{2+} ao complexo coloidal de troca, com conseqüente aumento de T e V%, redução de H + Al, e atenuação das conseqüências de acidez no solo, para uma maior disponibilidade de nutrientes às plantas.

Os valores relativamente baixos de V% e pH em H_2O observados nas áreas de mata (A1 e A4) não impactadas pelos rejeitos, em relação a A_MZ, na segunda camada do solo, podem ser justificados pelo maior acúmulo de ácidos decorrentes da exsudação das raízes e da decomposição da MO nessas áreas, com uma condição relativa boa de equilíbrio ambiental. Pois, de acordo com Wang et al. (2016), os processos biogeoquímicos que ocorrem em grandes profundidades dos solos sob vegetação nativa, como a ciclagem de nutrientes e sequestro de carbono, constituem-se no principal mecanismo que os diferencia dos solos construídos (*Technosols*, *Entisols* e *Anthroposols*).

Esse fato, também é inerente à expressiva associação entre MO e H + Al notada na segunda camada das áreas de referência, pois a decomposição da MO libera H^+ na solução do

solo e contribui para aumentar a acidez dos solos sob a mata nativa, sobretudo quando apresentam baixa disponibilidade de cátions básicos trocáveis (WANG et al., 2016).

Essa explicação parece conflitar com as contribuições da MO para qualidade do solo nas áreas sob mata nativa, entretanto, os conteúdos da MO observados no solo dessas áreas apresentaram forte afinidade com altos teores de P-rem e H + Al, o que é justificável tanto pela liberação de compostos ácidos ricos em H⁺ após a decomposição da MO, quanto pela complexação que a MO exerce sobre Al e o encobrimento da superfície de adsorção de P, o que pode levar ao aumento do valor de P-rem. Segundo Donagemma et al. (2008), a MO aumenta as ligações dos complexos organominerais e reduz a exposição de superfícies de adsorção de P e leva a maiores valores de P-rem.

A baixa expressividade de argila no solo da mata ciliar do córrego Casa Branca em relação ao solo da A_MZ pode ser associada aos seus altos valores de P-rem, caracterizando a menor capacidade de fixação de P. Comportamento diferente ocorre em solos com maiores quantitativos de argila (PARFITT et al., 1975; DONAGEMMA et al., 2008; RUIZ et al., 2020).

Os níveis consideráveis de Fe-t, Mn-t e Al-t encontrados nas amostras do solo da A_MZ tem relação com os altos quantitativos de argila e o valor da Dp dessa área (LEONARDI, 2014). As referidas características associadas ao solo de A_MZ podem ser associadas também à notável preferência da utilização de materiais ricos em argilas cauliníticas e oxídicas em obras de engenharia e para práticas agrícolas, pois não são expansíveis e é fácil elevar o pH desses solos (BRADY; WEIL, 2013 p. 269).

5.2. Atributos do solo selecionados pela análise de componentes principais (PCA)

A seleção dos indicadores mais relevantes neste estudo, mediante a PCA, foi baseada num índice de correlação significativa entre as variáveis ($r \geq 0,8$) maior do que aquele amplamente buscado nos trabalhos com a PCA ($r \geq 0,7$). Além disso, esses indicadores se relacionaram com os componentes principais (CP) mais informativos (CP com os autovalores > 1) (ANDREWS et al., 2002; VASU et al., 2016).

A interpretação da PCA aponta para quatro atributos químicos inerentes à disponibilidade de nutrientes no solo, a saber: V%, pH H₂O, Ca²⁺ e T, como os mais proeminentes para explicar a similaridade entre as áreas na camada de 0-20 cm. Os níveis de pH do solo quase neutros na A_MZ (variando entre os transectos de 5,54 a 7,12), influenciados pela calagem, estão de acordo com os valores de pH de um *Technosol* construído com resíduo

de calcário dolomítico e avaliados após 3, 7 e 20 anos (valores variando de 6,6 a 7,5) na profundidade de até 20 cm (RUIZ et al., 2020).

A PCA indicou pH em H₂O, V%, Dp, Fe-t, Mn-t e B, como mais importantes para explicar a dissimilaridade entre as três na segunda camada estudada (20-40 cm). Esses seis atributos do solo, selecionados na segunda profundidade, refletem a composição mineral e textura, aos quais ajudam a definir um determinado tipo do solo. A exsudação das raízes das áreas e decomposição da MO foram responsáveis para menores valores de pH em H₂O nas áreas de referência (WANG et al. 2016). E, a incorporação do calcário na A_MZ foi eficaz também para mitigar os efeitos da acidez nas camadas abaixo de 20 cm de profundidade (CAIRES et al., 2015).

A presença considerável de Fe-t e Mn-t na A_MZ estão associados a maior valor de Dp do solo dessa área. A grande quantidade de óxidos de ferro, que formam minerais de alta densidade, como magnetita e hematita, resulta em maior Dp, enquanto que, os valores de Dp nas áreas de referência A1 e A4 se devem, sobretudo, a teores de areia e silte, associados aos minerais quartzo e feldspato (BRADY & WEIL, 2013, p. 127).

Os resultados de Dp encontrados neste estudo são consistentes com as observações de Ruehlmann e Körschens (2020), que considerando o efeito da composição mineral das frações argila, silte e areia na densidade de partículas do solo, observaram que os solos com marcante presença de óxidos de ferro e argilas caulínicas tendem a apresentar maiores valores de Dp devido às suas massas específicas mais altas em relação a outros minerais, como quartzo e feldspato, que são frequentemente observados em solos de textura média.

Em relação ao monitoramento ambiental, fica evidenciado que a semelhança das condições edáficas na camada superficial do solo entre a área em recuperação e as referências indica possibilidade de recrutamento de espécies à semelhança da condição natural pré-existente, favorecendo o processo de recuperação ambiental a curto prazo. No entanto, a expressiva diferenciação entre as áreas na camada subsuperficial do solo pode levar a não perpetuação das espécies nativas a longo prazo, podendo favorecer o estabelecimento de espécies mais adaptadas as novas condições existentes nesse *Technosol*, formando ao final uma vegetação em condição de similaridade distinta das demais áreas de mata desta região.

6. CONCLUSÃO

O nível similar de fertilidade observada entre em recuperação (A_MZ) e suas áreas de referência (A1 e A4), na profundidade de 0-20 cm, indica uma condição inicial favorável para recuperação ambiental da foz do córrego Ferro-Carvão, na área denominada de “marco zero”, que vai proporcionar o recrutamento de novas espécies à semelhança da condição pré-degradação. Porém, a área florística em recuperação, possivelmente vai ser distinta da referência, ao longo prazo, devido as condições edáficas dissimilares observadas a partir dos 20 cm de profundidade do solo.

A análise permutacional de variância (PERMANOVA), aliada ao valor do escalonamento multidimensional não métrico (NDMS) são eficazes para mostrar tanto similaridade, quanto dissimilaridade entre as áreas em recuperação e os seus padrões de referência. E, a análise de componentes principais (PCA) é útil para selecionar os atributos que melhor explicam essas relações entre as áreas, num estudo de monitoramento da recuperação ambiental baseada na análise de atributos de qualidade do solo.

O índice de qualidade do solo (IQS) da A_MZ, criado mediante a utilização de pesos e pontuações dos atributos selecionados pela PCA, indica que o processo de recuperação ambiental da foz do córrego Ferro-Carvão, em Brumadinho-MG pode atingir, a curto prazo, um nível de sustentabilidade desejável, em termos de serviços ecossistêmicos. No entanto, essas condições do estágio satisfatório, certamente vai ser comprometida, com uma tendência de ser distinta das áreas adjacentes.

O IQS diminui com a profundidade, podendo o IQS de uma área em recuperação ser maior que o IQS da sua área de referência.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso de *Topsoil* foi importante para semelhança entre A_MZ e as áreas de referência observada na camada superficial. E o de estéril de minério de ferro foi responsável pela sua diferença com as áreas de referência, na subsuperfície;

Esse *Topsoil* da A_MZ favorecerá, a curto prazo, o processo de estabelecimento das espécies, mas a camada de estéril de mineração atípica da região poderá condicionar a ocorrência de um ecossistema com características regidas por este *Technosol*;

Será interessante a continuação do processo de monitoramento da recuperação ambiental na A_MZ, para observar a resposta da vegetação quando ela chegar no segundo momento referido, analisando se ela vai colonizar esse substrato;

Apesar do monitoramento ser muito inicial, gerou informações importantes para o processo de recuperação ambiental da A_MZ. Uma condição boa na primeira camada, em termos de disponibilidade de nutrientes e adsorção de elementos potencialmente tóxicos. E outra totalmente diferente, em termos da composição mineralógica e textura;

REFERÊNCIAS

- ABNT, NBR 6457:2016. **Amostras de solo — Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização**. 2016. Disponível em: <https://www.abntcatalogo.com.br>.
- AHIRWAL, J.; MAITI, S.K. Assessment of soil properties of different land uses generated due to surface coal mining activities in tropical Sal (*Shorea robusta*) forest, India. *Catena*, [S. l.], v. 140, p. 155–163, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.01.028>.
- AHIRWAL, J.; KUMAR, A.; PIETRZYKOWSKI, M.; MAITI, S. K. Reclamation of coal mine spoil and its effect on Technosol quality and carbon sequestration: a case study from India. *Environmental Science and Pollution Research*, [S. l.], v. 25, n. 28, p. 27992–28003, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2789-1>.
- ALMEIDA, B. G.; FREITAS P. L., TEIXEIRA W. G., VIANA J. H. M., DONAGEMMA G. K. **Porosidade**. In: Manual de métodos de análise de solo / Paulo César Teixeira ... [et al.], Editores Técnicos – 3ª edição revista e ampliada – Brasília, DF Embrapa, 573 p. 2017b.
- ALMEIDA, B. G.; VIANA, J. H. M.; TEIXEIRA, W. G.; DONAGEMMA, G. K. **Densidade do solo**. In: Manual de métodos de análise de solo / Paulo César Teixeira ... [et al.], Editores Técnicos – 3ª edição revista e ampliada – Brasília, DF Embrapa, 573 p. 2017a.
- ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. Indicadores da qualidade do substrato para monitoramento de áreas de mineração revegetadas. *Floresta e Ambiente*, [S.l.], v. 22, n. 2, p. 153–163, 2015. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.072714>.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, [S. l.], v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- ALVAREZ V., V. H, NOVAIS R. F., CANTARUTTI R. B., TEIXEIRA P. C., CAMPOS D. V. B. **Fósforo Remanescente**. In: Manual de métodos de análise de solo / Paulo César Teixeira ... [et al.], Editores Técnicos – 3ª edição revista e ampliada – Brasília, DF Embrapa, 573 p. 2017.
- ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; SUZUKI, L. E. A. S. Soil bulk density and water infiltration rate as indicators of physical quality recovery of an Oxisol. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, [S.l.], v. 31, n. 4, p. 617–625, 2007. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832007000400002>.
- ANDERSON, M. J. & WALSH, D. C. I. PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? *Ecological Monographs*, [S.l.], v. 83, n. 4, p. 557–574, 2013. <https://doi.org/10.1890/12-2010.1>.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, [S.l.], v. 26, n. 1, p. 32–46, 2001.

- ANDERSON, M. J. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). *In: Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*. [s.l.]: Wiley, 2017. p. 1–15. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>.
- ANDERSON, M. J.; TER BRAAK, C. J. F. Permutation tests for multi-factorial analysis of variance. **Journal of Statistical Computation and Simulation**, [S.l.], v. 73, n. 2, p. 85–113, 2003. <https://doi.org/10.1080/00949650215733>.
- ANDREWS, S. S. & CARROLL, C. R. Designing a soil quality assessment tool for sustainable agroecosystem management. **Ecological Applications**, [S.l.], v. 11, 2001.
- ANDREWS, S.S.; KARLEN, D.L.; CAMBARDELLA, C.A. The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method. **Soil Science Society of America Journal**, [S. l.], v. 68, 2004.
- ANDREWS, S. S.; KARLEN, D. L.; MITCHELL, J. P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [S. l.], v. 90, n. 1, p. 25–45, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00174-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00174-8).
- ANM. **Anuário Mineral Brasileiro: principais substâncias metálicas**. Brasília, Brasil. 2020 Disponível em: www.anm.gov.br.
- ARMENISE, E.; REDMILE-GORDON, M. A.; STELLACCI, A. M.; CICCARESE, A.; RUBINO, P. Developing a soil quality index to compare soil fitness for agricultural use under different managements in the mediterranean environment. **Soil and Tillage Research**, [S. l.], v. 130, p. 91–98, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.02.013>.
- ARMSTRONG, M.; PETTER, R.; PETTER, C. Why have so many tailings dams failed in recent years? **Resources Policy**, [S. l.], v. 63, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2019.101412>.
- ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **IF Séries Registrados**, [S. l.], v. 44, p. 1–38, 2011.
- ASENSIO, V.; GUALA, S. D.; VEGA, F. A.; COVELO, E. F. A soil quality index for reclaimed mine soils. **Environmental Toxicology and Chemistry**, [S. l.], v. 32, n. 10, p. 2240–2248, 2013. <https://doi.org/10.1002/etc.2315>.
- BARROS, D. A.; GUIMARÃES, J. C. C.; PEREIRA, J. A. A.; BORGES, L. A. C.; SILVA, R. A.; PEREIRA, A. A. S. Caracterização da mineração de bauxita no maciço alcalino de poços de caldas e seus impactos socioambientais. **Revista Escola de Minas**, [S. l.], v. 65, n. 1, p. 127–133, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0370-44672012000100018>.
- BENIAICH, A.; SILVA, M. L. N.; GUIMARÃES, D. V.; BISPO, D. F. A.; AVANZI, J. C.; CURTI, N.; PIO, R.; DONDEYNE, S. Assessment of soil erosion in olive orchards (*Olea Europaea* L.) Under cover crops management systems in the tropical region of Brazil. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [S. l.], v. 44, 2020. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20190088>.

BRADY, N. C. & WEIL, R. R. **Elementos da Natureza e Propriedades dos Solos**. 3a. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.

BROOKS, D. R. Reclamation of lands disturbed by mining of heavy minerals. *In: Reclamation of Drastically Disturbed Lands*. [s.l.]: Wiley, 2015. p. 725–754. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr41.c29>.

BÜNEMANN, E. K.; BONGIORNO, G.; BAI, Z.; CREAMER, R. E.; DEYN, G.; GOEDE, R.; FLESKENS, L.; GEISSEN, V.; KUYPER, T. W.; MÄDER, P.; PULLEMAN, M.; SUKKEL, W.; GROENIGEN, J. W.; BRUSSAARD, L. Soil quality – A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>.

CAIRES, E. F.; HALISKI, A.; BINI, A. R.; SCHARR, D. A. Surface liming and nitrogen fertilization for crop grain production under no-till management in Brazil. **European Journal of Agronomy**, [S. l.], v. 66, p. 41–53, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.02.008>.

CAMBARDELLA, C. A. & ELLIOTT, E. T. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. **Soil Science Society of America Journal**, [S. l.], v. 56, n. 3, p. 777–783, 1992. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x>.

CAMBRIDGE, M. & SHAW, D. Preliminary reflections on the failure of the Brumadinho tailings dam in January 2019. **Dams and Reservoirs**, [S. l.], v. 29, n. 3, p. 113–123, 2019. DOI: 10.1680/jdare.19.00004.

CAMPOS, D. V. B.; TEIXEIRA, P. C.; PÉREZ, D.V.; SALDANHA, M. F. C. **Acidez potencial do solo**. *In: Manual de métodos de análise de solo / Paulo César Teixeira ... [et al.]*, Editores Técnicos – 3ª edição revista e ampliada – Brasília, DF Embrapa, 573 p. 2017a.

CAMPOS, D. V. B. & TEIXEIRA, P. C. **Microelementos**. *In: Manual de métodos de análise de solo / Paulo César Teixeira ... [et al.]*, Editores Técnicos – 3ª edição revista e ampliada – Brasília, DF Embrapa, 573 p. 2017c.

CAMPOS, D. V. B.; TEIXEIRA P. C., SALDANHA M. F. C., PÉREZ D. V. **Porcentagem de Saturação por Alumínio**. *In: Manual de métodos de análise de solo / Paulo César Teixeira ... [et al.]*, Editores Técnicos – 3ª edição revista e ampliada – Brasília, DF Embrapa, 573 p. 2017b.

CAMPOS, M. L.; SILVA, F. N.; FURTINI-NETO, A. E.; GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; ANTUNES, A. S. Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [S. l.], v. 40, n. 4, p. 361–367, 2005. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2005000400007>.

CAPRA, G. F. GANGA, A.; GRILLI, E.; VACCA, S.; BUONDONNO, A. A review on anthropogenic soils from a worldwide perspective. **Journal of Soils and Sediments**, [S. l.], v. 15, n. 7, p. 1602–1618, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1110-x>.

CARMO D. L. & SILVA C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 36 (4): p. 1211-1220, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000400015>.

CARMO, F. F.; KAMINO, L. H. Y.; JUNIOR, R. T.; CAMPOS, I. C.; CARMO, F. F.; SILVINO, G.; CASTRO, K. J. S. X.; MAURO, M. L.; RODRIGUES, N. U. A.; MIRANDA, M. P. S.; PINTO, C. E. F. Fundação tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context Perspectives in Ecology and Conservation. **Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação**, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.002>.

CASTRO, J. L.; SOUZA, M. G.; RUFINI, M.; GUIMARÃES, A. A.; LOUZADA RODRIGUES, T.; MOREIRA, F. M. S. Division-Soil Processes and Properties | Commission-Soil Biology Diversity and Efficiency of Rhizobia Communities from Iron Mining Areas Using Cowpea as a Trap Plant. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, [S. l.], v. 41, p. 160525, 2017. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20160525>.

CHERUBIN, M. R.; TORMENA, C. A.; KARLEN, D. L. Soil quality evaluation using the soil management assessment framework (SMAF) in Brazilian Oxisols with contrasting texture. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [S. l.], v. 41, 2017. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20160148>.

CHODAK, M. & NIKLIŃSKA, M. The effect of different tree species on the chemical and microbial properties of reclaimed mine soils. **Biology and Fertility of Soils**, [S. l.], v. 46, n. 6, p. 555–566, 2010. <https://doi.org/10.1007/s00374-010-0462-z>.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 392, de 25 de junho de 2007**.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL – COPAM. **Deliberação Normativa COPAM Nº 166, de 29 de junho de 2011**.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS – CPRM. **Serviço Geológico do Brasil**. 2019. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/>.

DEXTER, A. R. Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, [S. l.], v. 120, n. 3–4, p. 201–214, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.09.004>.

DONAGEMMA, G. K., VIANA, J. H. M., ALMEIDA, B. G.; RUIZ, H. A.; KLEIN, V. A.; DECHEN, S. C. F.; FERNANDES, R. B. A. **Análise granulométrica**. In: Manual de métodos de análise de solo / Paulo César Teixeira ... [et al.], Editores Técnicos – 3ª edição revista e ampliada – Brasília, DF Embrapa, 573 p. 2017.

DONAGEMMA, G. K.; RUIZ, H. A.; ALVAREZ V., V. H.; KER, J. C.; FONTES, M. P. F. Solution equilibrium phosphorus in clay and silt fractions of oxisols after particle size analysis pre-treatments. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [S. l.], v. 32, n. 4, p. 1785–1791, 2008. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832008000400043>.

DORAN, J. W. & PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. **SSSA special publication**, [S. l.], v. 35, 1994.

- DORAN, J. W. & ZEISS, M. R. Soil health and sustainability: Managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, [S. l.], v. 15, n. 1, p. 3–11, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00067-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00067-6).
- FENG, Y.; WANG, J.; BAI, Z.; READING, L. Effects of surface coal mining and land reclamation on soil properties: A review. **Earth-Science Reviews**, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.02.015>.
- FERNANDES, G. W.; GOULART, F. F.; RANIERI, B. D.; COELHO, M. S.; DALES, K.; BOESCHE, N.; BUSTAMANTE, M.; CARVALHO, F. A.; CARVALHO, D. C.; DIRZO, R.; FERNANDES, S.; GALETTI, P. M.; MILLAN, V. E. G.; MIELKE, C.; RAMIREZ, J. L.; NEVES, A.; ROGASS, C.; RIBEIRO, S. P.; SCARIOT, A.; SOARES-FILHO, B. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza e Conservação**, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.10.003>.
- FERNÁNDEZ, M. P.; KESHAVARZI, A.; RODRIGO-COMINO, J.; SCHNABEL, S.; CONTADOR, J. F. L.; GUTIÉRREZ, A. G.; PARRA, F. J. L.; GONZÁLEZ, J. B.; TORREÑO, A. A.; CERDÀ, A. Developing scoring functions to assess soil quality at a regional scale in rangelands of sw Spain. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [S. l.], v. 44, 2020. <https://doi.org/10.36783/18069657RBCS20200090>.
- FERREIRA, F. F.; FREITAS, M. B. D.; SZINWELSKI, N.; VICENTE, N.; MEDEIROS, L. C. C.; SCHAEFER, C. E. G. R.; DERGAM, J. A.; SPERBER, C. F. Impacts of the Samarco Tailing Dam Collapse on Metals and Arsenic Concentration in Freshwater Fish Muscle from Doce River, Southeastern Brazil. **Integrated Environmental Assessment and Management**, [S. l.], v. 16, n. 5, p. 622–630, 2020. <https://doi.org/10.1002/ieam.4289>.
- FORJÁN, R.; RODRÍGUEZ-VILA, A.; COVELO, E. F. Increasing the Nutrient Content in a Mine Soil Through the Application of Technosol and Biochar and Grown with Brassica juncea L. **Waste and Biomass Valorization**, [S. l.], v. 10, n. 1, p. 103–119, 2019. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-0027-6>.
- FREITAS, C. M.; BARCELLOS, C.; ASMUS, C. I. R. F.; SILVA, M. A.; XAVIER, D. R. From samarco in mariana to vale in Brumadinho: Mining dam disasters and public health. **Cadernos de Saúde Pública**, 2019. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00052519>.
- FREITAS, C. M.; SILVA, M. A.; MENEZES, F. C. O desastre na barragem de mineração da Samarco: fratura exposta dos limites do Brasil na redução de risco de desastres. **Ciência e Cultura**, [S. l.], v. 68, n. 3, p. 25–30, 2016. <https://doi.org/10.21800/2317-66602016000300010>.
- GAMA, F. F.; PARADELLA, W. R.; MURA, J. C.; OLIVEIRA, C. G. Advanced DINSAR analysis on dam stability monitoring: A case study in the Germano mining complex (Mariana, Brazil) with SBAS and PSI techniques. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, [S. l.], v. 16, p. 100267, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.100267>.
- GASTAUER, M.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; RAMOS, S. J.; CALDEIRA, C. F.; SILVA, J. R.; SIQUEIRA, J. O.; FURTINI-NETO, A. E. Mine land rehabilitation in Brazil: Goals and

techniques in the context of legal requirements. **Ambio Springer Netherlands**, 2018. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1053-8>.

GEOLOGICAL SURVEY, U.S. **Mineral Commodity Summaries Mineral Commodity Summaries**. [s.l.: s.n.]. <https://doi.org/10.3133/MCS2021>.

GUO, S. L.; LI, Q.; LI, X. J.; ZHAO, Y. L.; WANG, X. G. Effects of mushroom waste on improvement of reclaimed soil quality in coal mining areas. **Journal of Coal Science and Engineering**, [S. l.], v. 19 (2), p. 237–242, 2013. <https://doi.org/10.1007/s12404-013-0220-6>.

HAMILTON, A. K.; LAVAL, B. E.; PETTICREW, E. L.; ALBERS, S. J.; ALLCHIN, M.; BALDWIN, S. A.; CARMACK, E. C.; DÉRY, S. J.; FRENCH, T. D.; GRANGER, B.; GRAVES, K. E.; OWENS, P. N.; SELBIE, D. T.; VAGLE, S. Seasonal Turbidity Linked to Physical Dynamics in a Deep Lake Following the Catastrophic 2014 Mount Polley Mine Tailings Spill. **Water Resources Research**, [S. l.], v. 56, n. 8, 2020. <https://doi.org/10.1029/2019WR025790>.

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

HEMATI, Z.; SELVALAKSHMI, S.; XIA, S.; YANG, X. Identification of indicators: Monitoring the impacts of rubber plantations on soil quality in Xishuangbanna, Southwest China. **Ecological Indicators**, [S. l.], v. 116, p. 106491, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106491>.

HERNÁNDEZ, A. & TAPIA, F. J. Connecting spatial structure in subtidal benthic communities with temporal variability in bottom temperature and dissolved oxygen along an upwelling coast. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [S. l.], v. 250, p. 107166, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107166>.

HUOT, H.; SIMONNOT, M. O.; WATTEAU, F.; MARION, P.; YVON, J.; DE DONATO, P.; MOREL, J. L. Early transformation and transfer processes in a Technosol developing on iron industry deposits. **European Journal of Soil Science**, [S. l.], v. 65, n. 4, p. 470–484, 2014. <https://doi.org/10.1111/ejss.12106>.

IBAMA. **Documentos relacionados ao desastre da Samarco em Mariana/MG**. 2016. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/recuperacao-ambiental/rompimento-da-barragem-de-fundao-desastre-da-samarco/documentos-relacionados-ao-desastre-da-samarco-em-mariana-mg>.

IBAMA. **Rompimento de barragem da Vale em Brumadinho (MG) destruiu 269,84 hectares**. 2019. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/ultimas-2/1881-rompimento-de-barragem-da-vale-em-brumadinho-mg-destruiu-269-84-hectares>.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2012 Rio de Janeiro.

IBRAM. **IBRAM - Mineração do Brasil**. 2019. Disponível em: <https://ibram.org.br/>.

IGAM. Instituto Mineiro de Gestão das Águas - IGAM - Caderno sobre monitoramento da qualidade da água no Paraopeba. 2020. Disponível em: <http://www.igam.mg.gov.br/banco-de-noticias/2328-igam-publica-caderno-sobre-monitoramento-da-qualidade-da-agua-no-paraopeba>.

CONTRIBUIÇÃO NACIONALMENTE DETERMINADA (INDC/MMA). Entenda melhor a iNDC do Brasil. 2016. Disponível em: <http://redd.mma.gov.br/pt/noticias-principais/414-entenda-melhor-a-indc-do-brasil>.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC), 2018: **Global warming of 1.5°C**.

JANGORZO, N. S.; WATTEAU, F.; SCHWARTZ, C. Evolution of the pore structure of constructed Technosols during early pedogenesis quantified by image analysis. **Geoderma**, [S. l.], v. 207–208, n. 1, p. 180–192, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.05.016>.

JORIS, H. A. W.; CAIRES, E. F.; SCHARR, D. A.; BINI, Â. R.; HALISKI, A. Liming in the conversion from degraded pastureland to a no-till cropping system in Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, [S. l.], v. 162, p. 68–77, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.04.009>.

JÓZEFOWSKA, A.; PIETRZYKOWSKI, M.; WOŚ, B.; CAJTHAML, T.; FROUZ, J. The effects of tree species and substrate on carbon sequestration and chemical and biological properties in reforested post-mining soils. **Geoderma**, [S. l.], v. 292, p. 9–16, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.008>.

JUNIOR, T. F. S.; MOREIRA, E. B.; HEINECK, K. S. Barragens de contenção de rejeitos de mineração no Brasil. **HOLOS**, [S. l.], v. 34, p. 5, 2018. <https://doi.org/10.15628/holos.2018.7423>.

KARLEN, D. L. & RICE, C. W. Soil degradation: Will humankind ever learn? **Sustainability (Switzerland)**, [S. l.], v. 7, n. 9, p. 12490–12501, 2015. <https://doi.org/10.3390/su70912490>.

KARLEN, D. L.; VEUM, K. S.; SUDDUTH, K. A.; OBRYCKI, J. F.; NUNES, M. R. Soil health assessment: Past accomplishments, current activities, and future opportunities. **Soil and Tillage Research**, [S. l.], v. 195, p. 104365, 2019. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2019.104365>.

KARLEN, D. L. & STOTT, D. E. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: **Defining Soil Quality for a Sustainable Environment**. [s.l.]: wiley, 1994. v. 35, p. 53–72. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub35.c4>.

KARLEN, D. L.; MAUSBACH, M. J.; DORAN, J. W.; CLINE, R. G.; HARRIS, R. F.; SCHUMAN, G. E. Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). **Soil Science Society of America Journal**, [S. l.], v. 61, n. 1, p. 4–10, 1997. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>.

KASSAMBARA A. & MUNDT F. **factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses**. R package version 1.0.7. (2020).

- KEMP, D.; WORDEN, S.; OWEN, J.R. Differentiated social risk: Rebound dynamics and sustainability performance in mining. **Resources Policy**, [S. l.], v. 50, p. 19–26, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2016.08.004>.
- KER, J. C.; CURI, N.; SCHAEFER, C. E. G. R.; TORRADO, P. V. **Pedologia: fundamentos**. [s.l.]: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2012.
- KOSSOFF, D.; DUBBIN, W. E.; ALFREDSSON, M.; EDWARDS, S. J.; MACKLIN, M. G.; HUDSON-EDWARDS, K. A. Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. **Applied Geochemistry**, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.09.010>.
- LAL, R. Land degradation and pedological processes in a changing climate. **Pedologist**, [S. l.], v. 55, n. 03, p. 315–325, 2012.
- LAUDICINA, V. A.; PALAZZOLO, E.; CATANIA, P.; VALLONE, M.; GARCÍA, A. D.; BADALUCCO, L. Soil Quality Indicators as Affected by Shallow Tillage in a Vineyard Grown in a Semiarid Mediterranean Environment. **Land Degradation and Development**, [S. l.], v. 28, n. 3, p. 1038–1046, 2017. <https://doi.org/10.1002/ldr.2581>.
- LEAL, O. A.; CASTILHOS, R. M. V.; PINTO, L. F. S.; PAULETTO, E. A.; LEMES, E. S.; KUNDE, R. J. Initial recovery of organic matter of a grass-covered constructed soil after coal mining. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [S. l.], v. 40, p. 1–16, 2016. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20150384>.
- LEONARDI, Fernanda Aparecida. **O mapeamento, caracterização e datação de perfis lateríticos para a identificação e correlação de superfícies geomórficas: estudo de caso do Quadrilátero Ferrífero**. 2014. [s.n.], Campinas, SP, 2014.
- LEPSCH, F. I. **19 lições de pedologia**. 2011.
- LI, X.; LI, H.; YANG, L.; REN, Y. Assessment of soil quality of croplands in the Corn Belt of Northeast China. **Sustainability (Switzerland)**, [S. l.], v. 10, n. 1, p. 248, 2018. <https://doi.org/10.3390/su10010248>.
- LIMA, J. R. S.; SOUZA, R. M. S.; SANTOS, E. S.; SOUZA, E. S.; OLIVEIRA, J. E. S.; MEDEIROS, E. V.; PESSOA, L. G. M.; ANTONINO, A. C. D.; HAMMECKER, C. Impacts of land use changes on soil respiration in the semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira da Ciência do Solo**. 2020; 44: e0200092. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20200092>.
- LIU, X.; BAI, Z.; ZHOU, W.; CAO, Y.; ZHANG, G. Changes in soil properties in the soil profile after mining and reclamation in an opencast coal mine on the Loess Plateau, China. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 98, p. 228–239, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.078>.
- MACÍA, P.; FERNÁNDEZ-COSTAS, C.; RODRÍGUEZ, E.; SIEIRO, P.; PAZOS, M.; SANROMÁN, M.A. Technosols as a novel valorization strategy for an ecological management of dredged marine sediments. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 67, p. 182–189, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.020>.

MARTINS, A. F.; SALCEDO, I. H.; OLIVEIRA, F. P.; PEREIRA, W. E. Physical, chemical, and microbiological properties of soil under different plant covers in the seridó desertification region in the Brazilian semiarid. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [S. l.], v. 43, 2019. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20180162>.

MARTINS, C. M.; GALINDO, I. C. L.; SOUZA, E. R.; POROCA, H. A. Atributos químicos e microbianos do solo de áreas em processo de desertificação no semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 2010, vol. 34, p. 1883-1890. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000600012>.

MASTO, R. E.; CHHONKAR, P. K.; SINGH, D.; PATRA, A. K. Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilisation and manuring for 31 years in the semi-arid soils of India. **Environmental monitoring and assessment**, [S. l.], v. 136, 2008.

MASTO, R. E.; SHEIK, S.; NEHRU, G.; SELVI, V. A.; GEORGE, J.; RAM, L. C. Assessment of environmental soil quality around Sonapur Bazari mine of Raniganj coalfield, India. **Solid Earth**, [S. l.], v. 6, n. 3, p. 811–821, 2015. <https://doi.org/10.5194/se-6-811-2015>.

MENDES, W. S.; BOECHAT, C. L.; GUALBERTO, A. V. S.; BARBOSA, R. S.; SILVA, Y. J. A. B.; SARAIVA, P. C.; SENA, A. F. S.; DUARTE, L. S. L. Soil spectral library of piau state using machine learning for laboratory analysis in Northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [S. l.], v. 45, 2021. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20200115>.

MMA. **PLANAVEG: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa**. 2017. Brasília, DF.

MUKHERJEE, A. & LAL, R. Comparison of soil quality index using three methods. **PLoS ONE**, [S. l.], v. 9, n. 8, p. 105981, 2014. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105981>.

MUKHOPADHYAY, S.; MAITI, S. K.; MASTO, R. E. Development of mine soil quality index (MSQI) for evaluation of reclamation success: A chronosequence study. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 71, p. 10–20, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.001>.

MUKHOPADHYAY, S.; MAITI, S. K.; MASTO, R. E. Use of Reclaimed Mine Soil Index (RMSI) for screening of tree species for reclamation of coal mine degraded land. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 57, p. 133–142, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.017>.

MUKHOPADHYAY, S.; MASTO, R. E.; YADAV, A.; GEORGE, J.; RAM, L. C.; SHUKLA, S. P. Soil quality index for evaluation of reclaimed coal mine spoil. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 542, p. 540–550, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.035>.

NAKAJIMA, T.; LAL, R.; JIANG, S. Soil quality index of a crosby silt loam in central ohio. **Soil and Tillage Research**, [S. l.], v. 146, n. PB, p. 323–328, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.001>.

NEWMAN, C.; AGIOUTANTIS, Z.; LEON, G. B. J. Assessment of potential impacts to surface and subsurface water bodies due to longwall mining. **International Journal of Mining**

Science and Technology, [S. l.], v. 27, n. 1, p. 57–64, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ijmst.2016.11.016>.

NGO-MBOGBA, M.; YEMEFACK, M.; NYECK, B. Assessing soil quality under different land cover types within shifting agriculture in South Cameroon. **Soil and Tillage Research**, [S. l.], v. 150, p. 124–131, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.01.007>.

NIGAM, G. K.; SAHU, R. K.; SINHA, M. K.; DENG, X.; SINGH, R. B.; KUMAR, P. Field assessment of surface runoff, sediment yield and soil erosion in the opencast mines in Chirimiri area, Chhattisgarh, India. **Physics and Chemistry of the Earth**, [S. l.], v. 101, p. 137–148, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2017.07.001>.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECES, E.; WAGNER, H. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.5-7. (2020).

OLIVEIRA, P. A.; ASSIS, I. R.; DIAS, L. E.; SILVA, I. R.; BARBOSA, G. M. N.; TEIXEIRA, R. S.; CAMPOS, R. Different N-fertilization sources affecting the native soil organic matter mineralization on Technosols under iron ore tailing. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [S. l.], v. 45, 2019. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20200088>.

OWEN, J. R.; KEMP, D.; SVOBODOVA, K. L.; MURILLO, G. P. Catastrophic tailings dam failures and disaster risk disclosure. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, [S. l.], v. 42, p. 101361, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2019.101361>.

PARENTE, C. E. T.; LINO, A. S.; CARVALHO, G. O.; PIZZOCHERO, A. C.; AZEVEDO-SILVA, C. E.; FREITAS, M. O.; TEIXEIRA, C.; MOURA, R. L.; FILHO, V. J. M. F.; MALM, O. First year after the Brumadinho tailings' dam collapse: Spatial and seasonal variation of trace elements in sediments, fishes and macrophytes from the Paraopeba River, Brazil. **Environmental Research**, [S. l.], v. 193, p. 110526, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110526>.

PARFITT, R.L.; ATKINSON, R.J.; SMART, R.St.C. The Mechanism of Phosphate Fixation by Iron Oxides. **Soil Science Society of America Journal**, [S. l.], v. 39, n. 5, p. 837–841, 1975. <https://doi.org/10.2136/sssaj1975.03615995003900050017x>.

PORSANI, J. L.; JESUS, F. A. N.; STANGARI, M. C. GPR survey on an iron mining area after the collapse of the tailings Dam I at the Córrego do Feijão mine in Brumadinho-MG, Brazil. **Remote Sensing**, [S. l.], v. 11, n. 7, p. 860, 2019. <https://doi.org/10.3390/RS11070860>.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing** (version 4.1.0) [software] Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2021.

REIS, L. L. (2006). **Monitoramento da Recuperação Ambiental de Áreas de Mineração de Bauxita na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas (PA)**. [s.l: s.n.].

RHEINHEIMER, D.S.; TIECHER, T.; GONZATTO, R.; ZAFAR, M.; BRUNETTO, G. Residual effect of surface-applied lime on soil acidity properties in a long-term experiment

under no-till in a Southern Brazilian sandy Ultisol. **Geoderma**, [S. l.], v. 313, p. 7–16, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.024>.

RIVAS-PÉREZ, I. M.; FERNÁNDEZ-SANJURJO, M. J.; NÚÑEZ-DELGADO, A.; MONTERROSO, C.; MACÍAS, F.; ÁLVAREZ-RODRÍGUEZ, E. Evolution of Chemical Characteristics of Technosols in an Afforested Coal Mine Dump over a 20-year Period. **Land Degradation and Development**, [S. l.], v. 27, n. 6, p. 1640–1649, 2016. <https://doi.org/10.1002/ldr.2472>.

ROSSI, J. P.; FRANC, A.; ROUSSEAU, G. X. Indicating soil quality and the GISQ Soil. **Biology and Biochemistry**, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.10.004>.

ROTTA, L. H. S.; ALCÂNTARA, E.; PARK, E.; NEGRI, R. G.; LIN, Y. N.; BERNARDO, N.; MENDES, T. S. G.; SOUZA-FILHO, C. R. The 2019 Brumadinho tailings dam collapse: Possible cause and impacts of the worst human and environmental disaster in Brazil. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [S. l.], v. 90, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102119>.

RUEHLMANN, J.; & KÖRSCHENS, M. Soil particle density as affected by soil texture and soil organic matter: 2. Predicting the effect of the mineral composition of particle-size fractions. **Geoderma**, [S. l.], v. 375, p. 114543, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114543>.

RUIZ, F.; CHERUBIN, M. R.; FERREIRA, T. O. 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**, [S. l.], v. 276, p. 111344, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111344>.

RUTGERS, M.; VAN-WIJNEN, H. J.; SCHOUTEN, A. J.; MULDER, C.; KUITEN, A. M. P.; BRUSSAARD, L.; BREURE, A. M. A method to assess ecosystem services developed from soil attributes with stakeholders and data of four arable farms. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 415, p. 39–48, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.041>.

SAES, B. M. & BISHT, A. Iron ore peripheries in the extractive boom: A comparison between mining conflicts in India and Brazil. **Extractive Industries and Society**, [S. l.], v. 7, n. 4, p. 1567–1578, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2020.09.010>.

SANTAMARINA, J. C.; TORRES-CRUZ, L. A.; BACHUS, R. C. Why coal ash and tailings dam disasters occur. **Science**, [S. l.], v. 364, n. 6440, p. 526-528, 2019. <https://doi.org/10.1126/science.aax1927>.

SANTOS, H.G.; JACOMINE, P.K.T.; ANJOS, L.H.C.; OLIVEIRA, V.A.; LUMBRERAS, J.F.; COELHO, M.R.; ALMEIDA, J.A.; ARAUJO-FILHO, J.C.; OLIVEIRA, J.B.; CUNHA, T.J.F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS)**, 5ª edição (revista e ampliada). Brasília, DF: Embrapa, 2018, 356 p.

SARKAR, D. **Lattice: Multivariate Data Visualization with R**. Springer, New York. ISBN 978-0-387-75968-5, (2008).

SCHUELER, V.; KUEMMERLE, T.; SCHRÖDER, H. Impacts of surface gold mining on land use systems in Western Ghana. *Ambio*, [S. l.], v. 40, n. 5, p. 528–539, 2011. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0141-9>.

SER & PWG. **Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group**. [s.l.: s.n.]. 2004. Disponível em: www.ser.org.

SHIRI, J.; KESHAVARZI, A.; KISI, O.; ITURRARAN-VIVEROS, U.; BAGHERZADEH, A.; MOUSAVI, R.; KARIMI, S. Modeling soil cation exchange capacity using soil parameters: Assessing the heuristic models. *Computers and Electronics in Agriculture*, [S. l.], v. 135, p. 242–251, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2017.02.016>.

SHRESTHA, R. K. & LAL, R. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. *Geoderma*, [S. l.], v. 161, n. 3–4, p. 168–176, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.12.015>.

SILVA, M. A.; FREITAS, C. M.; XAVIER, D. R.; ROMÃO, A. R. Sobreposição de riscos e impactos no desastre da Vale em Brumadinho. *Ciência e Cultura*, [S. l.], v. 72, n. 2, p. 21–28, 2020. <https://doi.org/10.21800/2317-66602020000200008>.

SIMPSON, G. L. **permute: Functions for Generating Restricted Permutations of Data**. *R package version 0.9-5*. (2019).

SOUZA, J. J. L. L.; ABRAHÃO, W. A. P.; MELLO, J. W. V.; SILVA, J.; COSTA, L. M.; OLIVEIRA, T. S. Geochemistry and spatial variability of metal(loid) concentrations in soils of the state of Minas Gerais, Brazil. *Science of the Total Environment*, [S. l.], v. 505, p. 338–349, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.098>.

STEELMINT. **SteelMint Daily Report**. As On 27 Nov 2019 | Iron Ore | Scrap. 2019. Disponível em: <https://pt.scribd.com/document/438690707/SteelMint-Daily-Report-as-on-27-Nov-2019>.

STEFANOSKI, D. C.; FIGUEIREDO, C. C.; SANTOS, G. G.; MARCHÃO, R. L. Selecting soil quality indicators for different soil management systems in the Brazilian Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, [S. l.], v. 51, n. 9, p. 1643–1651, 2016. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900064>.

STRASSBURG, B. B. N.; IRIBARREM, A.; BEYER, H. L.; CORDEIRO, C. L.; CROUZEILLES, R.; JAKOVAC, C. C.; JUNQUEIRA, A. B.; LACERDA, E.; LATAWIEC, A. E.; BALMFORD, A.; BROOKS, T. M.; BUTCHART, S. H. M.; CHAZDON, R. L.; ERB, K-H.; BRANCALION, P.; BUCHANAN, G.; COOPER, D.; DÍAZ, S.; DONALD, P. F.; KAPOS, V.; LECLÈRE, D.; MILES, L.; OBERSTEINER, M.; PLUTZAR, C.; SCARAMUZZA, C. A. M.; FABIO R. SCARANO, F. R. & VISCONTI, P. Global priority areas for ecosystem restoration. *Nature*, [S. l.], v. 586, n. 7831, p. 724–729, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2784-9>.

TEIXEIRA, P. C.; CAMPOS D.V.B., BIANCHI S.R., PÉREZ D.V., SALDANHA M.F.C. **Cátions trocáveis**. In: Manual de métodos de análise de solo / Paulo César Teixeira ... [et al.], Editores Técnicos – 3ª edição revista e ampliada – Brasília, DF Embrapa, 573 p. 2017_b.

- TEIXEIRA, P. C.; CAMPOS D. V. B., SALDANHA, M. F. C. **Fósforo disponível**. In: Manual de métodos de análise de solo / Paulo César Teixeira ... [et al.], Editores Técnicos – 3ª edição revista e ampliada – Brasília, DF Embrapa, 573 p. 2017_c.
- TEIXEIRA, P. C.; CAMPOS, D. V. B.; SALDANHA, M. F. C.; PÉREZ, D. V.; **Complexo Sortivo do Solo (Soma de Bases Trocáveis, CTC Efetiva, CTC Total, Percentagem de Saturação por Bases)**. In: Manual de métodos de análise de solo / Paulo César Teixeira ... [et al.], Editores Técnicos – 3ª edição revista e ampliada – Brasília, DF Embrapa, 573 p. 2017_d.
- TEIXEIRA, P. C.; CAMPOS, D. V. B.; SALDANHA, M. F. C. **pH do solo**. In: Manual de métodos de análise de solo / Paulo César Teixeira ... [et al.], Editores Técnicos – 3ª edição revista e ampliada – Brasília, DF Embrapa, 573 p. 2017_a.
- TEIXEIRA, W. G. & BEHRING, 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 / Paulo César Teixeira ... [et al.], Editores Técnicos – 3ª edição revista e ampliada – Brasília, DF Embrapa, 573 p. 2017.
- TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3a ed. rev. e ampl. ed. Brasília, DF: Empresa brasileira de pesquisa agropecuária (EMBRAPA), Brasília, DF Embrapa, 573 p. 2017.
- TEIXEIRA, R. A.; FERNANDES, A. R.; FERREIRA, J. R.; VASCONCELOS, S. S.; BRAZ, A. M. S. Contamination and soil biological properties in the Serra Pelada mine - Amazonia, Brazil. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [S. l.], v. 42, 2018. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20160354>.
- TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M., DONAGEMMA, G. K. **Condutividade Hidráulica**. In: Manual de métodos de análise de solo / Paulo César Teixeira ... [et al.], Editores Técnicos – 3ª edição revista e ampliada – Brasília, DF Embrapa, 573 p. 2017b.
- THOMAZINI, A.; MENDONÇA, E. S.; CARDOSO, I. M.; GARBIN, M. L. SOC dynamics and soil quality index of agroforestry systems in the Atlantic rainforest of Brazil. **Geoderma Regional**, [S. l.], v. 5, p. 15–24, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2015.02.003>.
- THOMPSON, F.; OLIVEIRA, B. C.; CORDEIRO, M. C.; MASI, B. P.; RANGEL, T. P.; PAZ, P.; FREITAS, T.; LOPES, G.; SILVA, B. S.; CABRAL, A. S.; SOARES, M.; LACERDA, D.; VERGILIO, C. S.; LOPES-FERREIRA, M.; LIMA, C.; THOMPSON, C.; REZENDE, C. E. Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 705, 135914, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135914>.
- TIRITAN, C. S.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; CARMEIS-FILHO, A. C. A.; FERNANDES, D. M.; NASCENTE, A. S. Tillage system and lime application in a tropical region: Soil chemical fertility and corn yield in succession to degraded pastures. **Soil and Tillage Research**, [S. l.], v. 155, p. 437–447, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.06.012>.
- TOLLEFSON, J. The 2 ° C dream. **Nature**, [S. l.], v. 527, p. 436–438, 2015.

TORMENA, C. A.; SILVA, A. P.; LIBARDI, P. L. Caracterização do intervalo hídrico ótimo de um latossolo roxo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [S. l.], v. 22, n. 4, p. 573–581, 1998. <https://doi.org/10.1590/s0100-06831998000400002>.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (USGS). **Mineral Commodity Summaries Mineral Commodity Summaries**. [s.l.: s.n.]. <https://doi.org/10.3133/MCS2021>.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE (USDA). **Soil Quality Test Kit Guide**. [s.l.: s.n.] 1999.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA) **E. Method 3051A: microwave assisted acid digestion of sediments sludges, soils, and oils**. *Test Methods Eval Solid Waste*; p. 1-30. 2007.

VALE. **Balanco da Reparação**. [s.l.: s.n.], 2020.

VALE. **Balanco da Reparação**. Brumadinho-MG, pp. 1-29. 2021.

VALENTE, F. D. A.; CASTRO, M. F.; TORRES, C. M. M. E.; NEVES, J. C. L.; SILVA, I. R.; OLIVEIRA, T. S. Growth, biomass and carbon stocks in forest cover planted in an area of bauxite mining in rehabilitation. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [S. l.], v. 43, p. 1–15, 2019. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20180212>.

VASU, D.; SINGH, S. K., RAY, S. K., DURAISAMI, V. P.; TIWARY, P., CHANDRAN, P.; NIMKAR, A. M.; ANANTWAR, S. G. **Soil quality index (SQI) as a tool to evaluate crop productivity in semi-arid Deccan plateau, India**, *Geoderma*, vol. (282), p. 70-79, ISSN 0016-7061, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.07.010>.

VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P.; ANDRADE, M. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. **Soil Biology and Biochemistry**, [S. l.], v. 39, n. 12, p. 3066–3080, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.06.013>.

VERGILIO, C. S. et al. Metal concentrations and biological effects from one of the largest mining disasters in the world (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). **Scientific Reports**, [S. l.], v. 10, n. 1, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62700-w>

VIANA J. H. M., TEIXEIRA W. G.; DONAGEMMA G. K. **Densidade de partículas**. In: Manual de métodos de análise de solo / Paulo César Teixeira ... [et al.], Editores Técnicos – 3ª edição revista e ampliada – Brasília, DF Embrapa, 573 p. 2017b.

VIANA, J. H. M.; DONAGEMMA, G. K.; TEIXEIRA, G. W. **Umidade residual e fator “f”**. In: Manual de métodos de análise de solo / Paulo César Teixeira ... [et al.], Editores Técnicos – 3ª edição revista e ampliada – Brasília, DF Embrapa, 573 p. 2017a.

WANG, G.; MA, Z.; LI, R.; SONG, Y.; QU, J.; ZHANG, S.; YAN, C.; HAN, J. Integration of multi-source and multi-scale datasets for 3D structural modeling for subsurface exploration targeting, Luanchuan Mo-polymetallic district, China. **Journal of Applied Geophysics**, [S. l.], v. 139, p. 269–290, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2017.02.027>.

WANG, J.; WANG, H.; CAO, Y.; BAI, Z.; QIN, Q. Effects of soil and topographic factors on vegetation restoration in opencast coal mine dumps located in a loess area. **Scientific Reports**, [S. l.], v. 6, n. 1, p. 1–11, 2016. <https://doi.org/10.1038/srep22058>.

WICKHAM H. & BRYAN J. **readxl: Read Excel Files**. *R package version 1.3.1*. (2019).

WISE URANIUM PROJECT. **WISE Uranium Project: News**. 2021. Disponível em: <http://www.wise-uranium.org/new.html?year=2021>.

WMTF. **ESTIMATE OF WORLD TAILINGS PORTFOLIO 2020 – World Mine Tailings Failures—from 1915**. 2020. Disponível em: <https://worldminetailingsfailures.org/estimate-of-world-tailings-portfolio-2020/>.

XIANG, H.; WANG, Z.; MAO, D.; ZHANG, J.; ZHAO, D.; ZENG, Y.; WU, B. Surface mining caused multiple ecosystem service losses in China. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 290, p. 112618, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112618>.

YADA, M. M.; MINGOTTE, F. L. C.; MELO, W. J.; MELO, G. P.; MELO, V. P.; LONGO, R. M.; RIBEIRO, A. Í. Atributos químicos e bioquímicos em solos degradados por mineração de estanho e em fase de recuperação em ecossistema Amazônico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [S. l.], v. 39, n. 3, p. 714–724, 2015. <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20140499>.

ZHAO, R.; LI, Z. W.; FENG, G. C.; WANG, Q. J.; HU, J. Monitoring surface deformation over permafrost with an improved SBAS-InSAR algorithm: With emphasis on climatic factors modeling. **Remote Sensing of Environment**, [S. l.], v. 184, p. 276–287, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.07.019>.

ZORNOZA, R.; ACOSTA, J. A.; BASTIDA, F.; DOMÍNGUEZ, S. G.; TOLEDO, D. M.; FAZ, A. Identification of sensitive indicators to assess the interrelationship between soil quality, management practices and human health. **SOIL**, [S. l.], v. 1, n. 1, p. 173–185, 2015. <https://doi.org/10.5194/soil-1-173-2015>